

UNIwersYTET ZIELONOGÓRSKI
Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska

Seria: Inżynieria Środowiska - nr 42

zeszyty
naukowe



**ZESZYTY NAUKOWE
UNIwersYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 162**

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – 42

ZIELONA GÓRA • 2016

REDAKCJA ZESZYTU NAUKOWEGO:

dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. UZ (*Redaktor Naczelny*)

Redaktorzy tematyczni:

prof. dr hab. inż. Andrzej Jędrzak, prof. dr hab. inż. Joachim Koziół,
prof. dr hab. inż. Tadeusz Kuczyński, prof. dr hab. inż. Zofia Sadecka,
dr hab. Michał Drab, prof. UZ, dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. UZ,
dr hab. Zygmunt Lipnicki, prof. UZ, dr hab. Marlena Piontek, prof. UZ,
dr hab. inż. Nguyen Thi Bich Loc, prof. UZ

Redaktor techniczny:

dr inż. Ewelina Płuciennik-Koropczuk

Sekretarz:

dr inż. Magda Hudak

Redaktor statystyczny:

dr hab. inż. Michał Drab, prof. UZ

Redaktor językowy:

mgr Wojciech Wieluński (jęz. ang.)

Wydano za zgodą J.M. Rektora Uniwersytetu Zielonogórskiego

ISSN 1895-7323

SPIS TREŚCI

Urszula Kołodziejczyk, Magda Hudak, Dawid Golik, Mateusz Migda – Hydrologia zlewni rzeki Kowaniec	5
Mateusz Cuske, Anna Karczewska – Elementy oceny ryzyka środowiskowego związanego z aplikacją materii organicznej do gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi z rejonu huty miedzi	20
Mateusz Cuske, Anna Karczewska – Wpływ materii organicznej na zmiany rozpuszczalności metali ciężkich w glebach zanieczyszczonych w świetle literatury ...	39
María Eugenia Molar Orozco, Carmina Fernández de Lara Aguilar – Comparativa de contaminación acústica en espacios públicos caso Zócalo y plaza San José en la ciudad de Puebla	60
Sylwia Myszograj, Katarzyna Kozłowska, Piotr Gramza – Wpływ kompostowania na ograniczenie emisji metanu ze składowanych odpadów komunalnych	77
Agnieszka Gontaszewska – Kopalnia Węgla Brunatnego „Borussia” koło Ośna Lubuskiego	89
Agnieszka Tokarska-Osyczka, Sebastian Pilichowski – Ocena zagrożeń i aktualizacja rejestru pomników przyrody ożywionych Zielonej Góry w jej nowych granicach	102
Urszula Kołodziejczyk, Leszek Kuroczycki, Marta Żebrowska – Wezbrania na Bobrze w Żaganiu w świetle obserwacji historycznych	129
Magdalena Mamak, Alicja Kicińska – Zamykanie i rekultywacja dzikich składowisk odpadów niespełniających wymagań prawnych po wejściu Polski do UE na przykładzie wybranego składowiska z terenu powiatu nowosądeckiego	138

**URSZULA KOŁODZIEJCZYK*, MAGDA HUDAK*,
DAWID GOLIK**, MATEUSZ MIGDA****

HYDROLOGIA ZLEWNI RZEKI KOWANIEC

Streszczenie

W pracy przedstawiono charakterystykę hydrograficzną zlewni rzeki Kowaniec (dopływ Dunajca, dorzecze Wisły) oraz bilans wodny tego obszaru. Z przeprowadzonej analizy wynika, że zbadana zlewnia wykazuje parametry hydrologiczne typowe dla rzek górskich, mocno zalesionych. Dominuje tutaj zasilanie powierzchniowe, związane z intensywnymi opadami wiosenno-letnimi. Bilans wodny zlewni rzeki Kowaniec jest dodatni.

Słowa kluczowe: zlewnia, bilans wodny

WSTĘP

Rzeki górskie charakteryzują się specyficznymi parametrami hydrologicznymi. Wynikają one z budowy geologicznej podłoża, a – przede wszystkim – z geomorfologii zlewni i sposobu jej zagospodarowania [Mikulski 1991, Strakel 1999]. Parametry te decydują bowiem o odpływie powierzchniowym [Wrzeński 2013], czyli głównym składniku bilansu wodnego zlewni rzeki.

Wielkość odpływu podziemnego w zlewniach rzek górskich jest mało znacząca. Zależy ona od zdolności retencyjnej skał wodonośnych i głębokości erozyjnego wcięcia rzek w podłoże. Przestrzenne zróżnicowanie tego parametru jest zbliżone do rozkładu odpływu całkowitego, determinowanego zazwyczaj przez odpływ powierzchniowy [Nowicka 2009].

Odpływ powierzchniowy w zlewniach rzek górskich jest kształtowany przez gwałtowne i krótkotrwałe wezbrania, występujące głównie w okresie wiosenno-letnim, a także – istotne różnice w przepływach średnich dobowych.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

** Wydział Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska, studenci kierunku inżynieria środowiska

Według mapy reżimów rzecznych w Polsce [Dynowska 1995] zlewnia rzeki Kowaniec wykazuje reżim pluwialno-niwalny, gdzie dominują wezbrania opadowe. Średni odpływ miesiąca letniego jest w tym rejonie wyższy od średniego odpływu miesiąca wiosennego i wynosi 130-180% średniego odpływu rocznego. W analizowanym rejonie zasilanie powierzchniowe wynosi 65%.

Celem uściślenia istniejących danych hydrograficznych autorzy pracy przeprowadzili szczegółową analizę hydrograficzną zlewni rzeki Kowaniec oraz bilans wodny tego obszaru [Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1996, Chrzan 2001].

CHARAKTERYSTYKA ZLEWNI RZEKI KOWANIEC

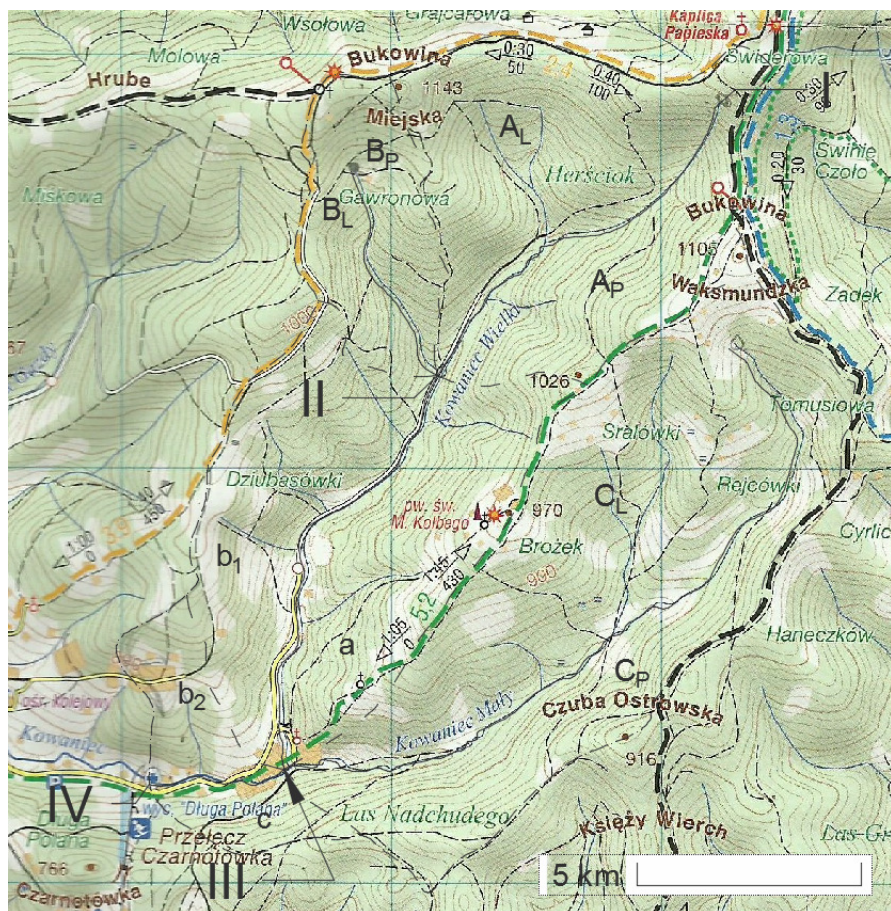
Rzeka Kowaniec jest dopływem Dunajca, prawego dopływu Wisły. Zlewnia rzeki (rys. 1) ma typ górski, wyróżniający się dużym spadkiem terenu oraz nieprzepuszczalnym podłożem. Jej cechą charakterystyczną jest wysoki stopień zalesienia oraz wysokie żleby skalne. W obszarze zlewni rzeki Kowaniec znajdują się szczyty górskie: Bukowina Waksmundzka (1105 m n.p.m.) i Bukowina Miejska (1143 m n.p.m.). W odległości 4,5 km od granic zlewni jest zlokalizowany Turbacz (1310 m n.p.m.) – najwyższy szczyt Górców.



Rys. 1. Lokalizacja zlewni rzeki Kowaniec
Fig. 1. Location river basin Kowaniec

ANALIZA ELEMENTÓW HYDROGRAFICZNYCH RZECI KOWANIEC

Zlewnię rzeki Kowaniec tworzy szereg dorzeczy częściowych i przyrzeczy (rys. 2). Obliczenia powierzchni zlewni częściowych zawiera tab. 1, natomiast długości dopływów – tab. 2.



Oznaczenia:

I - punkt węzłowy — — — Granice zlewni — — — Granice zlewni częściowych

Rys. 2. Podział dorzecza rzeki Kowaniec na zlewnie częściowe
Fig. 2. The division of Kowaniec river basin on a partial catchments

Poniżej przedstawiono obliczenia wskaźników charakterystycznych dla zlewni rzeki Kowaniec.

1. Wskaźnik kolistości C_k – stosunek powierzchni zlewni A do powierzchni koła o powierzchni równej A_k , o tym samym obwodzie, co obwód zlewni P :
 $P = 12,15$ [km]

$$C_k = \frac{A}{A_k} = \frac{4\pi A}{P^2}$$

$$A_k = 11,74 \text{ [km}^2\text{]}$$

$$C_k = \frac{7,93}{11,74} = 0,68$$

$$C_k = \frac{4\pi \cdot 7,93}{12,15^2} = \frac{12,57 \cdot 7,93}{147,62} = 0,68$$

2. Wskaźnik wydłużenia C_w – stosunek średnicy koła o tej samej powierzchni, co zlewnia A do długości zlewni L :

$$R = 1,59 \text{ [km]}$$

$$D = 3,18 \text{ [km]}$$

$$L = 4,87 \text{ [km]}$$

$$C_w = \frac{2r}{L} = \frac{1,13\sqrt{A}}{L}$$

$$C_w = \frac{1,13\sqrt{7,93}}{4,87} = \frac{1,13 \cdot 2,82}{4,87} = \frac{3,18}{4,87} = 0,65$$

3. Wskaźnik lemniskaty C_l – stosunek powierzchni koła o promieniu równym połowie długości zlewni L [km] do powierzchni zlewni A [km²]:

$$C_l = \frac{\pi L^2}{4A}$$

$$C_l = \frac{\pi(4,87)^2}{4 \cdot 7,93} = \frac{23,72\pi}{31,72} = \frac{74,51}{31,72} = 2,35$$

Wysokość maksymalna:

$$H_{\max} = 1200 \text{ m n.p.m.}$$

Wysokość minimalna:

$$H_{\min} = 700 \text{ m n.p.m.}$$

Wielkość deniwelacji:

$$\Delta H = H_{\max} - H_{\min} \text{ [m]}$$

$$\Delta H = 1200 - 700 = 500 \text{ [m]}$$

Średnia wysokość zlewni:

$$H = 0,5(H_{\max} - H_{\min}) \text{ [m]}$$

$$H = 0,5 \cdot 500 = 250 \text{ [m]}$$

Spadek zlewni:

$$R = \frac{\Delta H}{\sqrt{A}} \cdot 1000 \text{ [‰]}$$

$$R = \frac{500}{\sqrt{7930000}} = \frac{500}{2816,03} = 0,18 \text{ [‰]}$$

Spadek działu wodnego:

$$R_p = \frac{\Delta H}{P} \cdot 1000 \text{ [‰]}$$

$$R_p = \frac{500}{12150} \cdot 1000 = 41,15 \text{ [‰]}$$

Spadek doliny rzecznej:

$$I_{dr} = \frac{\Delta H}{l} \cdot 1000 \text{ [‰]}$$

$$I_{dr} = \frac{500}{4560} \cdot 1000 = 109,65 \text{ [‰]}$$

gdzie:

l – długość rzeki [m]

Wskaźnik jeziorności:

$$J_0 = \frac{\sum A_{\text{jez.}}}{A}$$

gdzie:

A_{jez} – powierzchnia jezior [km²]

A – powierzchnia zlewni [km²]

$$J_0 = \frac{0}{7,93} = 0$$

Wskaźnik lesistości:

$$L = \frac{\sum A_{\text{leś}}}{A}$$

$$L = \frac{7,12}{7,93} = 0,90$$

gdzie:

$A_{\text{leś}}$ – powierzchnia lasów [km²]

A – powierzchnia zlewni [km²]

Tab. 1. Powierzchnie zlewni cząstkowych rzeki Kowaniec

Tab. 1. The partial surfaces of the Kowaniec river basin

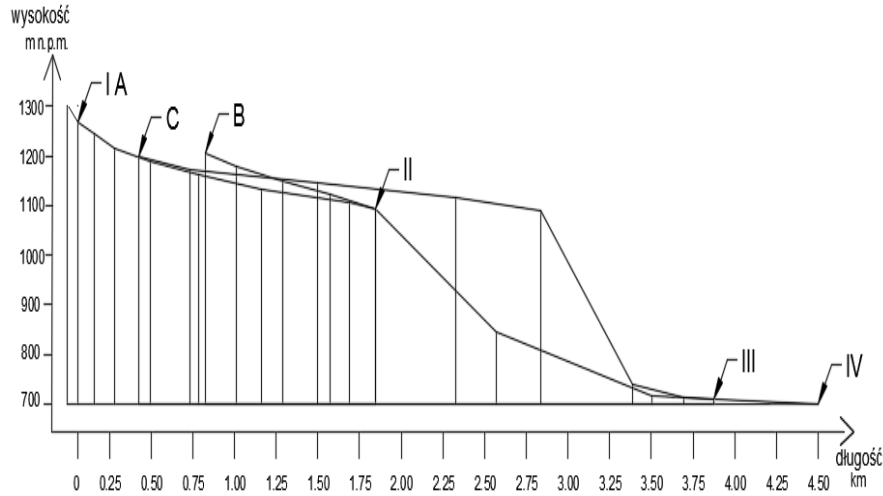
Części składowe dorzecza	
Oznaczenie zlewni cząstkowej	Powierzchnia, km ²
A_L	1,13
A_P	0,73
B_L	0,31
B_P	0,35
b_1	1,00
B_2	0,28
C_L	1,76
C_P	1,16
a	1,01
c	0,20
Powierzchnia dorzecza	
-	7,93

Tab. 2. Długość dopływów rzeki Kowaniec

Tab. 2. The length of tributaries of the Kowaniec river

Dopływy	Długość dopływu, km	Długość rzeki głównej, km
B	1,05	4,56
C	3,55	
Odcinek rzeki głównej	-	-
I-II		1,84
II-III		2,08
III-IV		0,64

Profil podłużny rzeki (rys. 3) rzeka Kowaniec wykazuje największy spadek w części środkowej.



Rys. 3. Profil podłużny rzeki Kowaniec i jej dopływów
Fig. 3. The longitudinal profile of the Kowaniec river and its tributaries

Wykres przyrostu zlewni rzeki Kowaniec – znacznie większą powierzchnię zajmuje prawe dorzecze rzeki (4,85 km²).

Analiza geometrii zlewni:

$$A = 7,93 \text{ [km}^2\text{]}$$

$$B = \frac{A}{L} \text{ [km]}$$

$$L = 4,56 + 0,31 = 4,87 \text{ [km]}$$

$$B = \frac{7,93}{4,87} = 1,63 \text{ [km]}$$

gdzie:

B – szerokość zlewni [km]

A – powierzchnia zlewni [km²]

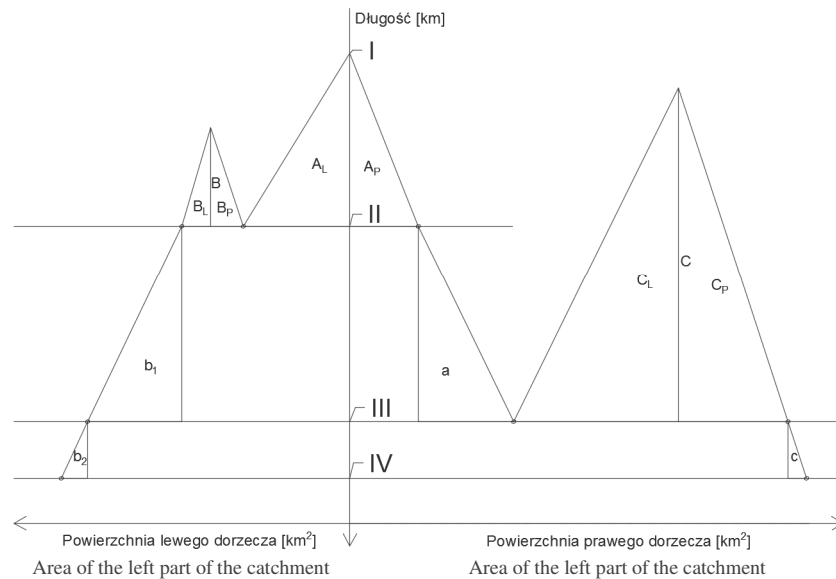
L – długość zlewni, długość rzeki powiększona o odcinek pomiędzy źródłem, a granicą zlewni [km]

Wskaźnik formy C_f – kształt zlewni przyrównany do kwadratu o powierzchni równej zlewni A:

$$C_f = \frac{A}{L^2} = \frac{B}{L}$$

$$C_f = \frac{7,93}{4,87^2} = \frac{7,93}{23,72} = 0,33$$

$$C_f = \frac{1,63}{4,87} = 0,33$$

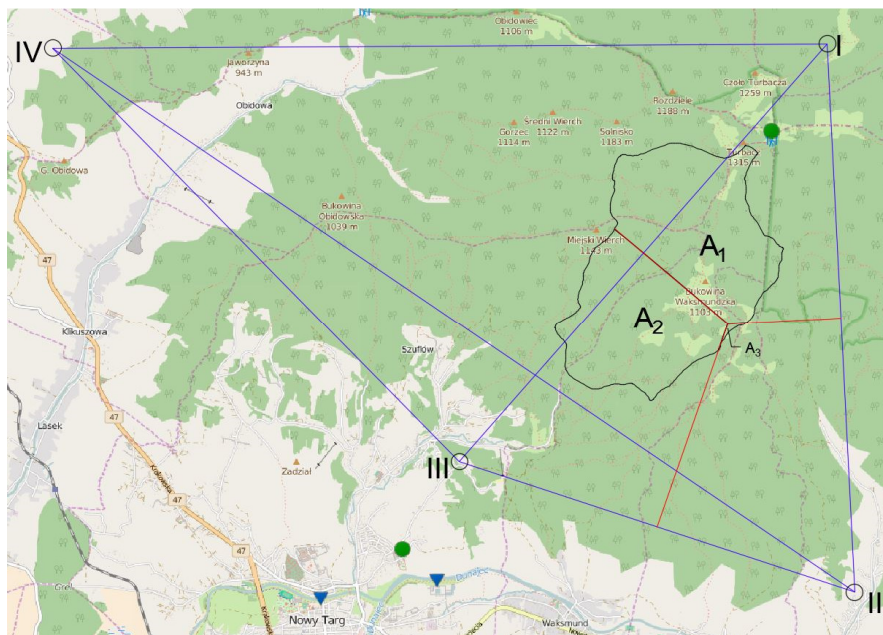


Rys. 4. Wykres przyrostu dorzecza rzeki Kowaniec
Fig. 4. The diagram of the Kowaniec river catchment evolution

BILANS WODNY ZLEWNI RZEKI KOWANIEC

Bilans wodny rzeki Kowaniec przeprowadzono poprzez analizę następujących składników: opadu, odpływu, parowania i retencji.

Opad w zlewni ustalono metodą wielokątów, wykorzystując dane meteorologiczne z czterech stacji obserwacyjnych sąsiadujących z jej obszarem (rys. 5).



Rys. 5. Schemat obliczeń opadu w zlewni metodą wielokątów
 Fig. 5. Schema of the precipitation calculations in the catchment,
 using the polygons method

Obliczenia średniego opadu w zlewni rzeki uzyskanego metodą wielokątów podano w tab. 3.

Tab. 3. Średni opad w zlewni rzeki Kowaniec

Tab. 3. The average precipitation for the Kowaniec river catchment

Numer pola	Powierzchnia wielokąta	Wysokość opadu w polu P_i [m]	Objętość opadu w polu $P_i = A_i \cdot P_i$	
	km ²		m ³	km ³
A ₁	4,27	1,199	5117036,6	0,00511
A ₂	3,63	0,805	2923895,8	0,00292
A ₃	0,02	0,954	23067,6	0,00002
Objętość opadu w całej zlewni ustalona metodą wielokątów			8063999,9	0,00806

Średni opad w zlewni wynosi:

$$P = \frac{\sum P_i \cdot A_i}{\sum A_i} = \frac{V}{\sum A_i} \text{ [m]}$$

gdzie:

P_i - wysokość opadu równa wartości wysokości opadu w danej stacji meteorologicznej [m]

A_i - powierzchnie pól poszczególnych wielokątów [m²]

ΣA_i - suma powierzchni wszystkich pól [m²]

$$P = \frac{8063999,9}{7924102,1} = 1,02 \text{ [m]}$$

Obliczenie przepływów charakterystycznych rzeki metodą wzorów Iszkowskiego:

- średni roczny przepływ;

$$Q_{\text{sr}} = \frac{C_s \cdot P \cdot A}{t} \text{ [m}^3 \cdot \text{s}^{-1}]$$

$$Q_{\text{sr}} = \frac{0,29 \cdot 1,02 \cdot 7924102,1}{31536000} = 0,074 \text{ [m}^3 \cdot \text{s}^{-1}]$$

gdzie:

C_s - współczynnik średniego rocznego odpływu

P - średni roczny opad [m]

A - powierzchnia zlewni [m²]

t - czas [s]

- średni roczny spływ jednostkowy;

$$q = \frac{Q_{\text{sr}}}{A \cdot 1000} \text{ [m} \cdot \text{s}^{-1}]$$

$$q = 9,38 \cdot 10^{-12} \text{ [m} \cdot \text{s}^{-1}]$$

- przepływ minimalny (absolutnie najniższy);

$$Q_{\text{min}} = 0,2 \cdot v \cdot Q_{\text{sr}} \text{ [m}^3 \cdot \text{s}^{-1}]$$

gdzie:

v - współczynnik zależny od fizjografii, budowy geologicznej

$$Q_{\text{min}} = 0,0044596 \text{ [m}^3 \cdot \text{s}^{-1}]$$

- jednostkowy spływ minimalny;

$$q = \frac{Q_{\text{min}}}{A \cdot 1000} \text{ [m} \cdot \text{s}^{-1}]$$

$$q_{\text{min}} = 5,628 \cdot 10^{-12} \text{ [m} \cdot \text{s}^{-1}]$$

- przepływ średni niski;

$$Q_1 = 0,4 \cdot v \cdot Q_{sr.} [m^3 \cdot s^{-1}]$$

$$Q_1 = 0,0089191 [m^3 \cdot s^{-1}]$$

- jednostkowy średni spływ niski;

$$q_1 = \frac{Q_1}{A \cdot 1000} [m \cdot s^{-1}]$$

$$q_1 = 1,126 \cdot 10^{-12} [m \cdot s^{-1}]$$

- przepływ średni normalny;

$$Q_2 = 0,7 \cdot v \cdot Q_{sr.} [m^3 \cdot s^{-1}]$$

$$Q_2 = 0,0156085 [m^3 \cdot s^{-1}]$$

- jednostkowy średni spływ normalny

$$q_2 = \frac{Q_2}{A \cdot 1000} [m \cdot s^{-1}]$$

$$q_2 = 1,97 \cdot 10^{-12} [m \cdot s^{-1}]$$

Obliczenie przepływów wielkich wód o nieokreślonym prawdopodobieństwie występowania metodą wzoru Iszkowskiego:

Przepływ wielkiej wody:

$$Q_k = \frac{m \cdot C_w \cdot P \cdot A}{t} [m^3 \cdot s^{-1}]$$

gdzie:

Q_k - przepływ wielkiej wody, tzw. katastrofalnej [$m^3 \cdot s^{-1}$]

P - opad [m]

A - powierzchnia zlewni [m^2]

C_w - współczynnik zależny od rzeźby terenu i kategorii zlewni

m - współczynnik zależny od powierzchni i konfiguracji terenu zlewni

t - czas {s}

$$Q_k = 0,7060987 [m^3 \cdot s^{-1}]$$

Spływ jednostkowy

$$q_k = \frac{Q_k}{A \cdot 1000} [m \cdot s^{-1}]$$

$$q_k = 8,911 \cdot 10^{-11} [m \cdot s^{-1}]$$

Obliczenie przepływów wielkich wód o nieokreślonym prawdopodobieństwie występowania metodą wzoru Leowego:

Przepływy wielkich wód

$$Q_{Lew} = \frac{k_1 \cdot k_2 \cdot k_3 \cdot k_4 \cdot P_{(l,z)} \cdot A}{t} [m^3 \cdot s^{-1}]$$

gdzie:

$Q_{(l,z)}$ - wielka woda (letnia, zimowa)

P_l - średni opad z miesięcy letnich (można przyjąć $P_l = 0,17 \cdot P$) [m]

P_z - średni opad z miesięcy zimowych (można przyjąć $P_z = 0,25 \cdot P$) [m]

k_1, k_2, k_3, k_4 - współczynniki określające charakter zlewni

t - czas [s]

$$Q_{Lew(l)} = 0,0392135 [m^3 \cdot s^{-1}]$$

$$Q_{Lew(z)} = 0,057668 [m^3 \cdot s^{-1}]$$

Spływ jednostkowy wody letniej i zimowej:

$$q_{Lew(l,z)} = \frac{Q_{Lew}}{A \cdot 1000} [m \cdot s^{-1}]$$

$$Q_{Lew(l)} = 4,949 \cdot 10^{-12} [m \cdot s^{-1}]$$

$$Q_{Lew(z)} = 1,243 \cdot 10^{-12} [m \cdot s^{-1}]$$

Obliczenie odpływu

Odpływ z całej powierzchni zlewni

$$V = O_{sr} \cdot t [m^3]$$

gdzie:

Q_{sr} - średni roczny przepływ [$m^3 \cdot s^{-1}$]

t - czas (ilość sekund w roku - 31536000) [s]

$$V = 2343949,4 [m^3]$$

Odpływ jednostkowy

$$H = \frac{V}{A} [m]$$

gdzie:

V - odpływ z całej zlewni [m^3]

A - powierzchnia zlewni [m^2]

$$H = 0,2958 [m]$$

Określenie wielkości parowania

Wielkość parowania można określić na podstawie mapy izotym rocznych ustalonych przez Awłasiewicza (1953). Dla rzeki Kowaniec wynosi ona $E = 478$ [mm].

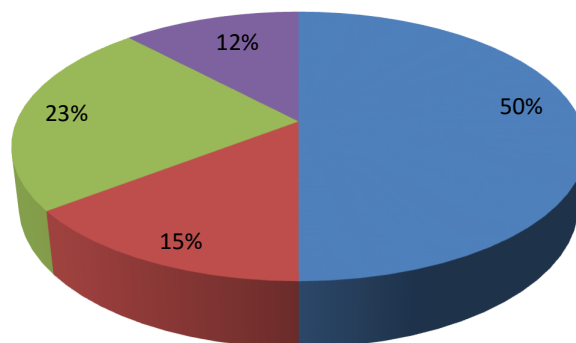
Zestawienie obliczonych składników bilansu wodnego rzeki Kowaniec zawiera tab. 4 oraz rys. 6 i rys. 7.

Tab. 4. Zestawienie elementów bilansu wodnego

Tab. 4. The elements of the water balance

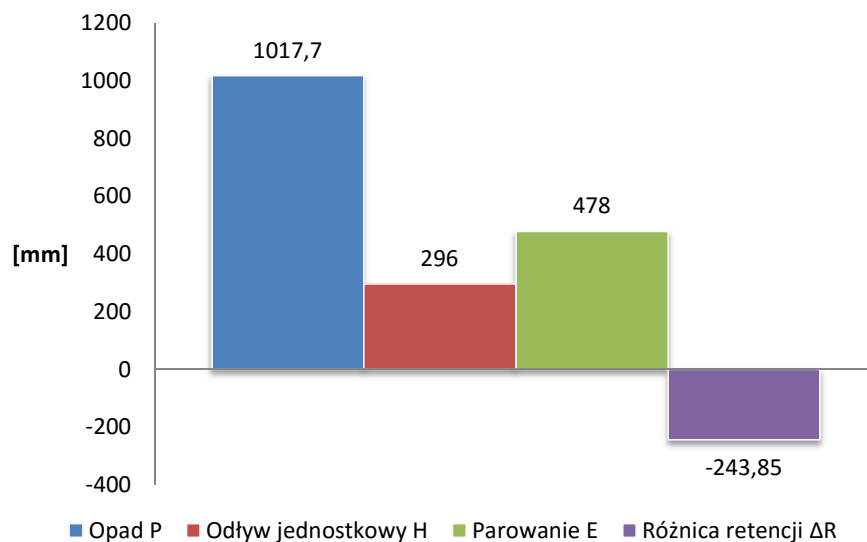
Rok	Opad P [mm]	Odpływ jednostkowy H [mm]	Współczynnik odpływu $\alpha = H / P$	Parowanie E [mm]	Różnica retencji ΔR [mm] $\Delta R = P - (H + E)$
2014	1017,7	296	0,29	478	243,85

■ Opad P ■ Odpływ jednostkowy H ■ Parowanie E ■ Różnica retencji ΔR



Rys. 6. Wykres kołowy bilansu wodnego rzeki Kowaniec

Fig. 6. Circular diagram of the water balance for the Kowaniec river



Rys. 7. Wykres słupkowy bilansu wodnego rzeki Kowaniec
 Fig. 7. The bar graph of the Kowaniec river water balance

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

W zlewni rzeki Kowaniec zaobserwowano następujące składniki bilansu wodnego: średni opad w ilości 1017,7 mm (50%), odpływ jednostkowy w ilości 296 mm (15%), parowanie wynoszące 478 mm (23%), a w konsekwencji – wielkość retencji w ilości +243mm (12%). Dane te wskazują na dodatni (nadwyżkowy) bilans analizowanej zlewni.

Bilans wodny zlewni rzeki Kowaniec jest dodatni. Jest to spowodowane położeniem dorzecza w obszarze górskim oraz silnym zalesieniem tego terenu, co potwierdza tezę, że lasy zatrzymują duże ilości wody opadowej, a tym samym chronią przed powodzią.

LITERATURA

1. AWŁASEWICZ W.; 1953. Sposób określania odpływów rzek przy pomocy mapy parowania. Gosp. Wodna, R. 13, z. 6, Warszawa.
2. BAJKIEWICZ-GRABOWSKA E., MIKULSKI Z.; 1996. Hydrologia ogólna, Warszawa, Wyd. Naukowe PWN.

3. CHRZAN T.; 2001. Geologia i hydrogeologia. Redakcja Wydawnictw. Nauk-Technicznych, Zielona Góra.
4. BORÓWKA R.K.; 2013. Współczesne problemy badań geograficznych, Cedro A., Kavetsky I. (red.), nr 01.
5. DYNOWSKA I.; 1995. Wody. [W:] Warszńska J. (red.), Karpaty polskie: przyroda, człowiek i jego działalność. Wyd. UJ, Kraków.
6. MIKULSKI Z.; 1991. O początkach nazwy hydrologia i nauk pochodnych, „Przegląd Geofizyczny”, t. 34, z. 2, s. 129-140.
7. NOWICKA B.; 2009. Ocena zróżnicowania ekstremalnie wysokich przepływów wybranych rzek polskich, Prace i Studia Geograficzne.
8. STRAKEL L. (red); 1999., Geografia Polski, środowisko przyrodnicze, PWN.
9. WRZESIŃSKI A.; 2013. Transformacje reżimu odpływu rzek w Polsce.

THE HYDROLOGY OF THE WATERSHED OF KOWANIEC RIVER

S u m m a r y

The paper presents the characteristics of hydrographic watershed of the Kowaniec river (a tributary of the Dunajec river basin) and the water balance of the area. The analysis shows that hydrological parameters are typical for the mountain rivers and heavily forested areas. The surface supplying had a dominant character, what should be connected with intense rainfall in the period of spring and summer. The total water balance of the Kowaniec river watershed has been calculated as positive one.

Key words: watershed, water balance,

MATEUSZ CUSKE, ANNA KARCZEWSKA*

**ELEMENTY OCENY RYZYKA ŚRODOWISKOWEGO
ZWIĄZANEGO Z APLIKACJĄ MATERII ORGANICZNEJ
DO GŁĘB ZANIECZYSZCZONYCH METALAMI CIĘŻKIMI
Z REJONU HUTY MIEDZI**

Streszczenie

Artykuł przedstawia wyniki badań chemicznych i ekotoksykologicznych pięciu gleb pozyskanych z obszaru zanieczyszczonego metalami ciężkimi zlokalizowanego w bezpośrednim sąsiedztwie Huty Miedzi Legnica, jak również wyniki analiz właściwości ich roztworów glebowych. Badania takie powinny stanowić podstawę oceny ryzyka ekologicznego dla terenów zanieczyszczonych. W badaniach uwzględniono także wpływ wybranych dodatków organicznych, powszechnie stosowanych w remediacji, na rozpuszczalność i ekotoksyczność metali ciężkich. Niektóre z dodatków, np. alkaliczny osad ściekowy, spowodowały radykalny wzrost rozpuszczalności miedzi, która bezpośrednio determinowała poziom ryzyka środowiskowego.

Słowa kluczowe: roztwór glebowy, MarcoRhizon, specjacja, rozpuszczalność, ekstrakcja, ekotoksykologia

WSTĘP

Ocena ryzyka środowiskowego, polegająca na szacowaniu zagrożeń dla człowieka i ekosystemów, wynikających z obecności zanieczyszczeń w środowisku, to stosunkowo nowa procedura wdrażana przez Unię Europejską jako narzędzie pomocnicze w ocenie stanu środowiska oraz diagnozie zagrożeń środowiskowych mogących zaistnieć w przyszłości. W świetle implementacji dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych [Dyrektywa...], a także zapisów ustawy Prawo ochrony środowiska, znowelizowanej w roku 2014, procedura oceny ryzyka środowiskowego, staje się ważnym elementem oceny stanu środowiska glebowego

* Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

w Polsce [Karczeńska 2014]. Dotychczas obowiązujące standardy jakości środowiska opierają się jedynie na określeniu dopuszczalnych całkowitych zawartości substancji (w tym także metali ciężkich) w glebie. Wielokrotnie udowodniono jednak, iż całkowita zawartość metali ciężkich w glebie nie jest jedynym czynnikiem determinującym poziom zagrożeń środowiskowych i toksyczności gleb zanieczyszczonych [McLaughlin i in. 2000; Smolders i in. 2009]. Kluczowym czynnikiem decydującym o poziomie ryzyka środowiskowego jest bowiem rozpuszczalność metali ciężkich, która determinuje ich biodostępność i fitotoksyczność oraz toksyczność dla fauny i flory glebowej [François i in. 2004; Kabata-Pendias 2010; Nolan i in. 2003].

Ocena ryzyka środowiskowego powinna uwzględniać dwa główne aspekty: ocenę ryzyka zdrowotnego oraz ocenę ryzyka ekologicznego. Ta pierwsza opiera się na charakterystyce potencjalnych, negatywnych skutków zdrowotnych u człowieka, wynikających z narażenia na zanieczyszczenie [Wcisło 2009]. W ocenie tej uwzględnia się możliwe drogi narażenia człowieka wynikające między innymi z charakteru zanieczyszczonego obszaru, sposobu jego użytkowania, warunków hydrogeologicznych, a także właściwości danej substancji. Z kolei ocena ryzyka ekologicznego (do której nawiązują badania przedstawione w niniejszym artykule) związana jest z szacowaniem zagrożenia dla ekosystemów.

Ocena ryzyka środowiskowego odgrywa ważną rolę w zarządzaniu środowiskiem, jako narzędzie planistyczne i decyzyjne [Bartell i in. 1992; US-EPA 1998]. Jednak należy podkreślić, że oszacowanie ryzyka ekologicznego związanego z zanieczyszczeniem gleb jest procesem wieloetapowym i złożonym, co wynika z złożoności funkcji, jakie w ekosystemie pełni gleba [Burton i in. 2002]. Dotychczas zaproponowano wiele różnych procedur oceny ryzyka środowiskowego dla gleb zanieczyszczonych, z których niektóre zostały wdrożone w praktyce w różnych krajach.

Jedną z metod oceny ryzyka ekologicznego, metoda TRIAD, opiera się na analizie tzw. zróżnicowanych linii dowodowych (ang. lines of evidence – LoE), będących głównymi składowymi oceny, uwzględniających wskaźniki chemiczne, (eko)toksykologiczne oraz ekologiczne [Jensen i Mesman 2006; Klimkiewicz-Pawlas i in. 2013]. Metoda ta została wstępnie zaproponowana do oceny jakości osadów dennych w wodach naturalnych [Chapman 1990], następnie zaś zaimplementowana do oceny stanu zanieczyszczenia gleb w Holandii i włączona do regulacji prawnych (Dutch Soil Protection Act) oraz prac standaryzacyjnych [NEN 5737:2010].

Analizy chemiczne, stanowiące jeden z komponentów metody TRIAD, uwzględniają określenie całkowitej zawartości zanieczyszczeń w glebach, a także rozpoznanie koncentracji form bioprzyswajalnych. Stosuje się w tym celu proste ekstrakcje chemiczne, ekstrakcje sekwencyjne, ale także badanie bioakumulacji zanieczyszczeń przez rośliny [Rauret 1998].

Z kolei badania toksykologiczne bazują na analizie wpływu substancji zanieczyszczających na organizmy żywe. Zwykle wykorzystuje się w nich organizmy wskaźnikowe, charakterystyczne dla różnych poziomów troficznych w ekosystemie. Zaletą stosowania biotestów jest przede wszystkim możliwość określenia wielkości dawki zanieczyszczenia wywołującej efekt toksyczności ostrej lub przewlekłej, co z kolei pozwala na oszacowanie skutków ekspozycji organizmów na daną substancję [Traczewska 2011]. Biotesty zwykle wykorzystują jako główne grupy organizmów bakterie, bezkręgowce oraz rośliny wyższe. Do szybkich, powtarzalnych i rzetelnych testów bakteryjnych zaliczyć należy testy wykorzystujące bioluminescencję bakterii. Do najczęściej stosowanych należą: LUMISTox®, ToxAlert, DeltaTox oraz Microtox® [Jakubus i Tatuśko 2015]. Ten ostatni jest czuły na ponad 1300 związków chemicznych [Zima 2012]. Do testów wykorzystujących bezkręgowce należą między innymi: Ostratoxkit, Ceriodaphno-toxkit oraz Thamnotoxkit, w których podstawą do badania toksyczności jest określenie przeżywalności organizmów. Z kolei do wskaźnikowych roślin wyższych zalicza się zwykle gatunki roślin szybko rosnących. W testach tych poddaje się analizie kiełkowanie nasion oraz inhibicję elongacji korzenia i pędu, co jest standaryzowane zgodnie z polską normą [PN-ISO 11269-1:1998], a także przyrost biomasy i ewentualnie pobranie zanieczyszczeń przez korzenie i części nadziemne. W tej grupie biotestów powszechnie wykorzystuje się mikrobiotesty, takie jak Phytotoxkit, w których analizie podlega inhibicja elongacji korzenia i pędów *Sorghum saccharatum*, *Lepidium sativum* oraz *Sinapis alba*, w stosunku do próby kontrolnej.

Badania ekologiczne opierają się na biomonitoringu z wykorzystaniem organizmów występujących in-situ, w miejscu zanieczyszczenia, oraz ocenie stanu ekologicznego ekosystemu narażonego na zanieczyszczenie.

Przedstawiony zarys metodyki oceny ryzyka środowiskowego wskazuje, że ważną rolę w tej ocenie powinny spełniać analizy chemiczne i ekotoksykologiczne roztworów glebowych. Ten aspekt badań może być szczególnie ważny zwłaszcza w projektowaniu działań remediacyjnych, które stawiają za cel nie tyle oczyszczanie gleb, ile stabilizację zanieczyszczeń w glebie. Do często stosowanych zabiegów remediacyjnych służących immobilizacji zanieczyszczeń należy m.in. wprowadzanie do gleb zanieczyszczonych materii organicznej, co ma na celu przede wszystkim zwiększenie powierzchni sorpcyjnej, ale także poprawę właściwości fizycznych gleby i jej żyzności w celu stworzenia warunków korzystnych dla rozwoju mikroorganizmów glebowych odpowiedzialnych m.in. za udostępnianie składników pokarmowych i procesy biotransformacji zanieczyszczeń organicznych.

Należy jednak zwrócić uwagę, że stosowanie materii organicznej, zwłaszcza bogatej w niskocząsteczkowe związki organiczne, może powodować efekty niepożądane, polegające na wzroście rozpuszczalności metali ciężkich wskutek mo-

dyfikacji pH lub tworzenia przez metale połączeń kompleksowych z rozpuszczalną frakcją związków organicznych (DOC) [Bolan i in. 2011; Park i in. 2011; Wu i in. 2003]. Podobnych efektów można spodziewać się też wskutek rozkładu ściółek [Bolan i in. 2011; Kabała i in. 2014].

Artykuł przedstawia wyniki badań nad składem chemicznym i wybranymi właściwościami ekotoksykologicznymi roztworów glebowych pozyskanych z gleb sąsiadujących z Hutą Miedzi Legnica w kontekście oceny ryzyka środowiskowego wynikającego z zanieczyszczenia tych gleb metalami ciężkimi. Do gleb aplikowane były dodatki organiczne modyfikujące rozpuszczalność metali ciężkich.

MATERIAŁY I METODY

W badaniach wykorzystano pięć różnie zanieczyszczonych gleb z obszaru zalesionego strefy ograniczonego użytkowania Huty Miedzi Legnica. Do gleb tych aplikowano dodatki organiczne: trzy rodzaje materiałów organicznych wykorzystywanych w remediacji (węgiel brunatny, kompost, osad ściekowy) oraz ściółkę bukową.

Badania, których przedmiotem była analiza właściwości chemicznych gleb i pozyskanych z nich roztworów glebowych, a także rozpoznanie ich oddziaływania na organizmy żywe, obejmowały dwie serie doświadczeń:

- doświadczenie inkubacyjne
- doświadczenie wazonowe.

W doświadczeniu inkubacyjnym badano dynamikę zmian właściwości gleb i roztworów glebowych, uwzględniając przy tym specjację metali oraz oddziaływania ekotoksykologiczne, w czasie 1-30 dni po wprowadzeniu do gleb dodatków organicznych. W doświadczeniu wazonowym analizowano wpływ zastosowanych dodatków na wzrost dwóch gatunków traw oraz na pobranie przez nie metali ciężkich.

Wszystkie doświadczenia realizowane były w 3 powtórzeniach.

Materiał glebowy i dodatki organiczne

Czynnikiem decydującym o wyborze punktów pobrania próbek materiału glebowego w rejonie Huty było zróżnicowane zanieczyszczenie gleb miedzią i innymi metalami. Gleby przeanalizowano pod kątem podstawowych właściwości metodami opisanymi w publikacjach szczegółowych autorstwa Cuske i in. (2016a,b). Określono między innymi skład granulometryczny gleb, zawartość węgla organicznego, pH, a także całkowitą zawartość Cu, Zn i Pb. Dodatkowo

oznaczono zawartość rozpuszczalnego węgla organicznego (DOC), oraz koncentrację jonów wodorozpuszczalnych.

Do gleb aplikowano trzy rodzaje dodatków organicznych stosowanych powszechnie w remediacji. Węgiel brunatny (LG), o dobrych właściwościach sorpcyjnych ale kwaśnym odczynie, to produkt granulowany, komercyjny, przeznaczony do użytkowania w ogrodnictwie, pochodzący z kopalni Turów. Kompost (CO) to produkt wytworzony z odpadów zielonych z terenu Wrocławia, kompostowany dwuetapowo – przez trzy dni w bioreaktorze, w kontrolowanych warunkach dostępu tlenu, a następnie pryzmowany przez trzy tygodnie. Osad ściekowy (SS), o alkalicznym odczynie, pozyskano z wrocławskiej oczyszczalni ścieków komunalnych w Jankówku. Osad był przetwarzany w procesie fermentacji metabolicznej, a następnie wapnowany w celu higienizacji. Jako dodatkowy rodzaj materii organicznej w doświadczeniach wykorzystano nierozłożoną ściółkę bukową pozyskaną ze stanowiska kwaśnej buczyny. Podstawowe właściwości dodatków organicznych określono tymi samymi metodami jak zastosowane w analizach materiału glebowego.

Doświadczenie wazonowe

Gleby bez dodatków oraz z dodatkami organicznymi, zastosowanymi w dawce 5% wagowych, wykorzystano w doświadczeniu wazonowym z użyciem dwóch gatunków traw: kostrzewy czerwonej (*Festuca rubra*) oraz życicy trwałej (*Lolium perenne*). Po wymieszaniu gleb z dodatkami i tygodniowej inkubacji (przy wilgotności odpowiadającej 80% połowej pojemności wodnej), w wazonach wysiano trawy. Określono procent wschodów, a po 6 i 18 tygodniu wegetacji ścięto części nadziemne. Następnie pozyskano korzenie. Części podziemne oczyszczono metodą opisaną przez Cuske i in. [2014a]. Materiał roślinny następnie wysuszono i określono jego masę oraz zawartość Cu, Zn i Pb metodą taką samą jak w przypadku gleb i dodatków organicznych. Do walidacji metody analitycznej wykorzystano materiał referencyjny NCS DC 73348 [Cuske i in. 2016b].

Gleby wykorzystane w doświadczeniu wazonowym poddano ekstrakcjom w 0,01M CaCl₂ oraz 1M NH₄NO₃ [Rauret 1998], celem określenia zawartości form wymiennych metali ciężkich, uważanych za aktualnie bioprzyswajalne.

Doświadczenie inkubacyjne

W doświadczeniu inkubacyjnym wykorzystano gleby i dodatki w takich samych ilościach jak w doświadczeniu wazonowym. Materiał inkubowano utrzymując 80% połowej pojemności wodnej, a następnie, po 1, 2, 7, 14 i 30 dniu

inkubacji, pobierano roztwory z wykorzystaniem próbników podciśnieniowych MacroRhizon [Cuske i in. 2014b]. Roztwory glebowe poddano analizom chemicznym [Cuske i in. 2016a], w których określono stężenia Cu, Zn, Pb, a dodatkowo także Ca, Mg i K oraz pH roztworów. Oznaczono też stężenia rozpuszczalnego węgla organicznego (DOC), oraz azotu amonowego. Uzyskane dane, charakteryzujące skład chemiczny roztworów, wykorzystano w celu określenia specjacji metali ciężkich, z wykorzystaniem modelu dostępnego w programie Visual Minteq v.3.1 [Cuske i in. 2016a].

Roztwory glebowe poddano dwóm testom ekotoksykologicznym: Phytotoxkit (w wersji zmodyfikowanej) [Cuske i in. 2015], z wykorzystaniem nasion dwóch gatunków roślin: *Sinapis alba* i *Sorghum saccharatum*, w którym mierzono inhibicję elongacji korzeni i pędów, oraz Microtox®, w którym analizowano inhibicję bioluminescencji bakterii *Vibrio fischeri* [Cuske i in. 2016c].

WYNIKI I DYSKUSJA

Właściwości gleb bez dodatków

Zgodnie z założeniem, gleby różniły się istotnie całkowitą zawartością Cu, Zn i Pb, a także odczynem. Dodatkowo gleby różniły się znacząco zawartością węgla organicznego oraz węgla rozpuszczalnego (DOC). Skład granulometryczny badanych gleb był zbliżony (tabela 1).

Rozpuszczalność metali ciężkich, a w konsekwencji toksyczność roztworów glebowych, uzależniona była przede wszystkim od pH tych roztworów oraz koncentracji rozpuszczalnego węgla organicznego (DOC) będącego wskaźnikiem obecności niskocząsteczkowych związków organicznych. Największą toksycznością mierzoną w teście Microtox® oraz Phytotoxkit spośród roztworów pozyskanych z gleb bez dodatków charakteryzowały się roztwory wyekstrahowane z gleb nr 3 i 2, to jest z gleb o najniższych wartościach pH. Ich roztwory glebowe charakteryzowały się najwyższymi stężeniami miedzi, cynku i ołowiu. Podobne zależności uzyskano również w wynikach ekstrakcji gleb roztworem 0,01M CaCl₂, gdzie stężenia Cu i Zn rosły w szeregu gleb 1-3, zgodnie z malejącymi wartościami pH tych gleb. Wyniki ekstrakcji 1M NH₄NO₃ wykazywały zależność odwrotną, to jest trend spadkowy w szeregu gleb 1-3 (tabela 2). Związane to było najprawdopodobniej z kompleksowaniem miedzi przez uwalniany amoniak w ekstraktach z gleb najsilniej zanieczyszczonych (1-2), przy wysokim pH tych gleb. Dominującymi formami metali w roztworach glebowych pozyskanych z użyciem próbników MacroRhizon, określonymi w oparciu o wyniki modelowania, były wolne jony oraz formy skompleksowane z niskocząsteczkową materią organiczną, w uproszczeniu traktowane w modelu jako kompleksy z kwasami fulwowymi.

Tab. 1. Podstawowe właściwości gleb i dodatków

Table 1. Basic properties of soils and organic additions

Materiał badawczy (Material)		Całkowita zawartość (Total content)			C _{org.}	DOC*	pH w 1M KCl	Grupa granulometrycz-na (grain size composition)	% udział frakcji, mm (share of fractions)		
		Cu	Zn	Pb					0,05-2,0	0,002-0,05	<0,002
		mg·kg ⁻¹			%	g·kg ⁻¹					
Gleby (Soil)	1	5180	368	1148	0,90	0,85	7,38	pyi	30	55	15
	2	3732	295	880	0,76	0,8	6,41	pyi	21	58	21
	3	1686	174	862	1,30	1,80	5,22	pyi	19	59	22
	4	531	94	156	0,66	1,40	7,00	pyi	33	54	13
	5	301	79	93	0,93	1,60	7,15	pyi	31	55	14
Dodatki (Additions)	LG	4,0	8,0	4,2	62,0	0,16	4,54	n.o.			
	CO	267	89,7	34	24,0	2,7	6,73				
	SS	121	319	29	28,0	42,3	9,61				
	BL	25	56	18	34,6	3,7	5,50				

LG: węgiel brunatny (lignite); CO: kompost (compost); SS: osad ściekowy (sewage sludge); BL: ściółka bukowa (beech litter), *DOC oznaczony w wodnym ekstrakcie 1:10; m:V (DOC established in the water extract 1:10; m:V); n.o.- nie oznaczono (not determined); pyi – pył ilasty (silt loam) - zgodnie z klasyfikacją uziarnienia PTG 2008 (acc. to grain size classification PSSS 2008)

Wpływ dodatków organicznych na wyniki analiz chemicznych gleb i testów ekotoksykologicznych

O rozpuszczalności metali w glebach z dodatkami organicznymi oraz o toksyczności roztworów glebowych pozyskiwanych z tych gleb decydował szereg współdziałających, wzajemnie od siebie zależnych czynników chemicznych.

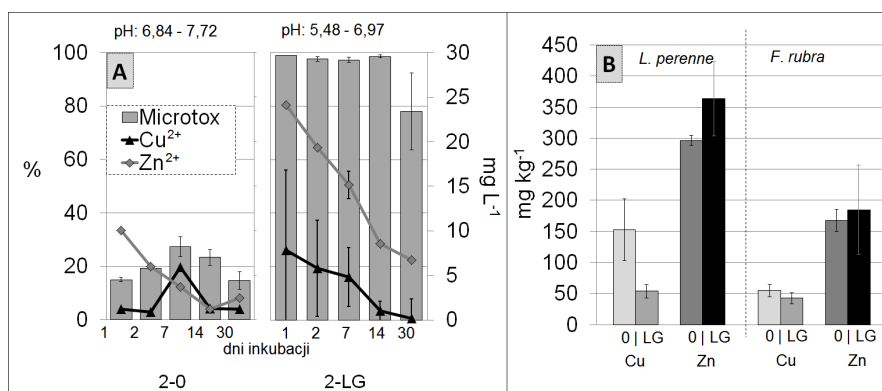
Tab. 2. Zawartość Cu ekstrahowanej (mg kg⁻¹) 0,01M CaCl₂ i 1M NH₄NO₃ w glebach kontrolnych oraz w glebach z dodatkami (średnia z trzech powtórzeń)Table 2. Content of Cu extractable (mg kg⁻¹) with 0,01M CaCl₂ i 1M NH₄NO₃ in control soils and soils with additions (mean of three replicates)

Dodatek	Cu, mg·kg ⁻¹									
	0,01M CaCl ₂					1M NH ₄ NO ₃				
nr gleby	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
0	0,45	1,10	3,30	0,30	0,35	188	80	19,0	1,00	1,7
LG	0,40	2,15	5,40	0,20	0,20	140	62	16,0	1,0	0,5
CO	0,85	0,80	1,60	0,40	0,30	141	59	30,0	1,0	2,3
SS	6,50	5,60	4,15	1,55	0,95	245	167	7,5	7,5	2,70
BL	0,85	1,85	4,95	0,65	0,40	127	159	16,0	3,0	1,7

Szczegółowa analiza czynnikowa efektów rozpuszczalności metali, specjacji w roztworach i ich toksyczności wobec różnych organizmów opisana została w kilku pracach [Cuske i in. 2016a,b,c]. Poniżej przedstawiono wybrane przykłady, ilustrujące efekty oddziaływania opisywanych czynników w wyniku aplikacji poszczególnych dodatków organicznych.

Węgiel brunatny (LG)

Dodatek węgla brunatnego, o kwaśnym odczynie, spowodował zakwaszenie gleb, zatem nie nastąpiła poprawa sorpcji metali ciężkich, a zintensyfikowanie ich desorpcji do roztworu glebowego, w szczególności w glebach o najniższym pH – tj. glebach nr 2 i 3. Potwierdzają to również wyniki ekstrakcji chlorkiem wapnia, gdzie stężenie metali w ekstraktach z tych gleb po dodaniu LG, było wyższe w porównaniu do prób kontrolnych. Z kolei wyniki ekstrakcji NH_4NO_3 , wskazywały na niższe zawartości rozpuszczalnej miedzi, cynku i ołowiu w glebach z dodatkiem LG w porównaniu do gleb kontrolnych (bez dodatków).



Wykres 1. Toksyczność roztworów glebowych pozyskanych z gleby nr 2 bez dodatku (0) i z dodatkiem węgla brunatnego (LG). A. Procent inhibicji luminescencji *V. fischeri* w teście Microtox®, na tle stężeń wolnych jonów Cu^{2+} i Zn^{2+} . B. Stężenie Cu i Zn w częściach nadziemnych *L. perenne* i *F. rubra*

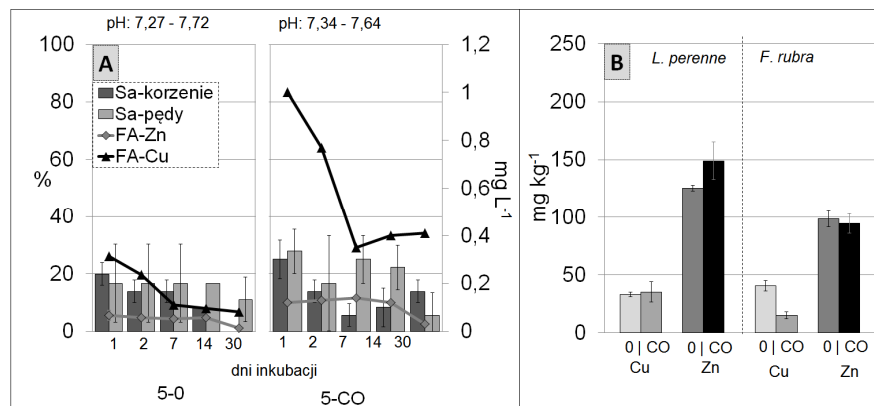
Figure 1.A: Toxicity of soil solutions extracted from soil No. 2 without amendment (0) and treated with lignite (LG). A. Percentage of luminescence inhibition of *V. fischeri* in Microtox®, related to concentrations of free ions Cu^{2+} and Zn^{2+} . B. Cu and Zn concentrations in shoots of *L. perenne* and *F. rubra*

Dominującymi formami metali ciężkich w roztworach glebowych były wolne jony metali, które były toksyczne w szczególności dla bakterii *Vibrio fischeri* wykorzystanych w teście toksyczności Microtox® (wykres 1A).

Nie stwierdzono natomiast silnej toksyczności tych roztworów dla roślin wyższych – *Sinapis alba* i *Sorghum saccharatum* w teście Phytotoxkit. Ponadto, zwiększone stężenia wolnych jonów miedzi i cynku w roztworach nie wpłynęły istotnie na ich akumulację w częściach nadziemnych traw testowych, w porównaniu do prób kontrolnych (wykres 1B) [Cuske i in. 2016c]. Stwierdzono jednak zwiększoną koncentrację miedzi w korzeniach traw, co świadczy o braku translokacji miedzi między korzeniami a częściami nadziemnymi [Cuske i in. 2016b].

Kompost (CO)

Wyniki ekstrakcji w 0.01M CaCl₂ wskazują na mniejsze zawartości form wymiennych metali w glebach z dodatkiem CO w porównaniu do gleb kontrolnych. Podobne zależności wynikają też z ekstrakcji 1M NH₄NO₃. Jednak stężenia metali w roztworach glebowych pozyskanych próbnikami MarcoRhizon były generalnie wyższe (prawie dwukrotnie) w porównaniu do stężeń w roztworach gleb kontrolnych (Wykres 2), z czego zdecydowaną większość (około 90%) stanowiły formy skompleksowanych z niskocząsteczkową materią organiczną (formy FA-Me).



Wykres 2. Toksyczność roztworów pozyskanych z gleby nr 5 bez dodatku (0) i z dodatkiem kompostu (CO). A. Procent inhibicji elongacji korzeni i pędów *Sinapis alba* w teście Phytotoxkit, na tle stężeń form Cu i Zn skompleksowanych ze związkami organicznymi (FA-Cu i FA-Zn). B. Stężenie Cu i Zn w częściach nadziemnych *L. perenne* i *F. rubra*

Figure 2. Toxicity of soil solutions extracted from soil No. 5 without amendment (0) and treated with compost (CO). A. Inhibition of shoots and roots elongation measured for *Sinapis alba* in the test Phytotoxkit, related to concentrations of organically-complexed Cu and Zn (FA-Cu and FA-Zn). B. Cu and Zn concentrations in the shoots of *L. perenne* i *F. rubra*

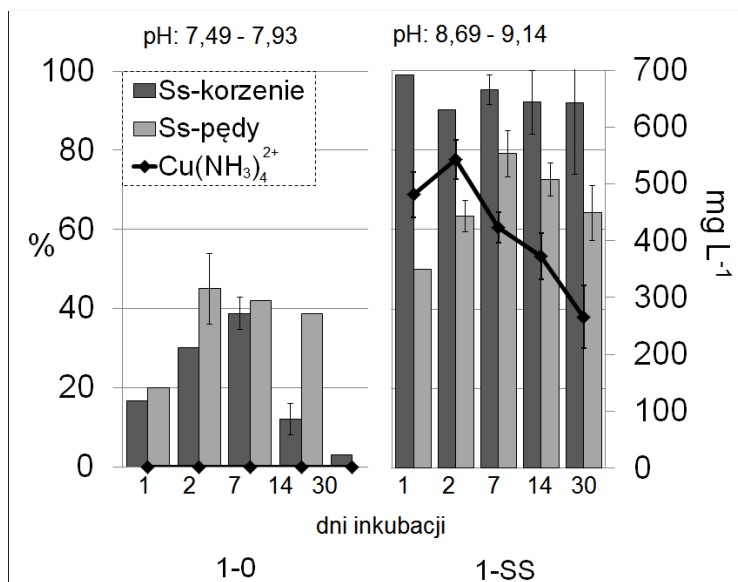
Było to zapewne związane przede wszystkim z aplikacją do gleb dodatkowej puli DOC obecnego w kompoście [Cuske i in. 2016a]. Wyższym stężeniom metali w roztworach glebowych w wariantach z CO odpowiadała nieznacznie tylko (nieistotnie statystycznie) zwiększona toksyczność roztworów glebowych dla roślin w teście Phytotxkit. Można zatem sądzić, iż formy metali skompleksowane z rozpuszczalną materią organiczną pochodzącą z CO w tych ilościach nie są toksyczne dla roślin wyższych [Cuske i in. 2016c]. Nie są też szczególnie intensywnie pobierane przez trawy, co potwierdzają wyniki uzyskane w doświadczeniu wazonowym (Wykres 2B) [Cuske i in. 2016b]. Dodatek kompostu nie wpłynął istotnie na zwiększenie pobrania miedzi i cynku przez części podziemne i nadziemne traw. Natomiast stężenie metali w takich ilościach w roztworach było toksyczne dla bakterii *V. fischeri* u których zaobserwowano dwukrotnie wyższą inhibicję bioluminescencji po aplikacji roztworów z gleb nr 1, 2, 4 i 5 z dodatkiem kompostu w porównaniu do prób kontrolnych.

Osad ściekowy (SS)

Dodatek wapnowanego osadu ściekowego po fermentacji metanowej spowodował radykalny wzrost rozpuszczalności miedzi i zasadniczą zmianę obrazu specjacji miedzi i cynku w roztworach glebowych [Cuske i in. 2016a]. Całkowite stężenie miedzi w roztworach wodnych pobranych próbnikami MacroRhizon z gleb najsilniej zanieczyszczonych (nr 1-2) z dodatkiem osadu ściekowego osiągało ekstremalnie wysokie wartości: 323-669 mg L⁻¹. W warunkach alkalicznego odczynu i wysokiego stężenia azotu amonowego, w roztworach glebowych powstały specyficzne kompleksy amina miedziowe, spośród których największy udział (66-86%) miały kompleksy tetraamina miedziowe Cu(NH₃)₄²⁺. Potwierdzeniem powstawania tych kompleksów była granatowa barwa roztworów glebowych. Ekstrakcja w chlorku wapnia potwierdza bardzo wysoki udział łatwo rozpuszczalnych form miedzi, i jednocześnie zmniejszoną rozpuszczalność Zn i Pb w glebach z dodatkiem osadu ściekowego w stosunku do gleb kontrolnych. Z kolei wyniki ekstrakcji gleb 1M NH₄NO₃ wskazują na jakoby niższą rozpuszczalność wszystkich analizowanych metali, to jest Cu, Zn i Pb w glebach z dodatkiem SS, w porównaniu do gleb kontrolnych (z wyjątkiem gleby nr 1 i 2). Fakt ten należałoby tłumaczyć tym, iż podczas przebiegu ekstrakcji gleb kontrolnych także miało miejsce kompleksowanie miedzi z amoniakiem, którego źródłem był sam odczynnik ekstrahujący.

Głównym czynnikiem związanym z toksycznością roztworów pozyskanych z gleb z dodatkiem SS, było bardzo wysokie całkowite stężenie Cu w roztworach, związane przede wszystkim z obecnością kompleksów Cu(NH₃)₄²⁺ [Baba i in. 2014; Cuske i in. 2016c], a także wysoka wartość pH roztworów, a także obec-

ność amoniaku rozpuszczonego w wodzie $\text{NH}_3(\text{aq})$, powstającego w wyniku ulatniania z NH_4 , który wpływa toksycznie na korzenie roślin [Rochette i in. 2001]. Analiza PCA wykazała, że pH roztworów w połączeniu z wysokim stężeniem amoniaku były toksyczne w szczególności dla korzeni *Sinapis alba*, z kolei obecność kompleksów $\text{Cu}(\text{NH}_3)_4^{2+}$ była istotnie powiązana z toksycznością mierzoną w teście Microtox®, w mniejszym zaś stopniu z inhibicją rozwoju nasion *Sorghum Saccharatum*. Wykres 3 ilustruje inhibicję elongacji pędów i korzeni nasion *Sorghum Saccharatum*, po aplikacji roztworów glebowych z gleby nr 1 bez dodatku (0) i z dodatkiem osadu ściekowego (SS), na tle stężenia kompleksów $\text{Cu}(\text{NH}_3)_4^{2+}$ w roztworze. Zmniejszenie inhibicji w czasie inkubacji wiązało się ze zmniejszeniem stężenia kompleksów tetraamina miedziowych w roztworach.



Wykres 3. Toksyczność roztworów glebowych pozyskanych z gleby nr 1 bez dodatku (0) i z dodatkiem osadu ściekowego (SS) mierzona jako procent inhibicji elongacji korzeni i pędów *Sorghum saccharatum* w teście Phytotoxkit, na tle stężenia kompleksów $\text{Cu}(\text{NH}_3)_4^{2+}$

Figure 3. Toxicity of soil solutions extracted from soil No. 1 without amendment (0) and treated with sewage sludge (SS). Inhibition of shoots and roots elongation measured for *Sorghum saccharatum*, in the test Phytotoxkit, related to the concentrations of $\text{Cu}(\text{NH}_3)_4^{2+}$ complexes.

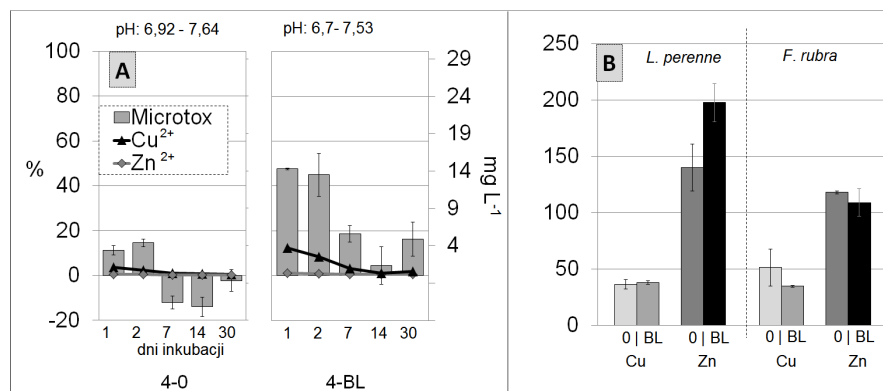
Bardzo wysokie stężenia miedzi w roztworach glebowych z gleb nr 1-3 z dodatkiem SS spowodowały też 100% inhibicję elongacji korzeni i pędów *Sinapis alba* oraz 100% inhibicję luminescencji *V. fischeri*. Jedynie w glebach nr 4-5

(mniej zanieczyszczonych) inhibicja była słabsza, na poziomie około 85%. Dodatek osadu ściekowego SS do gleb spowodował również obumarcie traw w glebach nr 1 i 2 w doświadczeniu wazonowym, a w przypadku pozostałych gleb radykalnie ograniczył biomasa traw. Jednak stężenia metali w częściach nadziemnych i podziemnych tych traw nie różniły się istotnie od prób kontrolnych.

Ściółka bukowa (BL)

Dodatek ściółki bukowej do gleb spowodował nieznaczne zakwaszenie gleb i roztworów glebowych, co skutkowało zwiększeniem stężeń wolnych jonów metali w roztworach glebowych pozyskanych próbnikami MarcoRhizon. Podobnie, jak w przypadku dodatku LG, największe stężenia metali zaobserwowano w roztworach pozyskanych z gleby nr 2, o najniższym pH, – były one jednak znacznie niższe. Ekstrakcja 0,01M CaCl_2 potwierdziła zwiększoną rozpuszczalność metali w glebach z dodatkiem BL w porównaniu do gleb kontrolnych. Z kolei wyniki ekstrakcji 1M NH_4NO_3 wskazywałyby na zmniejszenie rozpuszczalności Cu, Zn i Pb w glebie nr 1 (najsilniej zanieczyszczonej) po dodaniu BL, a wzrost rozpuszczalności metali w pozostałych glebach. Analiza PCA wskazuje, że toksyczność roztworów glebowych pozyskanych z gleb z dodatkiem BL była uzależniona przede wszystkim od stężeń wolnych jonów metali – a w szczególności Cu^{2+} . Wykres 4 przedstawia efekty ograniczenia luminescencji *V. fischeri* w teście Microtox® na przykładzie gleby nr 4 z dodatkiem BL.

Toksyczność roztworów glebowych, mierzona w teście Phytotoxkit, była w przypadku gleb nr 1-3 z dodatkiem ściółki BL nieznacznie wyższa niż w glebach kontrolnych, natomiast dla gleb nr 4-5 nie zaobserwowano istotnego statystycznie wzrostu toksyczności. Dodatek ściółki bukowej wpłynął na zwiększenie akumulacji metali w liściach i korzeniach *F. rubra* w doświadczeniu wazonowym tylko w przypadku gleb 1-3, natomiast w przypadku pozostałych gleb nie stwierdzono istotnych różnic. W przypadku *L. perenne* pobranie metali ciężkich z gleb z dodatkiem BL nie różniło się istotnie od pobrania metali z gleb kontrolnych, choć w pojedynczych przypadkach stwierdzono wyższe zawartości cynku w częściach nadziemnych traw po dodaniu do gleb ściółki, co można zapewne tłumaczyć silniejszym lokalnym zakwaszeniem gleby (Wykres 4B).



Wykres 4. Toksyczność roztworów glebowych pozyskanych z gleby nr 4 bez dodatków (0) i z dodatkiem ściółki bukowej (BL). A. Procent inhibicji luminescencji *V. fischeri* w teście Microtox®, na tle stężeń wolnych jonów Cu i Zn. B. Zawartości Cu i Zn w częściach nadziemnych *L. perenne* i *F. rubra*

Figure 4.A: Toxicity of solutions extracted from soil No. 4 without amendment (0) and treated with beech litter (BL). A. Percentage of luminescence inhibition of *V. fischeri*, related to concentrations of free ions Cu^{2+} and Zn^{2+} . B: Cu and Zn concentrations in shoots of *L. perenne* i *F. rubra*

PODSUMOWANIE

Wprowadzenie różnych rodzajów substancji organicznej do gleb zanieczyszczonych miedzią i innymi metalami powodowało istotne zmiany stężeń oraz specjacji metali ciężkich w roztworach glebowych uzyskanych w doświadczeniach inkubacyjnych. Generalnie, obniżenie wartości pH gleb wynikające z wprowadzenia dodatków w postaci węgla brunatnego (LG) i ściółki bukowej (BL), spowodowało wzrost rozpuszczalności metali [Cuske i in. 2013a,b] i zwiększenie stężeń wolnych jonów metali w roztworach, szczególnie toksycznych dla mikroorganizmów [Gadd i Griffiths 1977]. Zwiększenie stężeń wolnych jonów w roztworach nie wpłynęło jednak istotnie na pobranie metali przez badane trawy i ich akumulację w częściach nadziemnych. W niektórych przypadkach stwierdzono jednak silną akumulację miedzi i cynku w korzeniach traw, a efekt ten był najbardziej widoczny w przypadku gleb nr 1-2 z dodatkiem LG, gdzie w roztworach glebowych występowały bardzo wysokie stężenia form jonowych, związane z relatywnie niskimi wartościami pH.

Kolejnym czynnikiem, który przyczyniał się do wzrostu rozpuszczalności metali ciężkich w glebach, i bezpośrednio wpływał na toksyczność roztworów glebowych, była aplikacja substancji organicznej bogatej we frakcje rozpuszczalne,

co powodowało powstawanie rozpuszczalnych kompleksów organicznych metali. Efekt taki, opisywany w literaturze [Alloway 2013; Karczewska i in. 2011; Rutkowska i Szulc 2014], stwierdzono w szczególności w przypadku aplikacji do gleb kompostu CO, a w znacznie mniejszym stopniu, i tylko w glebach najsilniej zanieczyszczonych – także w przypadku aplikacji ściółki BL. Toksyczność tych połączeń przejawiała się w szczególności w teście Phytotxkit.

Aplikacja do gleb silnie alkalicznego osadu ściekowego po fermentacji metabolicznej, higienizowanego wapnem tlenkowym, spowodowała pojawienie się dodatkowych czynników odpowiedzialnych za radykalny wzrost rozpuszczalności metali, a w szczególności miedzi. Roztwory glebowe zawierały bardzo wysokie stężenia kompleksowych jonów tetraamina- miedziowych i wykazywały bardzo silną toksyczność zarówno wobec mikroorganizmów jak i roślin wyższych [Cuske i in. 2016a,c].

Zarówno stężenia metali w roztworach glebowych, jak i toksyczność roztworów, dla wszystkich gleb z dodatkami, a także dla gleb kontrolnych, zmniejszały się w czasie inkubacji. Związane to było najprawdopodobniej z przebiegiem procesów wiązania metali z ustabilizowaną materią organiczną, to jest początkową fazą stabilizacji zanieczyszczeń, określanej w literaturze jako „aging” lub „natural attenuation” [Ma i in. 2006, Rutkowska i Szulc 2014; Smolders i in. 2009].

Wyniki ekstrakcji gleb roztworem 0,01M CaCl_2 generalnie wskazywały na wzrost rozpuszczalności metali w glebach z dodatkami w porównaniu z glebami kontrolnymi, a zatem – na możliwość pojawienia się w roztworach form biopryswajalnych. Potwierdzono, że zawartość w glebie form metali podatnych na ekstrakcję 0,01M CaCl_2 jest dobrym wskaźnikiem rzeczywistej rozpuszczalności metali i oczekiwanych stężeń metali w roztworach glebowych [Novozamsky 1993 Sahuquillo 2003]. Co więcej, wyniki ekstrakcji CaCl_2 korespondowały z wynikami toksyczności mierzonej w teście Microtox®, natomiast korelacja z toksycznością ocenianą w testach w Phytotxkit nie była satysfakcjonująca.

Wyniki ekstrakcji gleb roztworem 1M NH_4NO_3 wskazują na przydatność tego odczynnika do szacowania stężeń form wymiennych Zn i Pb w glebach. Natomiast stosowanie tej metody ekstrakcji w celu określania zawartości form aktualnie rozpuszczalnych Cu w glebach o odczynie alkalicznym jest nieuzasadnione. W przypadku gleb węglanowych, o alkalicznym odczynie, w wyniku ekstrakcji uwalniane są nie tylko formy wymienne, ale też inne formy miedzi, silniej związane z fazą stałą gleby, podatne na kompleksowanie z amoniakiem. Warto jednak zauważyć, że wyniki ekstrakcji gleb węglanowych roztworem 1M NH_4NO_3 mogą wskazywać na potencjalne zagrożenia związane z możliwym uwalnianiem miedzi do roztworu glebowego z takich gleb w warunkach zwiększonej podaży jonów amonowych, np. w wyniku nawożenia mineralnego lub organicznego albo intensywnego rozkładu substancji organicznej.

WNIOSKI

Przeprowadzone badania wskazują na zasadność stosowania łączonych metod badań, uwzględniających analizy chemiczne i testy ekotoksykologiczne, w ocenie ryzyka środowiskowego dla obszarów zanieczyszczonych metalami ciężkimi.

W celu oceny faktycznego ryzyka środowiskowego związanego z obecnością metali ciężkich w glebie, należy uwzględnić analizy chemiczne i ekotoksykologiczne rzeczywistych roztworów glebowych. Narzędziem przydatnym do pozyskiwania takich roztworów są próbniki MarcoRhizon.

Toksyczność roztworów glebowych w glebach zanieczyszczonych metalami ciężkimi uzależniona jest zarówno od stężenia jak i specjacji metali w roztworach. Wolne jony metali, których stężenie rośnie wraz z obniżaniem wartości pH, są toksyczne szczególnie dla mikroorganizmów, co potwierdziły wyniki testów Microtox®. Natomiast toksyczność metali dla roślin związana jest zarówno ze stężeniem form jonowych jak i form skompleksowanych z rozpuszczalną materią organiczną w roztworach.

Zabiegi remediacyjne na glebach zanieczyszczonych metalami ciężkimi, realizowane poprzez aplikację materii organicznej w postaci przetworzonych odpadów organicznych, ale także procesy transformacji ściółek leśnych w takich glebach, mogą powodować niepożądane skutki uboczne polegające na wzroście rozpuszczalności metali ciężkich. Dlatego działania związane z introdukcją materii organicznej do gleb zanieczyszczonych powinny być poprzedzone kompleksowymi badaniami identyfikującymi potencjalne ryzyko środowiskowe. Wprawdzie efekty wzrostu rozpuszczalności metali są przejściowe, niemniej jednak mogą one radykalnie zaburzyć funkcjonowanie szczególnie wrażliwych składników ekosystemów.

PODZIĘKOWANIA

Autorzy publikacji dziękują KGHM Polska Miedź S.A. za wyrażenie zgody na pobranie materiału badawczego oraz na prowadzenie badań w obszarze strefy ograniczonego użytkowania w rejonie Huty Miedzi Legnica.

LITERATURA

1. ALLOWAY BJ. (red.); 2013. Heavy metals in soils. Springer.
2. BABA AA., GHOSH MK., PRADHAN SR., RAO DS., BARAL A., AD-EKOLA FA.; 2014. Characterization and kinetic study on ammonia leaching of complex copper ore. Trans Nonferrous Met Soc China 24(5): 1587-1595.

3. BARTELL SM., GARDNER RH., O'NEILL RV.; 1992. Ecological Risk Estimation. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
4. BOLAN NS., ADRIANO DC., KUNHIKRISHNAN A., JAMES T., MCDOWELL R., SENESI N.; 2011. Dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils. *Advances in Agronomy*, 110, 1-75.
5. BURTON AG., CHAPMAN PM., SMITH EP.; 2002. Weight-of-evidence approaches for assessing ecosystem impairment. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 8, 1657-1673.
6. CHAPMAN PM.; 1990. The sediment quality triad approach to determining pollution induced, degradation. *Sci. Total Environ.* 97, 815-825.
7. CUSKE M., GERSZTYN L., GAŁKA B., PORA E.; 2013a: Wpływ odczynu na mobilność cynku w glebach zanieczyszczonych. *Episteme* 19/2013, t. 3, 271-278.
8. CUSKE M., GERSZTYN L., KARCZEWSKA A.; 2013b: The influence of pH on solubility of copper in soils contaminated by copper industry in Legnica. *Civil and Environmental Engineering Reports No. 11*, 2013, 31-39.
9. CUSKE M., KARCZEWSKA A., GAŁKA B.; 2014a. Ultrasonic cleaning of plant roots in their preparation for analysis on heavy metals. *Zeszyty Naukowe. Uniwersytetu Zielonogórskiego nr 155. Inżynieria Środowiska nr 35*, 25-32.
10. CUSKE M., KARCZEWSKA A., GAŁKA B.; 2016a. Solubility of copper and other metals in strongly polluted soils treated with organic wastes - the effects on metal concentrations and speciation in soil solutions. *Int. J. Hazard.* (złożony do druku).
11. CUSKE M., KARCZEWSKA A., GAŁKA B., DRADRACH A.; 2016b. Some adverse effects of soil amendment with organic materials – the case of soils polluted by copper industry phytostabilized with red fescue. *Int J Phytorem.* 18(8), 846-853.
12. CUSKE M., KARCZEWSKA A., GAŁKA B., GERSZTYN L.; 2014b. Methodological aspects involved in examining the dynamics of heavy metals concentrations in soil solutions extracted from contaminated soils. *Episteme* 22/2014, t. II, 209-216.
13. CUSKE M., KARCZEWSKA A., MATYJA K., GAŁKA B.; 2016c. Ecotoxicity and phytotoxicity of soil solutions extracted from Cu-contaminated soils amended with organic waste materials. *Water Air and Soil Pollution* (złożony do druku)
14. CUSKE M., MATYJA K., KARCZEWSKA A., GAŁKA B.; 2015. The dynamics of seeds germination inhibition of *Sinapis alba* caused by application of soil solutions extracted from soil contaminated with heavy metals. *Episteme* 26(1): 227-236.

15. DYREKTYWA PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola) [32010L0075].
16. FRANÇOIS M., DUBOURGUIER HC., LI D., DOUAY F.; 2004. Prediction of heavy metal solubility in agricultural topsoils around two smelters by the physico-chemical parameters of the soils. *Aquatic Sciences*, 66(1), 78-85.
17. GADD GM., GRIFFITHS AJ.; 1977. Microorganisms and heavy metal toxicity. *Microbial Ecology*, 4(4), 303-317.
18. JAKUBUS MB., TATUŠKO N.; 2015. Przegląd wybranych biologicznych metod oceny stanu środowiska naturalnego. *Inż Ekolog* 42, 78-86.
19. JENSEN J., MESMAN M.; 2006. Ecological Risk Assessment of Contaminated Land — Decision Support for Site Specific Investigations. 711701047. RIVM, The Netherlands.
20. KABAŁA C., KARCZEWSKA A., MEDYŃSKA-JURASZEK A.; 2014. Variability and relationships between Pb, Cu, and Zn concentrations in soil solutions and forest floor leachates at heavily polluted sites. *J Plant Nutr Soil Sci* 177, 573-584
21. KABATA-PENDIAS A.; 2010. Trace elements in soils and plants. CRC Press.
22. KARCZEWSKA A., ORLOW K., KABAŁA C., SZOPKA K., GAŁKA B.; 2011. Effects of chelating compounds on mobilization and phytoextraction of copper and lead in contaminated soils. *Commun Soil Sci Plant Anal* 42: 1379-1389.
23. KARCZEWSKA A.; 2014. Historically contaminated sites and their remediation in the light of Act on environmental protection amended in 2014—selected cases from South-Western Poland. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu-Rolnictwo*, 111(607), 51-61.
24. KLIMKOWICZ-PAWLAS A., MALISZEWSKA-KORDYBACH B., SMRECZAK B.; 2013. Metody oceny ryzyka ekologicznego terenów narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń organicznych. *Studia i Raporty IUNG-PIG*, 35(9): 155-179.
25. MA Y., LOMBI E., NOLAN A.L., MCLAUGHLIN M.J.; 2006. Short-term natural attenuation of copper in soils: Effects of time, temperature, and soil characteristics. *Environ Toxic Chem*, 25(3), 652-658
26. MCLAUGHLIN MJ., ZARCINAS BA., STEVENS DP., COOK N.; 2000. Soil testing for heavy metals. *Commun Soil Sci Plant Anal* 31: 1661-1700.
27. NOVOZAMSKY I., LEXMOND TM., HOUBA VJG.; 1993. A single extraction procedure of soil for evaluation of uptake of some heavy metals by plants. *Intern J Environ Anal Chem*, 51(1-4), 47-58.

28. NOLAN AL., LOMBI E., MCLAUGHLIN MJ.; 2003. Metal bioaccumulation and toxicity in soils - why bother with speciation?. *Aust J Chem* 56(3): 77-91.
29. PARK JH., LAMB D., PANEERSELVAM P., CHOPPALA G., BOLAN N., CHUNG JW.; 2011. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *J Hazard Mater* 185(2): 549-574.
30. PN-ISO 11269-1: 1998, Jakość gleby. Oznaczanie wpływu zanieczyszczeń na florę glebową. Metoda pomiaru hamowania wzrostu korzeni.
31. POLSKIE TOWARZYSTWO GLEBOZNAWCZE, 2009. Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych – PTG 2008. *Rocz. Glebozn.*, 60, 2: 5-16.
32. RAURET G.; 1998. Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *Talanta*, 46(3), 449-455.
33. ROCHETTE P., CHANTIGNY MH., ANGERS DA., BERTRAND N., CÔTÉ, D.; 2001. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. *Canadian Journal of Soil Science*, 81(4), 515-523.
34. RUTKOWSKA B., SZUL CW.; 2014. Speciation of Cu and Zn in soil solution in a long-term fertilization experiment. *Soil Sci Ann* 65(1): 25-28.
35. SAHUQUILLO A., RIGOL A., RAURET G.; 2003. Overview of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments. *Trends Anal Chem*, 22(3), 152-159.
36. SMOLDERS E., OORTS K., VAN SPRANG P., SCHOETERS I., JANSSEN CR., MCGRATH SP., MCLAUGHLIN MJ.; 2009. Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards. *Environ Tox Chem*, 28(8), 1633-1642.
37. THE NETHERLANDS NORMALIZATION INSTITUTE; 2010. Bodem – Landbodem - Proces van locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging. NEN 5737:2010 (The Netherlands).
38. TRACZEWSKA TM.; 2011. Biologiczne metody oceny skażenia środowiska, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.
39. US-EPA. U.S. Environmental Protection Agency, 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment. EPA/630/R-95/002F., Washington, DC.
40. WCISŁO E.; 2009 Ocena ryzyka zdrowotnego w procesie remediacji terenów zdegradowanych chemicznie – procedury i znaczenie. IETU Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok.
41. WU LH., LUO YM., CHRISTIE P., WONG, MH., 2003. Effects of EDTA and low molecular weight organic acids on soil solution properties of a heavy metal polluted soil. *Chemosphere* 50(6): 819-822.

42. ZIMA G., 2012. Wykorzystanie metod bioindykacji do oceny toksyczności środków chemicznych stosowanych w składach płuczek wiertniczych. *Nafta – Gaz* 2: 115-122.

**ELEMENTS OF ENVIRONMENTAL RISK ASSESSED
FOR ORGANIC MATTER-AMENDED SOILS CONTAMINATED
WITH HEAVY METALS IN THE SURROUNDINGS
OF COPPER SMELTER**

S u m m a r y

The paper presents the results of chemical and ecotoxicological studies carried out with five soils collected from the area contaminated with heavy metals, located in the immediate vicinity of the Copper Smelter-Legnica, as well as the results of analyses focused on the properties of soil solutions. Such research should be considered as basic in environmental risk assessments for contaminated areas. Additionally, organic additives commonly used in remediation were added to soils. The study involved additionally the effects of soils amendment with organic matter, commonly used in soil remediation, on the solubility and ecotoxicity of heavy metals. Some of amendments, in particular alkaline sewage sludge, caused a drastic increase of copper solubility, which was directly associated with the level of environmental risk.

Key words: soil solution, MacroRhizon, speciation, solubility, extraction, ecotoxicology

MATEUSZ CUSKE, ANNA KARCZEWSKA*

WPLYW MATERII ORGANICZNEJ NA ZMIANY ROZPUSZCZALNOŚCI METALI CIĘŻKICH W GLEBACH ZANIECZYSZCZONYCH W ŚWIELE LITERATURY

Streszczenie

Artykuł przedstawia przegląd literatury poświęconej problematyce wpływu materii organicznej na zmiany rozpuszczalności metali ciężkich w glebach zanieczyszczonych. W procesach remediacji powszechnie stosuje się różne rodzaje materii organicznej w celu zwiększenia zdolności sorpcyjnej gleb i immobilizacji metali, jednak często opisywane są niepożądane efekty polegające na wzroście rozpuszczalności metali w wyniku zastosowania takich dodatków organicznych, jak węgiel brunatny, nawozy organiczne, osady ściekowe, komposty i biowęgiel. Tym doniesieniom poświęcono szczególną uwagę. Omówiono także tematykę zagrożeń związanych z formowaniem się i dekompozycją ściółek na zalesionych obszarach zdegradowanych.

Słowa kluczowe: miedź, mobilizacja, immobilizacja, węgiel brunatny, nawóz organiczny, osad ściekowy, kompost, biowęgiel, ściółka, rozpuszczalny węgiel organiczny

WSTĘP

Działalność przemysłowa, zwłaszcza związana z przetwarzaniem rud metali, spowodowała zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi w obrębie zakładów przemysłowych. Zanieczyszczenia te traktowane są obecnie jako „zanieczyszczenia historyczne”, gdyż wskutek zastosowania prawnych instrumentów ochrony środowiska uzyskano drastyczną redukcję wielkości emisji. Metale ciężkie należą do pierwiastków silnie wiązanych w glebie [Kabata-Pendias 2010], dlatego, pomimo ograniczenia ich emisji, nadal pozostaje problem zagrożeń związanych z wcześniejszą akumulacją w glebie.

* Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

Strategie remediacji obszarów zanieczyszczonych metalami ciężkimi opierają się przede wszystkim na unieruchamianiu zanieczyszczeń w fazie stałej gleby [Bradl 2005; Iskandar 2000]. Takie podejście wynika przede wszystkim z ograniczeń technologicznych, a także wysokich kosztów i możliwych skutków ubocznych ewentualnego usuwania zanieczyszczeń. W świetle nowelizacji zapisów ustawy Prawo ochrony środowiska [Ustawa 2014], z roku 2014, zgodnie z art. 101q, wymienione uwarunkowania mogą być podstawą do odstąpienia od usuwania zanieczyszczeń, a remediacja obszarów zdegradowanych może polegać na samooczyszczaniu, jeżeli przynosi to największe korzyści dla środowiska [Karczevska 2014]. W celu immobilizacji metali ciężkich w glebach powszechnie stosuje się wapnowanie (modyfikacja pH) oraz zwiększenie pojemności sorpcyjnej gleb poprzez aplikację materii organicznej, syntetycznych sorbentów bądź materiałów bogatych we frakcje ilaste.

Stosowanie materii organicznej, np. w postaci kompostów lub osadów ściekowych, w glebach może prowadzić do niekontrolowanego wzrostu rozpuszczalności metali ciężkich w wyniku kompleksującego działania niskocząsteczkowej materii organicznej [Park i in. 2011; Wu i in. 2003] lub wskutek modyfikacji odczynu. Dodatkowym źródłem materii organicznej w poddanych remediacji glebach zanieczyszczonych mogą być reszki roślinne. Fitostabilizacja obszarów zanieczyszczonych metalami ciężkimi, z wykorzystaniem traw i innych roślin zielnych lub drzew, ma na celu przeciwdziałanie erozji wietrznej i wodnej, poprawę właściwości fizycznych gleb, a także fitosanitarną izolację terenu. Jednak formowanie się ściółek na powierzchni gleb zalesionych, a następnie ich dekompozycja i uwalnianie niskocząsteczkowych kwasów organicznych może spowodować kompleksowanie bądź chelatowanie metali ciężkich i ich ługowanie w głąb profilu glebowego [Smal i Misztal 1996; Hongve i in. 2000].

Niniejszy artykuł prezentuje przegląd badań nad zmianami rozpuszczalności metali ciężkich, a w szczególności Cu, Zn i Pb, pod wpływem materii organicznej stosowanej w postaci dodatków organicznych w procesach remediacji gleb zanieczyszczonych, w świetle publikacji krajowych i światowych. Uwzględniono też problematykę wpływu ściółek leśnych na modyfikację rozpuszczalności metali ciężkich. Najważniejsze wnioski wynikające z przeglądu literatury zostały uwzględnione przy interpretacji wyników badań przeprowadzonych przez autorów na glebach z rejonu strefy ograniczonego użytkowania Huty Miedzi Legnica.

WIĄZANIE METALI CIĘŻKICH PRZEZ SUBSTANCJĘ ORGANICZNĄ

Metale ciężkie mogą być wiązane przez substancje organiczne zarówno na zasadzie sorpcji wymiennej jak i kompleksowania bądź chelatowania [Karczew-

ska 2002; McBride 1989; 1994]. Pojemność sorpcyjna substancji organicznej wobec kationów jest zazwyczaj znacznie większa od minerałów ilastych. Zależy od właściwości i stopnia shumifikowania materii organicznej, a dodatkowo, w związku z obecnością ładunków zmiennych, także od pH. Reakcje kompleksowania polegają na przyłączaniu się metali do grup funkcyjnych kwasów huminowych i fulwowych zawierających tlen, azot bądź siarkę [Senesi 1992]. Szczególnym powinowactwem do kationów Zn^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , ale także Cu^{2+} , charakteryzują się grupy aminowe i amidowe [Karczevska 2002, Xue i Sigg 1999]. W procesie chelatowania metal, stanowiący jon centralny, wiąże się z kilkoma atomami tej samej cząsteczki ligandu, o kleszczowej, przestrzennej strukturze. Podatność jonów metali na tworzenie połączeń kompleksowych i chelatów z rozpuszczalną materią organiczną jest różna w zależności od struktury związków organicznych oraz od pH roztworu.

Kompleksowe połączenia metali ciężkich charakteryzują się różną rozpuszczalnością [Karczevska 2002]. Generalnie, obecność w glebie ustabilizowanej, nierozpuszczalnej, materii organicznej, bogatej w wysokocząsteczkowe kwasy humusowe, powoduje trwałe wiązanie metali ciężkich i ich immobilizację. Natomiast substancje organiczne niskocząsteczkowe, takie jak proste kwasy organiczne, polifenole lub kwasy fulwowe, powodują kompleksowanie bądź chelatowanie metali ciężkich, a powstałe połączenia charakteryzują się dużą mobilnością w środowisku glebowym [Park i in. 2011; Wu i in. 2003].

WPLYW DODATKÓW ORGANICZNYCH STOSOWANYCH W REMEDIACJI GLEB ZANIECZYSZCZONYCH NA ROZPUSZCZALNOŚĆ METALI

W remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi stosuje się szerokie spektrum dodatków organicznych, których zadaniem ma być poprawa właściwości fizycznych gleby, poprzez nadanie jej odpowiedniej struktury, oraz poprawa właściwości chemicznych i fizykochemicznych, a zwłaszcza odczynu oraz właściwości sorpcyjnych gleby

W niniejszym opracowaniu omówiono efekty pożądane, polegające na ograniczeniu rozpuszczalności metali ciężkich po aplikacji do gleb wybranych, dodatków organicznych, najczęściej stosowanych w zabiegach remediacyjnych, a także występowanie efektów niepożądanych, polegających na wzroście rozpuszczalności metali w glebach. Bliższej analizie poddano następujące rodzaje materiałów organicznych: węgiel brunatny, komposty, osady ściekowe, nawozy organiczne oraz biowęgiel. Dla porównania przedstawiono także zagadnienie stosowania wybranych organicznych odczynników kompleksujących do wymywania (ekstrakcji) metali ciężkich w procesach technicznej dekontaminacji gleb zanieczyszczonych.

Węgiel brunatny

Stosowanie węgla brunatnego do immobilizacji metali ciężkich w glebach wynika z jego bardzo dobrych właściwości sorpcyjnych [Kalembasa i Fengler 2004; Kwiatkowska 2007]. W remediacji gleb z powodzeniem stosowano mieszanki rozdrobnionego węgla brunatnego z węglanem wapnia [Skłodowski i in. 2006] a także złożone preparaty na bazie węgla brunatnego, np. Rekulter [Motowicka-Terelak i in. 1998] lub Ekolator II [Spychalski i Drzymała 2010]. Prowadzono także mniej liczne badania nad aplikacją do gleb czystego węgla brunatnego [Karczevska i in. 1996; Pusz 2007]. Karczevska i in. [1996] wykazali, że aplikacja węgla brunatnego do gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi może skutecznie ograniczać rozpuszczalność metali ciężkich, w związku z dużą zdolnością sorpcyjną węgla. Jednak sam węgiel brunatny charakteryzował się znacznie niższą zdolnością sorpcji miedzi i ołowiu z roztworów niż węgiel zmieszany z wapnem węglanowym, co spowodowane było jego kwaśnym odczynem (pH: 4,8-4,9). Dlatego, zdaniem autorów, zastosowanie samego węgla brunatnego w warunkach kwaśnego odczynu może nie gwarantować skutecznej immobilizacji metali ciężkich.

Z kolei badania Pusza [2007] wykazały immobilizujące właściwości węgla brunatnego nawet w przypadku aplikacji do gleb o pH <6,0. Po zastosowaniu węgla stwierdzono znaczne zmniejszenie zawartości w glebach form metali potencjalnie i aktualnie dostępnych, oznaczanych w ekstrakcji EDTA i 1M NH_4NO_3 . Trzeba jednak zaznaczyć, że całkowita zawartość metali ciężkich w badanej glebie o pH <6,0 była około dziesięciokrotnie niższa, w porównaniu do gleby badanej przez Karczevską i in. [1996].

Na to, iż głównym czynnikiem determinującym rozpuszczalność metali ciężkich w glebach po aplikacji węgla brunatnego jest odczyn, wskazują także badania prowadzone przez autorów artykułu [Cuske i in. 2016a]. Potwierdzają to także badania innych autorów [Feigl i in. 2009; Janoš i in. 2010; Krzyżak i in. 2006; Tsang i in. 2013]. Zastosowanie węgla zmieszanego z wapnem skutecznie ograniczyło desorpcję metali ciężkich z fazy stałej gleb do roztworów w badaniach Feigla i in. [2009]. Uzyskano efekt w postaci 99% redukcji stężenia form wodnorozpuszczalnych metali. Janoš i in. [2010] z kolei wskazują na zwiększanie się udziału form rezydualnych Cd, Cu i Pb w glebach wraz ze zwiększaniem dawki węgla w przedziale 1-5%. Takich efektów nie zaobserwowano jednak dla Zn, którego desorpcja do roztworu uwarunkowana jest przede wszystkim wartością pH. W licznych pracach wykazywano także, że skutkiem aplikacji węgla brunatnego do gleb zanieczyszczonych jest zmniejszenie fitoprzyswajalności metali. Przykładowo Krzyżak i in. [2006] udowodnili, że stosowanie węgla brunatnego ogranicza pobranie metali przez kostrzewę czerwoną.

Podsumowując należy stwierdzić, że doniesienia literaturowe na temat stosowania węgla brunatnego w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi zasadniczo wskazują na jego przydatność do immobilizacji metali. Natomiast nie jest celowe stosowanie kwaśnego węgla brunatnego, bez dodatku węglanu wapnia, do gleb kwaśnych o bardzo wysokiej całkowitej zawartości metali ciężkich.

Komposty

Kompost powstaje poprzez transformację materii organicznej w warunkach tlenowych. Obecne trendy w przetwarzaniu odpadów rozszerzają proces kompostowania na szeroką grupę odpadów organicznych. Kompostowaniu podlegają odpady komunalne, zielone oraz odpady organiczne z rolnictwa i przemysłu spożywczego, a także osady ściekowe. Szeroką grupę kompostów mających zastosowanie w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi stanowią komposty z odpadów komunalnych oraz odpadów zielonych [Bolan i in. 2014]. Wiele badań dotyczy wpływu aplikacji kompostów do gleb na rozpuszczalność metali ciężkich, zwłaszcza w aspekcie remediacji gleb zanieczyszczonych [Farrell i in. 2010; Farrell i Jones 2010; Khan i Jones 2009; Walker i in. 2004].

Należy zaznaczyć, iż podczas kompostowania zachodzą zmiany specjacji metali ciężkich obecnych w odpadach, co związane jest bezpośrednio z transformacją materii organicznej [He i in. 2009; Jakubus 2010]. Krzywy-Gawrońska i in. [2009] wykazali, że w pierwszych 180 dniach kompostowania odpadów zielonych i osadów ściekowych wskutek mineralizacji materii organicznej wzrastają zawartości całkowite Cu, Zn i Mn w kompostach, a także stężenia ich form ekstrahowalnych 0,5M HCl. Stopień dojrzałości kompostu wprowadzanego do gleb zanieczyszczonych decyduje o zagrożeniu związanym z wymywaniem metali i ich pobieraniem przez rośliny [Drozd 2003; Weber i in. 2007]. Komposty niedojrzałe, o wysokiej zawartości niskocząsteczkowych kwasów organicznych, mogą powodować uruchamianie metali ciężkich obecnych zarówno w aplikowanym kompoście jak i w glebie [Drozd 2003, Zmora-Nahum i in. 2005].

Większość autorów dowodzi, iż dodatek obojętnych lub lekko zasadowych kompostów do kwaśnych gleb zanieczyszczonych powoduje skuteczną immobilizację metali ciężkich oraz zwiększenie przyrostu biomasy uprawianych roślin [Farrel i Jones 2010; Farrel i in. 2010; Karami i in. 2011; Khan i Jones 2009; Walker i in. 2004]. Jednak w niektórych przypadkach, między innymi opisanymi poniżej, aplikacja kompostu spowodowała zwiększenie akumulacji metali ciężkich w roślinach bądź wzrost rozpuszczalności metali i ich stężeń w roztworach glebowych.

Khan i Jones [2009] udowodnili, iż aplikacja kompostu z odpadów zielonych do silnie kwaśnych odpadów poflotacyjnych ($\text{pH}=3,35$) skutecznie redukuje stężenia form mobilnych metali, ekstrahowanych DTPA. Walker i in. [2004] natomiast wykazali, iż dodatek kompostu z mieszanki odpadów zielonych i osadów zwiększa tylko nieznacznie koncentrację miedzi w częściach nadziemnych *Chenopodium album* L, w przeciwieństwie do innych metali.

Przytoczone wyżej prace wskazują na przydatność kompostów do ograniczania rozpuszczalności metali ciężkich w glebach, a ich autorzy formułowali taki wniosek na podstawie ograniczenia pobrania metali ciężkich przez rośliny wskaźnikowe oraz zmniejszenia podatności metali na ekstrakcję łagodnymi odczynnikami. Karami i in. [2011] badali stężenia metali w rzeczywistych roztworach glebowych pozyskiwanych przy pomocy próbników podciśnieniowych. Dodatek kompostu z odpadów zielonych do gleb zanieczyszczonych spowodował podwyższenie pH gleb i prawdopodobnie znaczne zwiększenie pojemności sorpcyjnej, co skutkowało zmniejszeniem stężeń metali w roztworach glebowych. Autorzy stwierdzili jednocześnie istotny wzrost stężeń RWO w tych roztworach, jednak bez wpływu na rozpuszczalność metali. W związku z tym, iż komposty powstają w różnych warunkach oraz z różnych substratów, ich skład chemiczny może się znacznie różnić. Komposty niedojrzałe, po zbyt krótkim okresie dojrzewania, zawierają często bardzo wysokie stężenia rozpuszczalnego węgla organicznego (RWO), reprezentującego niskocząsteczkową substancję organiczną [Shao i in. 2009]. To z kolei może powodować mobilizację metali ciężkich w glebach po aplikacji kompostu, poprzez powstawanie mobilnych kompleksów metaloorganicznych [Park i in. 2011; Wu i in. 2003]. Potwierdzają to między innymi badania Beesley'a i in. [2010], którzy po aplikacji kompostu z odpadów zielonych do gleb zanieczyszczonych stwierdzili istotnie wyższe stężenie miedzi, ale także arsenu w odciekach wodnych, szczególnie w pierwszych dniach inkubacji.

Badania Farrela i in. [2010] wskazują na zwiększone wymywanie miedzi i cynku w glebach po aplikacji kompostu z odpadów komunalnych w pierwszych 20 dniach inkubacji, co autorzy w tym przypadku tłumaczą przede wszystkim intensywnym wymywaniem soli rozpuszczalnych z kompostu, które powodują desorpcję metali z głębszych warstw profilu glebowego. Z kolei ten sam zespół w innych badaniach [Farrel i Jones 2010] wskazuje, że dodatek kompostu z odpadów komunalnych do gleb zanieczyszczonych ołowiem wpływał pozytywnie na wielkość biomasy uprawianej mietlicy pospolitej (*A. capillaris* L), ale kompost z odpadów zielonych nieznacznie ograniczał wzrost jej korzeni i liści. Aplikacja obu tych rodzajów kompostu do gleb spowodowała istotny wzrost stężeń potencjalnie rozpuszczalnych form metali ciężkich podatnych na ekstrakcję kwasem octowym.

W świetle przytoczonej literatury należy stwierdzić, iż dodatek ustabilizowanego i dojrzałego kompostu do gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi zazwyczaj powoduje ograniczenie ich desorpcji do roztworu glebowego. Bardzo skutecznym rozwiązaniem wydaje się być zwłaszcza aplikacja kompostów z dodatkiem innych sorbentów, np. węgla aktywnego [Beesley i in. 2010; Karami i in. 2011]. Natomiast komposty niedojrzałe, nawet stosowane do gleb alkalicznych, silnie zanieczyszczonych metalami ciężkimi, mogą powodować uruchomienie metali w wyniku ich kompleksowania z niskocząsteczkową substancją organiczną. Efekty te są wyraźnie zauważalne w pierwszych dniach po aplikacji dodatku, a stężenie metali w roztworze glebowym z biegiem czasu maleje [Beesley i in. 2010].

Osady ściekowe

Osady ściekowe, jako materiały bogate w substancję organiczną, stosowane są często nie tylko w celu polepszenia właściwości fizykochemicznych gleb, ale także w celu poprawy ich zasobności w makro- i mikroskładniki nawozowe. Osady ściekowe, podobnie jak niektóre komposty, mogą być również nośnikiem zanieczyszczeń, a przede wszystkim metali ciężkich [Maćkowiak i in. 2005], toteż wiele badań dotyczy wpływu metali ciężkich pochodzących z osadów ściekowych aplikowanych do gleb użytkowanych rolniczo na wzrost i plonowanie roślin [Singh i Agrawal 2007; Walter i in. 2006]. Opublikowano także szereg prac poświęconych ocenie ryzyka środowiskowego związanego z obecnością metali ciężkich w glebach traktowanych osadami ściekowymi, z uwzględnieniem ich specjacji [Fuentes i in. 2006; McBride 2003].

Zdecydowana większość prac potwierdza pozytywny wpływ osadów ściekowych na plonowanie roślin oraz elementy żyzności gleby. Niektórzy autorzy wskazują jednak, że aplikacja osadów ściekowych może powodować wzrost rozpuszczalności metali ciężkich w glebach. Singh i Agrawal [2010a;b] stwierdzili poprawę wzrostu roślin (*Vigna radiata* L. oraz *Oryza sativa* L.) po aplikacji osadów ściekowych do gleb, jednak zawartość metali ciężkich w częściach nadziemnych, nasionach oraz w częściach podziemnych roślin rosła w stosunku do prób kontrolnych. Aplikacja osadów ściekowych spowodowała także wzrost stężeń form fitoprzyswajalnych metali w glebach. Zdaniem autorów optymalna dawka badanego osadu ściekowego, poniżej 6 kg m^{-2} , działa korzystnie, powodując wzrost plonów, przy jednoczesnym braku bądź nieznacznym wzroście stężeń metali w roślinach. W innych badaniach, np. Kalembasy i Malinowskiej [2007] stwierdzono, że stosowanie osadów ściekowych na glebach zanieczyszczonych wyraźnie zwiększa akumulację Cu, Zn i Pb w częściach nadziemnych miskanu *Miscanthus sacchariflorus*. Theodoratos i in. [2000] z kolei podają, że dodatek osadu ściekowego (o pH 7,9) do gleby zanieczyszczonej w wyniku działalności

górnictwej (o pH 7,54) spowodował ograniczenie rozpuszczalności metali ciężkich i redukcję ich pobrania przez rośliny. Z kolei wyniki uzyskane przez Su i Wong'a [2004] wskazują, że aplikacja osadu ściekowego do gleb spowodowała znaczne zwiększenie stężeń form metali ciężkich ekstrahowanych DTPA w glebie, a także zwiększenie koncentracji metali w badanych roślinach.

W świetle powyższych doniesień wyraźnie widać, że bardzo ważnym czynnikiem decydującym o rozpuszczalności metali ciężkich w glebach po aplikacji osadów ściekowych jest przebieg procesu powstawania osadu ściekowego. Z reguły świeże osady ściekowe zawierają znaczne ilości rozpuszczalnych związków organicznych, które mogą powodować kompleksowanie i mobilizację metali ciężkich [Sposito i in. 1982]. Z kolei procesy przetwarzania osadów ściekowych oraz ich stabilizacja (w szczególności kompostowanie) powodują ograniczenie mobilności metali ciężkich [Richards 2000, He i in. 2009; Jakubus 2010]. Fuentes i in. [2006] badali specjację metali ciężkich w osadach ściekowych niestabilizowanych oraz poddanych różnym procesom stabilizacji i stwierdzili, że stężenie form wodnorozpuszczalnych metali ciężkich uzależnione jest od procesu stabilizacji, ale także od rodzaju metalu. Największe stężenia wodnorozpuszczalnych form Cu i Pb występują w osadach stabilizowanych anaerobowo, w procesie fermentacji metanowej, oraz w osadach niestabilizowanych. Potwierdzają to także inne badania [Patorczyk-Pytlik 2006; Plauquart i in. 1999]. Badania Gondka [2006] wskazują, że metale ciężkie występują w osadach na ogół w formach trudniej dostępnych dla roślin. Potwierdzają to także wyniki prac Jakubus i Czeakały [2001], Patorczyk-Pytlik [2006], a także Gawdzika i Gawdzik [2012], którzy podają, że w osadach dominują połączenia związane z substancją organiczną oraz metale związane z glinokrzemianami, stanowiące formy trwale związane, niemobilne po wprowadzeniu do środowiska glebowego. Autorzy [Gawdzik i Gawdzik 2012] podkreślają jednak, że metale związane trwale przez substancję organiczną (frakcja III w sekwencyjnej ekstrakcji BCR) mogą stanowić potencjalne ryzyko środowiskowe w związku z możliwą mineralizacją materii organicznej, w szczególności w strefie aeracji.

Według McBride'a i in. [2000] oraz Waltera i Cuevasa [1999] długotrwałe nawożenie gleb bogatych w węglany ustabilizowanymi osadami ściekowymi skutkuje ograniczeniem rozpuszczalności metali ciężkich. Jednak Greinert i in. [2009] stwierdzili, że po aplikacji osadów ściekowych do gleb istotnie wzrasta (nawet o 176%) wskaźnik potencjalnej rozpuszczalności obecnych w nich metali: Cu, Cd i Zn. Potwierdzają to także badania Kalembasy i Pakuły [2009], którzy wskazują, że aplikacja osadów ściekowych do gleb powoduje zwiększenie udziałów frakcji jonowymiennych i tlenkowych metali w glebie.

Liczne prace opisują skutki stosowania osadów ściekowych na obszarach zanieczyszczonych metalami ciężkimi w kontekście ich remediacji [Baran i in. 2009; Kalembasa i Malinowska 2007; Karczewska i in. 2012; Navarro 2012; Theodoratos i in. 2000]. Wieloletnie badania Czeakały i in. [2012] wskazują, że

zawartość Zn przyswajalnego w glebach wzrasta systematycznie z roku na rok, a największy jej wzrost odnotowano w przypadku największych dawek osadu ściekowego. Baran i in. [2009], w badaniach nad zastosowaniem m.in. osadów ściekowych w rekultywacji gleb zakwaszonych, podają, że dodatek osadu ściekowego powoduje zwiększenie zawartości form Pb i Ni rozpuszczalnych w kwasie octowym. Navarro [2012] natomiast badali wpływ aplikacji osadów ściekowych na powierzchnię hałdy żużla pohutniczego i stwierdzili, iż dodatek osadu ściekowego spowodował skuteczne ograniczenie wymywania Cu i Pb, co autorzy tłumaczą wysokim powinowactwem tych pierwiastków (a w szczególności miedzi) do substancji organicznej. Dotychczasowe badania Karczewskiej i in. [2012], poświęcone wpływowi aplikacji osadu ściekowego na mobilność miedzi w glebach silnie zanieczyszczonych przez przemysł miedziowy oraz w osadach poflotacyjnych wskazują, iż w niektórych przypadkach aplikacja alkalicznych osadów ściekowych może skutkować radykalnym zwiększeniem desorpcji miedzi do roztworu glebowego, co autorzy tłumaczą kompleksowaniem miedzi z jonami amonowymi, a nie z rozpuszczalną substancją organiczną. Autorzy stwierdzili ponadto, że w pewnych przypadkach mogą też powstawać kompleksowe połączenia miedzi z łatwo rozpuszczalnymi frakcjami organicznymi obecnymi w osadach surowych, ale kompleksy te są sorbowane wtórnie na cząstkach fazy stałej osadów. Wyniki tych prac Karczewskiej i in. [2012] potwierdzają też badania prowadzone przez autorów artykułu [Cuske i in. 2016a; 2016b].

Podsumowując, można stwierdzić, że aplikacja osadów ściekowych do gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi może w pewnych warunkach prowadzić do wzrostu ich rozpuszczalności w wyniku kompleksowania z niskocząsteczkową substancją organiczną lub tworzenia innych łatwo mobilnych kompleksów. Dlatego stosowanie osadów ściekowych (nawet tych ustabilizowanych) do gleb zanieczyszczonych metalami winno być poprzedzone szczegółowymi badaniami.

Nawozy organiczne

Problematyce stosowania nawozów organicznych w rolnictwie i dostępności metali będących mikroelementami, np. Cu i Zn, poświęcono bardzo bogatą literaturę krajową i zagraniczną. Są też prace, zwłaszcza w literaturze światowej, które dotyczą skutków stosowania nawozów organicznych, np. gnojowicy i obornika, do gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi, w celu ich immobilizacji. Publikowane wyniki badań bardzo się różnią między sobą. Japenga i in. [1992] stwierdzili, że różnego rodzaju niskocząsteczkowe związki organiczne pochodzące z gnojowicy powodują mobilizację metali głównie poprzez ich chelatowanie. Arnesen i Singh [1998] twierdzą natomiast, że wzrost rozpuszczalności Cu, Zd, Ni i Zn w glebach nawożonych nawozami organicznymi związany jest z wolnym rozkładem substancji organicznej z obornika i gnojowicy. Li i Shuman

[1997] w doświadczeniach kolumnowych stwierdzili, że dodatek gnojowicy do gleb zanieczyszczonych spowodował jedynie uruchomienie Zn i Cd, podczas, gdy Pb nie był uruchamiany. Natomiast Arnensen i Singh [1998] opisują wzrost rozpuszczalności Zn i spadek rozpuszczalności Cd i Ni.

Przytoczone tu przykładowe prace wskazują, że skutki stosowania nawozów organicznych do gleb zanieczyszczonych mogą być bardzo różne, a efekty mobilizacji bądź immobilizacji metali ciężkich uwarunkowane są właściwościami gleby i samych nawozów.

Biowęgiel

Biowęgiel to produkt uboczny termicznego przekształcania odpadów. Biowęgla powstają podczas pirolizy różnych materiałów organicznych, zwłaszcza odpadów roślinnych, odpadów rolniczych, osadów ściekowych itp. W ostatnich latach biowęgiel stał się przedmiotem zainteresowania naukowców w kontekście usuwania zanieczyszczeń z wód i powietrza, a także stabilizacji zanieczyszczeń w glebie. Ze względu na bardzo dobre właściwości sorpcyjne, zbliżone do węgla aktywnych, poprawę właściwości fizycznych gleb, a także bardzo wysoką zawartość węgla organicznego (około 90% w zależności od substratu [Yin i in. 2009]), biowęgla znalazły również zastosowanie w remediacji terenów zanieczyszczonych metalami ciężkimi [Beesley i in. 2010; Beesley i Marmiroli 2011; Jiang i in. 2012; Karami i in. 2011; Lu i in. 2012].

Lu i in [2012] wyróżniają trzy podstawowe mechanizmy zatrzymywania metali ciężkich przez biowęgla na przykładzie ołowiu. Pierwszym z nich jest wymiana jonowa metali z kationami Ca^{2+} i Mg^{2+} oraz innymi kationami związanymi z biowęgla, drugim - kompleksowanie metali przez grupy funkcyjne oraz wewnętrzne kompleksowanie przez grupy hydroksylowe, a trzecim - fizyczna adsorpcja oraz strącanie na powierzchni cząstek stałych biowęgla. Jiang i in. [2012] badali wpływ dodatku do gleb zanieczyszczonych biowęgla ze słomy ryżowej i dowiedli, że stężenie form miedzi i ołowiu podatnych na ekstrakcję 0,11M kwasem octowym w glebach z dodatkiem biowęgla było niższe o 19,7-100% dla Cu i 18,8-77,0% dla Pb niż w glebach kontrolnych. Dodatkowo aplikacja biowęgla spowodowała wzrost udziałów frakcji Cu, Pb i Cd trwale związanych w glebie.

Beesley i Marmiroli [2011] w oparciu o doświadczenia kolumnowe potwierdzili wysoką skuteczność sorpcji wodnorozpuszczalnych form Zn, Cd i As przez biowęgiel, z tym, że sorpcja As nie postępowała tak skutecznie, jak w sorpcja Cd i Zn. W innych badaniach Beesley i in. [2010] porównywali skuteczność sorpcji metali w glebach po aplikacji kompostu produkowanego z odpadów zielonych oraz biowęgla i udowodnili znacznie większą skuteczność sorpcji Zn i Cd przez biowęgiel, ale w przypadku gleb niezanieczyszczonych rosło istotnie stężenie rozpuszczalnych form Cu i As.

Karami i in. [2011] również porównywali efektywność immobilizacji metali ciężkich w glebach zanieczyszczonych przez kompost i biowęgiel i udowodnili, że biowęgiel wpływał na znaczącą redukcję stężeń ołowiu i miedzi w roztworach glebowych. Jednak nie przekładało się to na skuteczniejsze ograniczenie pobrania Pb przez życie, co autorzy tłumaczą niższą wartością pH gleby z dodatkiem biowęglu w porównaniu do gleby z kompostem.

Dość powszechnie uważa się, że biowęgle mogą mieć bardzo dobre zastosowanie w glebach silnie zanieczyszczonych metalami ciężkimi, choć w niektórych sytuacjach (zwłaszcza biowęgle produkowane z substratów zanieczyszczonych, takich jak osady ściekowe) mogą przyczyniać się do wzrostu stężeń mobilnych form metali w glebie.

Odczynniki ekstrahujące metale z gleb

Omawiając wpływ substancji organicznych na rozpuszczalność metali ciężkich w glebach warto krótko przedstawić odrębne zagadnienie, jakim jest zamierzone stosowanie kwasów organicznych i odczynników kompleksujących w celu dekontaminacji gleb – metodami wymywania *in situ*, ekstrakcji *ex-situ* bądź w warunkach popularnej w minionej dekadzie tzw. wspomaganej fitoekstrakcji. Liczne prace poświęcono przydatności do tych zastosowań takich kwasów organicznych jak: kwas cytrynowy, kwas wersenowy (EDTA), czy kwas dietylenodiamino-dibursztynowy (EDDS) [Bassi i in. 2000; Karczewska i in. 2008; Luo i in. 2005; Wasay i in. 2001; Zuo i in. 2009].

Bassi i in. [2000] udowodnili, że kwas cytrynowy jest bardzo efektywnym ekstrahentem Cd, Cu, Zn i Pb. Wiele prac, w tym m.in. Zou i in. [2009] poświęcono badaniu skuteczności wymywania metali z gleb zanieczyszczonych roztworami EDTA, uważanego za klasyczny środek kompleksujący, najbardziej przydatny do oczyszczania gleb z metali. Autorzy potwierdzili przydatność EDTA do ekstrakcji As, Cd, Cu, Pb i Zn. Skuteczność ekstrakcji metali ciężkich malała wraz ze wzrostem pH.

Luo i in. [2005] wykazywali, że EDTA oraz EDDS są skutecznymi odczynnikami do wspomaganej fitoekstrakcji metali ciężkich. Jednak Karczewska i in. [2008] w podobnych badaniach nad wspomaganą fitoekstrakcją metali ciężkich z wykorzystaniem EDTA i EDDS, analizowali przede wszystkim skutki uboczne tej metody i poddali ocenie zagrożenie środowiskowe związane z niekontrolowanym wymywaniem metali z gleby. Autorzy stwierdzili, że zastosowanie EDTA, niepodatnego na biodegradację, powoduje trwały wzrost rozpuszczalności metali w glebach. Z kolei biodegradowalny EDDS nie zwiększa fitoprzyswajalności metali w pożądanym stopniu. Autorzy podkreślają, że metoda wspomaganej fitoeks-

trakcji zawsze stanowi bardzo duże zagrożenie dla środowiska związane z możliwością wymywania metali w głąb profilu glebowego, dlatego nie powinna być rekomendowana.

Należy jednak zaznaczyć, że EDTA i EDDS mogą być wykorzystywane skutecznie w technicznych metodach dekontaminacji gleb *ex-situ* dzięki wykorzystaniu dużej zdolności do kompleksowania metali ciężkich, a zwłaszcza Cu, Pb i Zn.

WPLYW ŚCIOŁEK LEŚNYCH NA ROZPUSZCZALNOŚĆ METALI W GLEBACH ZANIECZYSZCZONYCH

Dodatkowe zagrożenie związane ze wzrostem rozpuszczalności metali ciężkich w glebach terenów zanieczyszczonych może wynikać z oddziaływania na nie materii organicznej pochodzącej ze ściółek na obszarach poddanych remediacji i z terenów zalesionych. Dekompozycja ściółki może prowadzić do uwalniania niskocząsteczkowych kwasów organicznych zdolnych do kompleksowania metali i ich ługowania w głąb profilu glebowego. Mikrobiologiczne przemiany ściółek leśnych mogą powodować także zakwaszenie środowiska, co dodatkowo sprzyja zwiększeniu rozpuszczalności metali ciężkich w glebach.

König i in. [1986] badali gleby leśne i stwierdzili, że Al, Fe oraz Pb są kompleksowane selektywnie przez wysokocząsteczkowe substancje humusowe, a kompleksy te ulegają sorpcji na cząstkach fazy stałej gleby. Szczególnie duże powinowactwo do substancji organicznej wykazuje miedź, natomiast Mn, Zn i Cd charakteryzują się znacznie mniejszym powinowactwem do substancji organicznej. Bergkvist [1986, 1987] twierdzi, że ruchliwość i rozpuszczalność Fe, Al, Pb oraz Cu w glebach leśnych jest uwarunkowana przede wszystkim tworzeniem rozpuszczalnych połączeń organicznych, natomiast mobilność Mn, Zn i Cd związana jest z wartością pH gleby. Badania Smal i Misztala [1996] potwierdzają natomiast, że o zwiększonej ruchliwości metali ciężkich w glebach leśnych (w porównaniu do gleb niezalesionych) decyduje przede wszystkim wyższe stężenie węgla rozpuszczalnego DOC. Należy podkreślić, że skład ściółek leśnych jest zróżnicowany w zależności od rodzaju drzewostanu. Hongve i in. [2000] badali ściółki spod 5 różnych gatunków drzew, a skład kwasów organicznych oraz stężenie węgla rozpuszczalnego znacznie się różniły, co niewątpliwie może wpływać na zróżnicowanie stopnia mobilizacji metali w glebach leśnych.

Medyńska i Kabała [2010] badali rozpuszczalność metali ciężkich w próchnicach leśnych na obszarach zanieczyszczonych emisjami hutniczymi i stwierdzili, że w warunkach wysokich wartości pH ściółek, wynikających z alkalicznego charakteru pyłów hutniczych, miedź i cynk występują w formach relatywnie trwałych, nie ulegając rozpuszczeniu. Jednak ekstrakcja ściółek 0,1 M kwasem octowym spowodowała uwalnianie dużych ilości Cu (do 677 mg kg⁻¹) oraz Zn (do

1116 mg kg⁻¹). Autorzy stwierdzili zatem, że wysokie koncentracje metali w tych ściółkach stanowią potencjalne źródło zagrożenia środowiskowego związane z ich możliwym uruchomieniem. Kabała i in. [2014] badali także stężenie Cu i Zn w ekstraktach wodnych ściółek leśnych oraz w rzeczywistych roztworach glebowych pozyskiwanych próbnikami MacroRhizon z tego obszaru i stwierdzili, że rozpuszczalność metali wynikająca z dekompozycji ściółek wykazuje zmiany sezonowe, a z reguły stężenie metali w roztworach koreluje ze stężeniem DOC i przyjmuje najwyższe wartości w maju i czerwcu. Autorzy potwierdzili również, że stężenia Cu w roztworach glebowych były silniej skorelowane ze stężeniami DOC w roztworach, a stężenia Pb i Zn zależały przede wszystkim od pH roztworów.

Podsumowując, można stwierdzić, że rozpuszczalność metali ciężkich w glebach zalesionych zależy nie tylko od całkowitych zawartości metali w glebie, ale także od wielu czynników środowiskowych, do których należą m.in. pH gleby, skład substancji organicznej gleby, a zwłaszcza zawartość niskocząsteczkowej substancji organicznej oraz dopływ takiej substancji z różnych źródeł, w tym z rozkładu ściółki.

WNIOSKI

Głównym celem stosowania dodatków organicznych w remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi jest immobilizacja metali, która zachodzi dzięki mechanizmom sorpcji wymiennej i kompleksowania, często w połączeniu z sorpcją chemiczną. Rośliny wprowadzane na obszary zanieczyszczone pełnią dodatkowo rolę fitostabilizacyjną.

Introdukcja materii organicznej może jednak nieść za sobą efekty uboczne polegające na zwiększeniu rozpuszczalności metali ciężkich – głównie w wyniku modyfikacji pH oraz kompleksowania bądź chelatowania metali przez niskocząsteczkowe związki organiczne.

Wydaje się, że stosowanie węgla brunatnego do gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi jest uzasadnione wtedy, gdy gleby te mają obojętny lub alkaliczny odczyn, bądź gdy węgiel jest wzbogacony alkalicznymi dodatkami. Zastosowanie kompostów w remediacji gleb zanieczyszczonych może stanowić dobre rozwiązanie pod warunkiem, że komposty są dojrzałe i zawierają małą ilość niskocząsteczkowych frakcji organicznych. Ponadto wskazanie do ich aplikacji stanowi lekko kwaśny odczyn gleb. Do remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi nie powinno się stosować nieustabilizowanych osadów ściekowych i nawozów organicznych - ze względu na możliwość kompleksowania i chelatowania metali przez niskocząsteczkową substancję organiczną, w którą są one z reguły bogate. Ze względu na bardzo dobre właściwości sorpcyjne biowęgla oraz zwykle znikome zawartości rozpuszczalnej substancji organicznej, jego

stosowanie może stanowić korzystny element remediacji. Wskazane jest jednak każdorazowo prowadzenie szczegółowych badań poprzedzających aplikację bio-węgla, w związku z możliwą introdukcją do gleb dodatkowej puli zanieczyszczeń, których ilość i właściwości zależą od rodzaju substratów, z których jest on produkowany.

Bardzo ważnymi procesami, które mogą prowadzić do wzrostu rozpuszczalności metali w glebach zanieczyszczonych, na terenach poddanych remediacji i zalesionych, są interakcje metali ciężkich ze składnikami materii organicznej uwalnianej w wyniku dekompozycji ściółek leśnych.

Przedstawiona problematyka, choć stanowiła dotychczas przedmiot wielu badań, nie została w pełni rozpoznana. Szczególnie ważne jest poznanie mechanizmów i warunków uruchamiania metali z gleb o różnych właściwościach, w różnych warunkach odczynu, przez niskocząsteczkowe składniki materii organicznej. Wskazane jest prowadzenie dalszych badań w tym kierunku.

LITERATURA

1. ARNESEN, AKM.; SINGH, BR.; 1998. Plant uptake and DTPA- extractability of Cd, Cu, Ni and Zn in a Norwegian alum shale soil as affected by previous addition of dairy and pig manures and peat. *Canadian Journal of Soil Science*, 78(3), 531-539.
2. BARAN, S., WOJCIKOWSKA-KAPUSTA, A., ZUKOWSKA, G.; 2009. Wpływ osadu ściekowego i wełny mineralnej Grodan stosowanych do rekultywacji gleb silnie zakwaszonych na zawartość form ołowiu i niklu. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 535, 23-30.
3. BASSI, R.; PRASHER, SO.; SIMPSON, BK.; 2000. Extraction of metals from a contaminated sandy soil using citric acid. *Environmental Progress*, 19(4), 275-282.
4. BEESLEY, L.; MARMIROLI, M.; 2011. The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. *Environmental Pollution*, 159(2), 474-480.
5. BEESLEY, L.; MORENO-JIMÉNEZ, E.; GOMEZ-EYLES, JL.; 2010. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environmental Pollution*, 158(6), 2282-2287.
6. BERGKVIST, B.; 1986. Leaching of metals from a spruce forest soil as influenced by experimental acidification. In *Acidic precipitation (pp. 1955-1970)*. Springer Netherlands.
7. BERGKVIST, BO.; 1987. Soil solution chemistry and metal budgets of spruce forest ecosystems in S. Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, 33(1-2), 131-154.

8. BOLAN, N.; KUNHIKRISHNAN, A.; THANGARAJAN, R.; KUMPIENE, J.; PARK, J.; MAKINO, T.; SCHECKEL, K.; 2014. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils – To mobilize or to immobilize?. *Journal of Hazardous Materials*, 266, 141-166.
9. BRADL, H.; (ed.) 2005: *Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation*, Vol.6. Academic Press.
10. BROWN, R.; 2009. Biochar production technology. *Biochar for environmental management: Science and Technology*, 127-146.
11. CUSKE, M.; KARCZEWSKA, A.; GAŁKA, B.; 2016a. Solubility of copper and other metals in strongly polluted soils treated with organic wastes – the effects on metal concentrations and speciation in soil solutions. *Science of the Total Environment* (złożony do druku).
12. CUSKE, M.; KARCZEWSKA, A.; GAŁKA, B.; DRADRACH, A.; 2016b. Some adverse effects of soil amendment with organic materials – the case of soils polluted by copper industry phytostabilized with red fescue. *International Journal of Phytoremediation* 18(8), 846-853.
13. CZEKAŁA, J., MOCEK, A., OWCZARZAK, W.; 2012. Działanie wieloletniego nawożenia osadami ściekowymi na zawartość form rozpuszczalnych cynku i miedzi w glebie. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Rolnictwo*, 103, 43-50.
14. DROZD, J.; 2003. The risk and benefits associated with utilizing composts from municipal solid waste (MSW) in agriculture. W: *Innovative soil- plant systems for sustainable agricultural practices*. OECD, Paris, 211-226.
15. FARRELL, M.; JONES, D.L.; 2010. Use of composts in the remediation of heavy metal contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1), 575-582.
16. FARRELL, M.; PERKINS, WT.; HOBBS, PJ.; GRIFFITH, GW.; JONES, DL.; 2010. Migration of heavy metals in soil as influenced by compost amendments. *Environmental Pollution*, 158(1), 55-64.
17. FEIGL, V., UZINGER, N., GRUIZ, K., MEGGYES, T.; 2009. Chemical stabilization of toxic metals in soil microcosms. *Land Contamination & Reclamation*, 17(3/4), 483-494.
18. FUENTES, A.; LLORÉNS, M.; SAEZ, J.; AGUILAR, MI.; PÉREZ-MARÍN, AB.; ORTUÑO, JF.; MESEGUER, VF.; 2006. Ecotoxicity, phytotoxicity and extractability of heavy metals from different stabilised sewage sludges. *Environmental Pollution*, 143(2), 355-360.
19. GAWDZIK, J.; GAWDZIK, B.; 2012. Mobility of heavy metals in municipal sewage sludge from different throughput sewage treatment plants. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21(6), 1603-1611.
20. GONDEK, K.; 2006. Zawartość różnych form metali ciężkich w osadach ściekowych i kompostach. *Acta Agrophysica*, 8(4), 825-838.
21. GREINERT, A., DRAB, M., WECLEWSKI, S.; 2009. Ryzyko

- chemicznego zanieczyszczenia gleb nawożonych osadami ściekowymi. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 537, 135-144.
22. GUL, S.; NAZ, A.; FAREED, I.; IRSHAD, M.; 2015. Reducing heavy metals extraction from contaminated soils using organic and inorganic amendments-a review. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(3), 1423-1426.
 23. HE, M.M.; TIAN, G.M.; LIANG, X.Q. 2009. Phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead during the aerobic composting of sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 163(2), 671-677.
 24. HONGVE, D.; VAN HEES, PAW.; LUNDSTRÖM, US.; 2000. Dissolved components in precipitation water percolated through forest litter. *European Journal of Soil Science*, 51(4), 667-677.
 25. ISKANDAR, IK.; 2000: *Environmental Restoration of Metals-Contaminated Soils* - CRC Press.
 26. JAKUBUS, M.; 2010. Zmiany specjacji i bioprzyswajalności mikroelementów podczas kompostowania osadów ściekowych z różnymi bioodpadami. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu.
 27. PATORCZYK-PYTLIK B.; 2006. Przydatność metody BCR do oceny mobilności cynku w osadzie ściekowym kompostowanym różnymi metodami. Cz. I Wpływ metody kompostowania oraz czasu na zmiany formy chemicznej cynku w kompostowanej masie. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 512:449- 455.
 28. JANOŠ, P., VÁVROVÁ, J., HERZOGOVÁ, L., & PILAŘOVÁ, V.; 2010. Effects of inorganic and organic amendments on the mobility (leachability) of heavy metals in contaminated soil: a sequential extraction study. *Geoderma*, 159(3), 335-341.
 29. JAPENGA, J.; DALENBERG, JW.; WIERSMA, D.; SCHELTENS, SD.; HESTERBERG, D.; SALOMONS, W.; 1992. Effect of liquid animal manure application on the solubilization of heavy metals from soil. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 46(1-3), 25-39.
 30. JIANG, J.; XU, RK.; JIANG, TY.; LI, Z.; 2012. Immobilization of Cu (II), Pb (II) and Cd (II) by the addition of rice straw derived biochar to a simulated polluted Ultisol. *Journal of Hazardous Materials*, 229, 145-150.
 31. KABAŁA, C.; KARCZEWSKA, A.; MEDYŃSKA-JURASZEK, A.; 2014. Variability and relationships between Pb, Cu, and Zn concentrations in soil solutions and forest floor leachates at heavily polluted sites. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177(4), 573-584.
 32. KABATA-PENDIAS, A.; 2010. *Trace elements in soils and plants*. CRC Press.
 33. KALEMBASA, D., MALINOWSKA, E.; 2007. Zmiany zawartości metali ciężkich w *Miscanthus sacchariflorus* (Maxim.) Hack. pod wpływem

- nawożenia osadem ściekowym. *Łąkarstwo w Polsce*, 10, 99-110.
34. KALEMBASA, D., PAKUŁA, K.; 2009. Heavy metal fractions in soils fertilized with sewage sludge. *Environment Protection Engineering*, 35(2), 157-164.
 35. KALEMBASA, S.; FENGLER, S.; 2004. Rola węgla brunatnego w nawożeniu i ochronie środowiska, Wydawnictwo Akademii Podlaskiej, Siedlce.
 36. KARAMI, N.; CLEMENTE, R.; MORENO-JIMÉNEZ, E.; LEPP, NW.; BEESLEY, L.; 2011. Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. *Journal of Hazardous Materials*, 191(1), 41-48.
 37. KARCZEWSKA A.; SPIAK Z.; KABAŁA C.; GAŁKA B.; SZOPKA K.; JEZIEŃSKI P.; KOCAN K.; 2008. Ocena możliwości zastosowania metody wspomaganiej fitoekstrakcji do rekultywacji gleb zanieczyszczonych emisjami hutniczymi. Wydawnictwo Zante Wrocław.
 38. KARCZEWSKA, A.; 2002. Metale ciężkie w glebach zanieczyszczonych emisjami hut miedzi-formy i rozpuszczalność. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu. Rozprawy*, (184), 1-159.
 39. KARCZEWSKA, A.; 2014. Historically contaminated sites and their remediation in the light of Act on environmental protection amended in 2014-selected cases from South-Western Poland. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu-Rolnictwo*, 111(607), 51-61.
 40. KARCZEWSKA, A.; GERSZTYN, L.; GAŁKA, B.; 2012. Wpływ dodatku osadów ściekowych o różnych właściwościach na udział rozpuszczalnych form miedzi w glebach zanieczyszczonych. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 51, 53-61.
 41. KHAN, MJ.; JONES, DL.; 2009. Effect of composts, lime and diammonium phosphate on the phytoavailability of heavy metals in a copper mine tailing soil. *Pedosphere*, 19(5), 631-641.
 42. KÖNIG, N.; BACCINI, P.; ULRICH, B.; 1986. The influence of organic-matter in the translocation of metals between soil and soil solution of an acid forest soil. *Zeitschrift für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 149(1), 68-82.
 43. KRZYWY-GAWROŃSKA, E., KRZYWY, E., WOŁOSZYK, C., KRZYWY, I.; 2009. Zmiany zawartości form całkowitych i rozpuszczalnych w 0, 5 M HCl miedzi, manganu i cynku w kompostach z komunalnego osadu ściekowego w okresie ich rozkładu. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 542(2), 753-759.
 44. KRZYŻAK, J., LANE, T., CZERWIŃSKA, A.; 2006. The potential use of *Festuca* cultivars and lignite for phytostabilization of heavy metal polluted soils. In *Chemicals as Intentional and Accidental Global Environmental Threats* (pp. 367-374). Springer Netherlands.
 45. KWIATKOWSKA, J.; 2007. Ocena możliwości wykorzystania węgla

- brunatnego jako efektywnego źródła materii organicznej w gruntach przekształconych antropogenicznie. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 10(1), 71-85
46. LI, Z.; SHUMAN, LM.;(1997. Mobility of Zn, Cd and Pb in soils as affected by poultry litter extract. I. Leaching in soil columns. *Environmental Pollution*, 95(2), 219-226.
 47. Lu, H., Zhang, W., Yang, Y., Huang, X., Wang, S., & Qiu, R. (2012). Relative distribution of Pb^{2+} sorption mechanisms by sludge-derived biochar. *Water research*, 46(3), 854-862.
 48. LUO, C.; SHEN, Z.; LI, X.; 2005. Enhanced phytoextraction of Cu, Pb, Zn and Cd with EDTA and EDDS. *Chemosphere*, 59(1), 1-11.
 49. MCBRIDE, MB.; 1989. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. In *Advances in soil science* (pp. 1-56). Springer New York.
 50. MCBRIDE, MB.; 1994. *Environmental chemistry of soils*. Oxford University Press.
 51. MCBRIDE, MB.; 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks?. *Advances in Environmental Research*, 8(1), 5-19.
 52. MCBRIDE, MB.; MARTINEZ, CE.; TOPP, E.; EVANS, L.; 2000. Trace metal solubility and speciation in a calcareous soil 18 years after no-till sludge application. *Soil Science*, 165(8), 646-656.
 53. MAĆKOWIAK, C., IGRAS, J.; 2005. Skład chemiczny osadów ściekowych i odpadów przemysłu spożywczego o znaczeniu nawozowym. *Inżynieria Ekologiczna*, 10, 70-77.
 54. MEDYŃSKA, A.; KABAŁA, C.; 2010. Heavy metals concentration and extractability in forest litters in the area impacted by copper smelter near Legnica. *Ecological Chemistry and Engineering, A*, 17(8), 981-989.
 55. MOTOWICKA-TERELAK, T.; TERELAK, H.; MACIEJEWSKA, A.; 1998. Przydatność 'Rekultura'w detoksykacji chemicznego skażenia gleb. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 455, 123-131.
 56. NAVARRO, A.; 2012. Effect of sludge amendment on remediation of metal contaminated soils. *Minerals*, 2(4), 473-492.
 57. PARK, JH.; LAMB, D.; PANEERSELVAM, P.; CHOPPALA, G.; BOLAN, N.; CHUNG, JW.; 2011. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials* 185(2):549-574.
 58. PATORCZYK-PYTLIK, B.; 2001. Agrochemiczna ocena różnych sposobów przygotowania kompostów z osadu ściekowego. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu. Rozprawy*, 175.
 59. PLANQUART, P.; BONIN, G.; PRONE, A.; MASSIANI, C.; 1999. DISTRIBUTION, MOVEMENT AND PLANT availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal

- loadings. *Science of the Total Environment*, 241(1), 161-179.
60. RICHARDS, BK.; STEENHUIS, TS.; PEVERLY, JH.; MCBRIDE, MB.; 2000. Effect of sludge-processing mode, soil texture and soil pH on metal mobility in undisturbed soil columns under accelerated loading. *Environmental Pollution*, 109(2), 327-346.
 61. SENESI, N.; 1992. *Metal-Humic Substances Complexes in the Environment. Biogeochemistry of Trace Metals*, Lewis Publ., Boca RATON, USA, 429.
 62. SHAO, ZH.; HE, PJ.; ZHANG, DQ.; SHAO, LM.; 2009. Characterization of water-extractable organic matter during the biostabilization of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2), 1191-1197.
 63. SINGH, RP.; AGRAWAL, M.; 2007. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of *Beta vulgaris* plants. *Chemosphere*, 67(11), 2229-2240.
 64. SINGH, RP.; AGRAWAL, M.; 2010a. Effect of different sewage sludge applications on growth and yield of *Vigna radiata* L. field crop: Metal uptake by plant. *Ecological Engineering*, 36(7), 969-972.
 65. SINGH, RP.; AGRAWAL, M.; 2010b. Variations in heavy metal accumulation, growth and yield of rice plants grown at different sewage sludge amendment rates. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(4), 632-641.
 66. SKŁODOWSKI, P.; MACIEJEWSKA, A.; KWIATKOWSKA, J.; 2006. The effect of organic matter from brown coal on bioavailability of heavy metals in contaminated soils. In: *Soil and water pollution. Monitoring, protection and remediation* (pp. 299-307). Springer Netherlands.
 67. SMAL, H.; MISZTAL, M.; 1996. Soil solution chemistry in the profiles of forest and arable light textured soils, SE Poland. *Applied Geochemistry*, 11(1), 81-85.
 68. SPOSITO, G.; LUND, LJ.; CHANG, AC.; 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. *Soil Science Society of America Journal*, 46(2), 260-264.
 69. SPYCHALSKI, W.; DRZYMAŁA, S.; 2010. Impact of the 'Ekolator' preparation on the some soil properties and chemical composition of soil solutions in the emission zone of the Głogów copper foundry. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 55(4), 113-116.
 70. SU, D. C.; WONG, JWC.; 2004. Chemical speciation and phytoavailability of Zn, Cu, Ni and Cd in soil amended with fly ash-stabilized sewage sludge. *Environment International*, 29(7), 895-900.
 71. THEODORATOS, P.; MOIROU, A.; XENIDIS, A.; PASPALIARIS, I.; 2000. The use of municipal sewage sludge for the stabilization of soil contaminated by mining activities. *Journal of Hazardous Materials*, 77(1), 177-191.

72. TSANG, DC., OLDS, WE., WEBER, PA., YIP, AC.; 2013. Soil stabilisation using AMD sludge, compost and lignite: TCLP leachability and continuous acid leaching. *Chemosphere*, 93(11), 2839-2847.
73. USTAWA 2014. Ustawa z dnia 11 lipca 2014 r. o zmianie ustawy – Prawo ochrony środowiska oraz niektórych innych ustaw. Dz. U. 2014.0.1101.
74. WALKER, DJ.; CLEMENTE, R.; BERNAL, MP.; 2004. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere*, 57(3), 215-224.
75. WALTER, I.; CUEVAS, G.; 1999. Chemical fractionation of heavy metals in a soil amended with repeated sewage sludge application. *Science of the Total Environment*, 226(2), 113-119.
76. WALTER, I.; MARTINEZ, F.; CALA, V.; 2006. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environmental Pollution*, 139(3), 507-514.
77. WANG, X.; CHEN, T., GE, Y.; JIA, Y.; 2008. Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors. *Journal of Hazardous Materials*, 160(2), 554-558.
78. WASAY, SA.; BARRINGTON, S.; TOKUNAGA, S.; 2001. Organic acids for the in situ remediation of soils polluted by heavy metals: soil flushing in columns. *Water, Air, and Soil Pollution*, 127(1-4), 301-314.
79. WEBER J., KARCZEWSKA A., DROZD J., LICZNAR M., LICZNAR S., JAMROZ E., KOCOWICZ A.; 2007: Agricultural and ecological aspects of sandy soil fertility as affected by the application of composts produced from municipal solid wastes. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 6, 1294-1302
80. WU, LH.; LUO, YM.; CHRISTIE, P.; WONG, MH.; 2003. Effects of EDTA and low molecular weight organic acids on soil solution properties of a heavy metal polluted soil. *Chemosphere* 50(6), 819-822.
81. XUE, H.; SIGG, L.; 1999. Comparison of the complexation of Cu and Cd by humic or fulvic acids and by ligands observed in lake waters. *Aquatic Geochemistry*, 5(4), 313-335.
82. YIN CHAN, K.; XU, Z.; 2009. Biochar: nutrient properties and their enhancement. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management*. Earthscan, U.S.A., 13-29.
83. ZMORA-NAHUM, S., MARKOVITCH, O., TARCHITZKY, J., CHEN, Y.; 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(11), 2109-2116.
84. ZOU, Z.; QIU, R.; ZHANG, W.; DONG, H.; ZHAO, Z.; ZHANG, T.; WEI, X., CAI, X.; 2009. The study of operating variables in soil washing with EDTA. *Environmental Pollution*, 157(1), 229-236.

INFLUENCE OF ORGANIC MATTER ON THE SOLUBILITY OF HEAVY METALS IN CONTAMINATED SOILS – A REVIEW OF LITERATURE

S u m m a r y

The article presents a critical review of literature focused on the influence of organic matter on the changes in solubility of heavy metals in contaminated soils. Various kinds of organic matter are commonly used in remediation processes in order to increase soil sorption capacity and to immobilize heavy metals. Several papers reported, however, unwished-for effects of those measures, that involved an increase in the solubility of metals caused by application of organic amendments, including brown coal (lignite), organic fertilizers, sewage sludge, composts, and biochar. This review focuses particularly on such effects. Additionally, the hazards associated with formation and decomposition of forest litter in degraded areas after their forestation, have also been discussed.

Key words: copper, mobilization, immobilization, brown coal (lignite), organic fertilizer, sewage sludge, compost, biochar, forest litter, dissolved organic carbon

**MARÍA EUGENIA MOLAR OROZCO,*
CARMINA FERNÁNDEZ DE LARA AGUILAR***

**COMPARATIVA DE CONTAMINACIÓN ACÚSTICA
EN ESPACIOS PÚBLICOS CASO ZÓCALO Y PLAZA
SAN JOSÉ EN LA CIUDAD DE PUEBLA**

R e s u m e n

Una de las agresiones más graves que originan las ciudades es la contaminación acústica generado por la actividad humana. El ruido, aunque menos alarmante que la contaminación atmosférica, provoca molestias e incluso patologías cuando supera un nivel determinado. La principal fuente de ruido en las ciudades es el tráfico rodado, por encima del que generan la industria o las actividades en la vía pública. El objetivo del trabajo fue analizar dos espacios públicos en la ciudad de Puebla México, con similares características, respecto a su nivel de contaminación acústica de acuerdo a su contexto. El resultado permite señalar que existen puntos críticos en los espacios que se encuentran fuera del rango permitido, pero lo que es aun más preocupante que el usuario tiende a acostumbrarse al ruido.

Palabras clave: espacios públicos, contaminación acústica, zócalo y plaza

INTRODUCCIÓN

Los habitantes de una ciudad reciben, en todo momento, una serie de estímulos energéticos diversos que son percibidos, conscientemente o no, por sus diversos sentidos. Una de las agresiones más graves que originan las ciudades es la contaminación acústica. El ruido, aunque menos alarmante que la contaminación atmosférica, provoca molestias e incluso patologías cuando supera un nivel determinado. La principal fuente de ruido en las ciudades es el tráfico rodado, por encima del que generan la industria o las actividades en la vía pública. La densidad de los edificios en calles estrechas multiplica este efecto. El exceso de ruido

* Universidad Autónoma de Coahuila Unidad Saltillo, México

debe combatirse aminorando las fuentes del mismo, mediante el uso de automóviles más silenciosos o el control del nivel de sonido de ciertas actividades [Falcón, 2007].

La vegetación ayuda a disminuir los ruidos desagradables, con el sonido de las hojas o el canto de las aves. Los árboles ubicados a lo largo de las calles ayudan a reducir el tiempo de reverberación debido a la absorción de las hojas (Ochoa, 2009). La atenuación del ruido puede variar desde 1.5 dB a 30 dB por cada 100 metros, dependiendo del tipo de vegetación [Falcón, 2007]. Se debe considerar dirección del viento para que el sonido molesto no llegue directamente a los elementos que se deben proteger, y el factor climático que puede ayudar a disminuir o aumentar el sonido. Serra [2001 y 2004] clasifica la contaminación acústica en las ciudades de la siguiente manera:

1. Productores de sonidos importantes (% total de molestia)

Industria, taller, fabrica (7%)	50-90 dB
Aeropuerto, trenes, autopistas (20%)	70-95 dB
Calles con mucho tránsito (30%)	70-90 dB
2. Productores de sonidos moderados

Garajes y aparcamientos	40-60 dB
Calles con poco tránsito	50-70 dB
Zonas comerciales	60-75 dB
Espacios de ocio, zonas deportivas	45-75 dB
3. Elementos que requieren silencio

Hospitales y clínicas	< 35 dBA
Iglesias, sala de actos, escuelas y bibliotecas	< 40 dBA
4. Elementos que permiten poco ruido

Viviendas y oficinas	< 50 dBA
Hoteles, residencias y asilos	< 45 dBA

Se puede apreciar que la fuente más contaminante es el tránsito (fuente móvil), por lo que es valioso e importante contar un ambiente para el bienestar físico y psicológico. Cuando el ruido excede los 60 decibelios (dB) aproximadamente – habitual en caso de calles con tráfico mixto – es casi imposible tener una conversación normal. Para mantener una conversación en esas condiciones las personas deben estar a una distancia de 5-15 centímetros. Por lo que, se recomienda que el ruido sea menor de 60 dB, reducirse a 50-45 dB para que la gente oiga o perciba voces, pasos y música [Gehl, 2004].

En los últimos cincuenta años el centro histórico de Puebla ha estado expuesto a fuertes e insólitas transformaciones económicas y demográficas. Aunque el número de habitantes se había estabilizado en alrededor de 100,000 desde principios de los años veinte y hasta los cincuenta, y luego se mantuvo constante, en los años setenta se produjo un crecimiento demográfico que se aceleró cada vez más. De este modo de 1990 a 1995 la población de la ciudad aumentó de 1

057,000 a 1 225,000 [Instituto nacional de Estadística Geografía e informática, 1997], casi una cuarta parte.

En vista de ello, el centro de Puebla, sin tener en cuenta todas las dificultades sociales y económicas que deplorar, se convirtió en un obstáculo para el tráfico privado y público casi desde los años setenta del siglo XX. Todo tipo de transporte se desarrollaba de cualquier manera y a cualquier hora en el centro: ya sea mediante los distintos autobuses privados de largo recorrido y sus terminales; el transporte local público con una cantidad increíble de autobuses, minibuses y taxis; el tráfico diario de reparto para los mercados, las tiendas y los talleres artesanales, sin hablar del tráfico individual, que tenía que atravesar necesariamente la ciudad en cualquier traslado hacia una u otra dirección. A la postre, a finales de los ochenta el tráfico de autobuses interurbanos se trasladó a los alrededores de la autopista en una estación de autobuses propia. Del mismo modo, hace aproximadamente diez años que se construyeron vías de circunvalación para el tráfico individual, que alivian el centro sin por ello dejarlo huérfano y poder mantener bajo control el crecimiento continuo de la ciudad mediante la exclusión de barrios nuevos, por lo menos abierto al tráfico para la vivienda, el comercio y la artesanía pero también para acontecimientos culturales y servicios de todo tipo [Dirk Bühler, 2009].

A pesar de los cambios realizados para reducir el tráfico en el centro, este aun persiste, por la movilidad que se genera para trasladarse de un lugar a otro, existen también factores que aumentan el congestionamiento vial en ciertas zonas, como las marchas que se dan en el centro mismo que provoca un caos en otras calles que no están habilitadas, por su ancho, afectando a los mismos habitantes, su mando a la ecuación, la costumbre de tocar el claxon da como resultado una contaminación acústica en la zona turística y habitacional de la zona monumental de Puebla.

De acuerdo a lo anteriormente expuesto el objetivo del trabajo es analizar dos espacios públicos, con similares características, respecto a su nivel de contaminación acústica de acuerdo a su contexto. Siendo producto de una estancia de investigación en la ciudad de Puebla.

METODOLOGÍA

El método fue mixto de forma longitudinal, con trabajo documental respecto a la evolución de los dos espacios públicos a través del tiempo hasta la actualidad y de campo realizado dos mediciones en un fin de semana y entresemana en el mes de junio del 2015 y observar la diferencia sobre el nivel de contaminación sonora de acuerdo al día, en un horario de 9 hs a 14 hs.

Además se aplicó una encuesta a los usuarios sobre la percepción de confort en el espacio. Se tomaron fotos, observaciones y el registro del flujo vehicular

a cada hora para considerar el impacto sonoro de las fuentes móviles en los espacios.

Para la selección de ambos lugares se consideraron las siguientes condiciones:

- Misma orientación en la zona de monumentos, dimensión rectangular aun cuando su tamaño no sea el mismo.
- Configuración morfológica, contar con una iglesia o templo, un edificio de gobierno o equipamiento relevante y edificaciones antiguas.
- Dos calles de conexión, una de alta y otra media respecto a densidad vial, que no incluya transporte público.
- Ambos edificios religiosos sean importantes y de antigüedad relevante dentro de la zona monumental.
- Que los espacios hayan sido considerados como espacio público o área verde desde su creación.

Las mediciones consideraron: velocidad, dirección del viento, temperatura ambiente, porcentaje de humedad con un higrómetro a una altura de 1.50 metros, realizándose bajo sombra y en el mismo lugar, solo en dos puntos esta condición no se pudo cumplir una condición, ya que no tenía elemento protector del sol. La acústica se midió con un sonómetro, a una altura de 1.50 metros, en un espacio se contaron con 7 puntos y en otro con 8 puntos.

RESULTADOS

En Puebla existen varias plazas y espacios públicos, alguno de estos fueron áreas verdes o plazas desde un principio como el zócalo, el paseo bravo y la plaza san José; otras, fueron conformadas de acuerdo a cambios realizados en el centro, en el periodo del presidente municipal José Murad Macluf (1984 a 1986) se retiraron gasolineras en el centro histórico transformando los predios en parques y jardines, para incorporar áreas recreativas y de esparcimiento en esta parte; permitiendo la inscripción del Centro Histórico de la Ciudad de Puebla a la Lista de Patrimonio Mundial. Varios de los presidentes municipales que siguieron realizaron intervenciones de mejoramiento en la imagen urbana del centro incluyendo el zócalo, entre otros edificios patrimoniales, calles y espacios públicos. De acuerdo un análisis histórico y un recorrido de los espacios en la zona de monumentos, se optó por trabajar en dos espacios que fueran desde un principio pensados en espacios públicos.

Lugares de estudio

De acuerdo a los parámetros establecidos se escogió el Zócalo y la plaza San José ubicado dentro de la zona de monumentos.



Fuente: CA de Estudios Arquitectónicos de la BUAP

Imagen 1. Ubicación de los lugares de estudio en la zona de monumentos en Puebla

Rys. 1. Rozmieszczenie obszarów badań w strefie zabytkowej Puebla

Fig. 1. Arrangement of research areas in the historical zone of Puebla

Zócalo

Ha sido Plaza Principal, Plaza de Armas, Plaza Pública y Plaza Mayor. Ningún historiador duda en situar el Zócalo en la etapa inaugural de la ciudad, ya en 1531 servía de eje a la retícula callejera, los comerciantes ocuparon sus rincones, en este caso, los indígenas vendían sus mercaderías con el mismo afán que antes de la llegada de los colonizadores. A fines del siglo XVIII, los vendedores ocuparon un nuevo ámbito, el Parián, que hoy es el mercado de artesanías. En tiempos de la Colonia se realizaban funciones teatrales, lances taurinos, con distinto rigor, también hubo reos en la picota y colgados de la horca, cumpliendo los veredictos de la Real Audiencia. Actualmente, se plantean en la plaza representaciones festivas y actividades culturales.

El zócalo está delimitado por la catedral y del Palacio Municipal, el Portal Hidalgo, el Portal Morelos y el Portal Benito Juárez. Uno de los elementos más característicos del Zócalo es un vestigio del antiguo sistema de distribución de agua: la fuente de San Miguel, instalada en 1777, esta fontana es un monumento conmemorativo cargado de simbolismo, y por ello presenta en su base un octógono mixtilíneo, cuyo pilar central muestra en el remate a la figura del Príncipe

de los Ángeles venciendo al demonio bajo la forma de hidra cual una transposición del héroe mitológico; la tasa superior es sostenida por cuatro figuras de Hércules y arroja agua por medio de cabezas solares.



Fotografía de María Molar

Imagen 2. Vista del centro del zócalo con la cathedral

Rys. 2. Widok na centrum Zócalo

Fig. 2. View of Zócalo center



Fotografía de Flavio

Imagen 3. Vista panorámica de un costado del zócalo

Rys. 3. Panorama skweru Zócalo

Fig. 3. Panorama of Zócalo square

Se establecieron las fuentes sonoras contaminantes al interior del lugar, clasificándose como fijas las fuentes y música de negocios o actividad en negocios; las móviles los autos, motos, claxon, pájaros, personas, propaganda y el silbato del tránsito; el ocasional las patrullas, ambulancias, grúas, la máquina barredora o persona barriendo, las ruedas de la carretilla de los globos.

Se hizo un conteo vehicular en ambos lugares, en un lapso de 10 minutos a cada hora, en dos calles colindantes a los espacios públicos (la principal y secundaria), los datos obtenidos se multiplicaron por 6 para tener un estimado aproximado de la afluencia en ambas calles, encontrándose:

Tabla 1. Afluencia vehicular entre semana

Tab. 1. Ruch kołowy w dni powszednie

Tab. 1. Vehicular traffic on weekdays

EL TRAFICO PROMEDIO EN UNA HORA							
TRAFICO (HORA)	09:00	10:00	11:00	12:00	13:00	14:00	PROMEDIO
2 SUR	438	402	498	642	648	612	540
PALAFOX	Y						
MENDOZA	1008	1116	1086	1146	1104	1110	1095

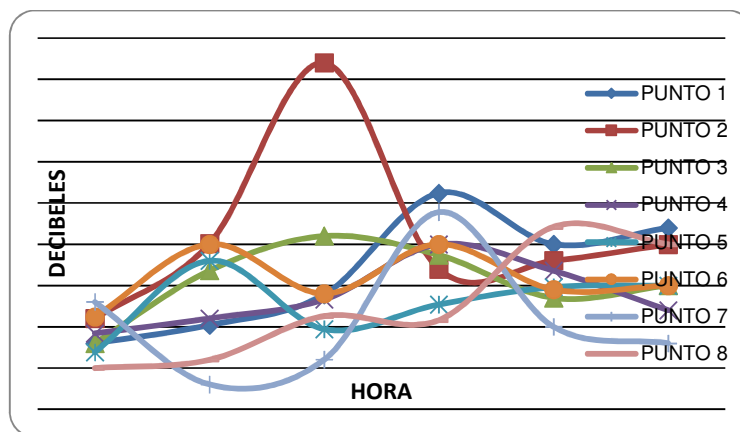
Tabla 2. Afluencia vehicular en fin de semana

Tab. 2. Ruch kołowy w weekendy

Tab. 2. Vehicular traffic on weekends

EL TRAFICO PROMEDIO EN UNA HORA							
TRAFICO (HORA)	09:00	10:00	11:00	12:00	13:00	14:00	PROMEDIO
2 SUR	192	258	204	342	576	420	332
PALAFOX Y MENDOZA	270	240	474	690	744	720	523

La mayor densidad vial se encuentra sobre la calle Palafox y Mendoza, debido a que conecta con avenidas principales. En el Zócalo se contó con una velocidad de viento de 3.5 m/s a 1.4 m/s con dirección NO; la humedad entre 34 y 68% y la temperatura entre 32 y 21°C.



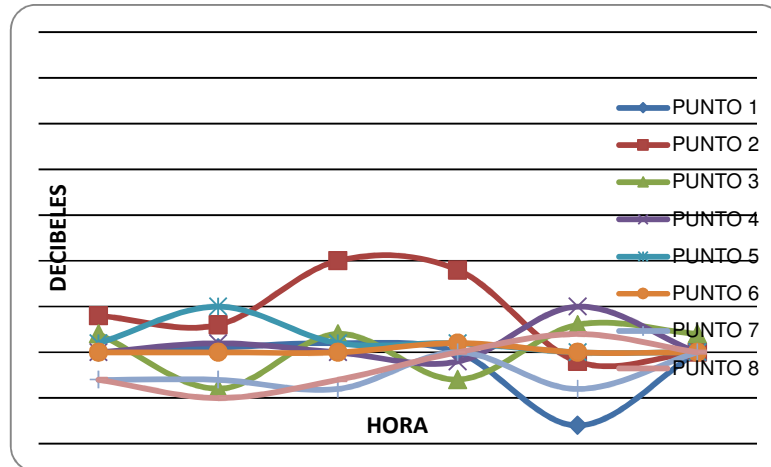
Gráfica 1. Ruido obtenido en un domingo típico

Rys. 1. Hałas odnotowany w typową niedzielę

Fig. 1. Noise recorded in a typical Sunday

Hubo máximos y mínimos generados por el claxon de automóviles, chillido de gente, motor de autos o motos siendo ocasionales con registrando de 80 a casi

92 decibeles. Se detectó que el punto 2 es el de mayor problema sonoro seguido del punto 1, ubicados sobre la vialidad más transitada y con comercios a su alrededor que aportan ruido al espacio; en promedio la hora más crítica se generó a las 12 pm coincidiendo con la hora pico de aumento de tránsito vehicular. Además los fines de semana al interior de zócalo aumentan las actividades sociales, al instalarse distintos grupos musicales improvisados con bocinas en diferentes puntos del espacio, se cuenta con mayor cantidad de gente que camina y platica al mismo tiempo.



Gráfica 2. Ruido obtenido un miércoles típico

Rys. 2. Hałas odnotowany w typową środę

Fig. 2. Noise recorded in a typical Wednesday

Entre semana las fuentes de ruido es menor al no existir mucha actividad al interior, esto se refleja en los resultados obtenidos en las mediciones, los niveles de decibeles son menores, pero aun el punto 2 sigue siendo el que cuenta con mayor contaminación sonora; el valor máximo es de 70 dB a las 11:00 hs, ya que los comercios siguen con su actividad diaria. Se puede apreciar que este día la hora pico del tráfico no coincidió con la contaminación acústica.

En ambas mediciones coincidió que el punto 2 es el más afectado, y esto puede ser debido a que la dirección del viento fue del NO, por lo que los ruidos se desplazaron hacia ese punto sumando los que tenía más próximos; pero esto varía dependiendo si los sonidos son similares o diferentes. Comparando los resultados de este monitoreo con uno realizado anteriormente por el Cuerpo Académico de Estudios Arquitectónicos en 2011, permite corroborar que el punto 2 es el lugar con mayor contaminación acústica ya que es una conexión peatonal donde se concentra mucha gente, existen comercios y circulan vehículos, todas estas

fuentes se suman aumentando el nivel sonoro en el lugar, siendo un área de oportunidad para trabajar con el objetivo de minimizar el impacto a los usuarios.

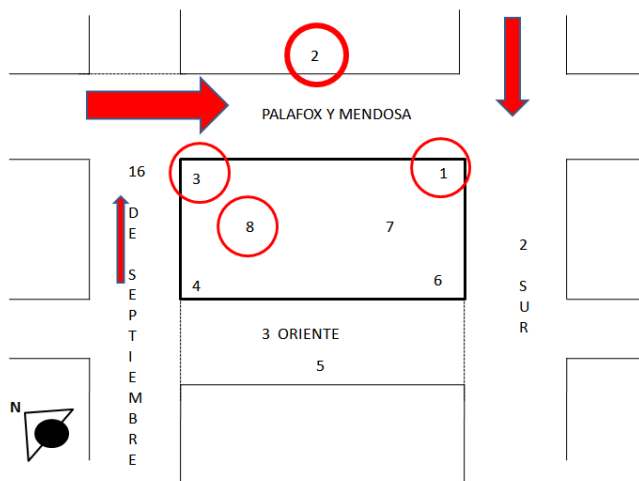


Imagen 4. Ubicación de los puntos de medición
Rys. 4. Lokalizacja punktów pomiarowych
Figure 4. Location of measurement points

Plaza San José

Antes de construir el Sagrario Angelopolitano, era la iglesia de San José (patrón contra tormentas y de los rayos) la que ostentaba el papel principal de la ciudad. En 1595 se inaugura la primitiva iglesia cuya fachada miraba al poniente y a la espalda había un campo, ahora ocupada por la actual plazuela san José. La plaza se ubica al norte del centro histórico, con áreas ajardinadas siendo una de las originales en la traza urbana de la ciudad, cuenta con la segunda parroquia más importante en la época virreinal el templo San José. Se localiza en el que se conocía el barrio de San José, el cual quedó a las orillas de la traza urbana de la ciudad. Colinda al norte con la falda del cerro de San Cristóbal y las huertas de las mujeres de Gutiérrez Maldonado, y frente de las casas de los indios por el camino que va a Tlaxcala; al poniente lo hace con el barrio de San Antonio; al oriente con las huertas y molino del convento de San Francisco, mientras que al sur colinda con terrenos baldíos [Pérez, E., at., 2000].

Hacia el sureste sobre la calle 18 oriente encontramos varias construcciones que denotan los diversos momentos de la historia poblana. Sobre la esquina con las 2 norte se alzan un par de construcciones coloniales de antaño casas señoriales

y hoy convertidas en comercios de media sepa. Su estado de conservación es mediano pero el exterior muestra aun su línea estilística original. En la medianía de la cuadra encontramos edificios del siglo XX de diversos momentos estilísticos. Destaca uno de los primeros edificios de departamentos con las instalaciones modernas de la época y estilo decó y neocolonial levantado a finales de los años cuarenta y que fue símbolo de modernidad en su momento. Actualmente alberga oficinas, consultorios y otros servicios.

Destacan en esta misma calle un pseudo edificio decó y que seguramente fue intervenido sobre un añejo edificio colonial. Es evidente pues tanto los vanos como los macizos muestran el clásico diseño colonial. A su izquierda se levanta una casona de neta línea conservadora y austera, posiblemente del siglo XIX. Una fachada simétrica con un gran portón central y balcones de jambas y dinteles austeros, aunque con capiteles toscanos y jónicos en la planta baja y alta respectivamente. El remate con las cornisas típicas de la época armonizan todo el conjunto. Hacia el lado derecho una pequeña casa cien por ciento funcionalista de frente no mayor a ocho metros contrasta con los anteriores y continua la línea funcionalista hasta la esquina que da a la 4 norte con otras dos construcciones aunque con mayor detalle ornamental. Al nororiente de la plaza de San José se levanta majestuoso el Hospital del IMSS conocido como de San José, obra de los regímenes nacionalistas de este país que pretendía dar seguridad social a los mexicanos. Inaugurada en 1958 en el período del presidente Adolfo Ruiz Cortines y del gobernador Fausto M. Ortega este edificio ha tenido varias ampliaciones y modernizaciones a lo largo de cincuenta años y sigue siendo un símbolo de la seguridad social mexicana. Finalmente al suroriente de la plaza y flanqueada por una gran avenida de cuatro carriles está el fraccionamiento del antiguo molino de San Francisco cuyo principal atractivo son las casas de acento estilístico colonial californiano.



Fotografía de María Molar

Imagen 5. Vista panorámica de la plaza San José

Rys. 5. Panorama placu San José

Fig. 5. Panorama of San José plaza



Fotografía de María Molar

Imagen 6. Edificios emblemáticos del espacios, Iglesia San José y el IMSS

Rys. 5. Otoczenie placu San José

Fig. 5. Surroundings of San José plaza

Se determinaron las fuentes sonoras contaminantes: como fijas las fuentes ubicadas en dos extremos al interior de la plaza; como móviles: autos, motos, claxon de vehículos, pájaros y personas; y como ocasionales el paso de patrullas, ambulancias y grúas.

Tabla 3. Afluencia vehicular entre semana

Tab. 3. Ruch kołowy w dni powszednie

Tab. 3. Vehicular traffic on weekdays

EL TRAFICO PROMEDIO EN UNA HORA							
TRAFICO (HORA)	09:00	10:00	11:00	12:00	13:00	14:00	PROMEDIO
2 NORTE	876	780	756	744	924	840	820
18 ORIENTE	294	252	218	228	330	300	270.33

Tabla 4. Afluencia vehicular en fin de semana

Tab. 4. Ruch kołowy w weekendy

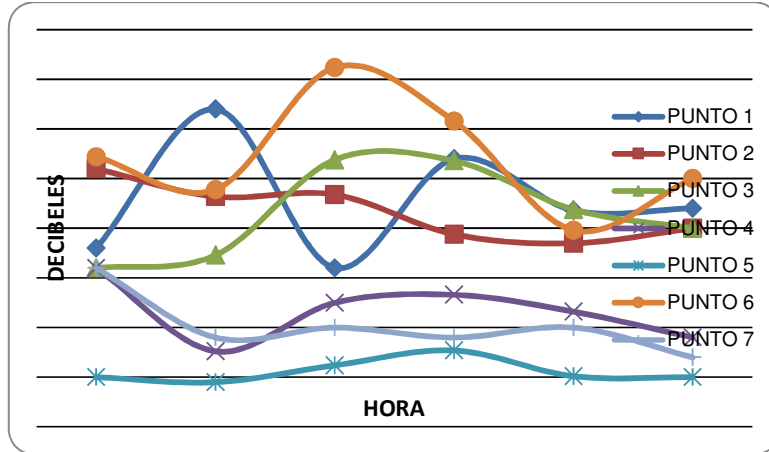
Tab. 4. Vehicular traffic on weekends

EL TRAFICO PROMEDIO EN UNA HORA							
TRAFICO (HORA)	09:00	10:00	11:00	12:00	13:00	14:00	PROMEDIO
2 NORTE	756	738	1002	1020	900	960	896
18 ORIENTE	216	234	342	372	360	324	308

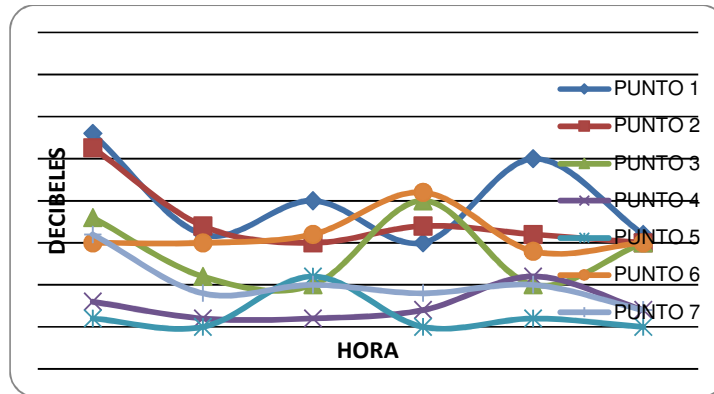
La mayor densidad vial se encontró en la calle 2 Norte. En la plaza San José la velocidad del viento fue de 2 m/s el mínimo fue brisa con una dirección variante de NE y NO, la humedad fue entre 67 y 27%, la temperatura de 33 a 23.8°C.

El punto 6 es el de mayor contaminación sonora con entre 80 y 65 dB, seguido del punto 1 y 2 consecutivamente, dado que están ubicados en la calle con mayor densidad vial, se pudo detectar que el punto 5 (edificio IMSS) es el que tiene menor cantidad de decibeles con un máximo de 52.7 dB y un mínimo de 49.5 dB debido a que es una calle controlada y solo transitan vehículos que se estacionan o salen con baja velocidad, por lo que las calles con mayor movimiento es la 2 norte que conecta una avenida principal al centro y la calle 8 oriente que es otra

conexión secundaria a otro lado de la ciudad. Hubo máximos y mínimos generados por el claxon de automóviles, motor de autos o motocicletas siendo ocasionales alcanzando de 80 a casi 92 decibeles.



Gráfica 3. Ruido obtenido un sábado típico
Rys. 3. Hałas odnotowany w typową sobotę
Fig. 3. Noise recorded on typical Saturday



Gráfica 4. Ruido en un día lunes típico
Rys. 3. Hałas odnotowany w typowy poniedziałek
Fig. 3. Noise recorded on typical Monday

En este día el comportamiento ambiental vario en orden, el punto con mayor contaminación sonora fue el 1 con un máximo de 73 dB, seguido del punto 6 y 2 consecutivamente, y el punto 5 continuó con decibeles bajos con un promedio de

51.3 dB, por lo que se encuentra en los rangos aceptables de nivel de sonido en este punto.

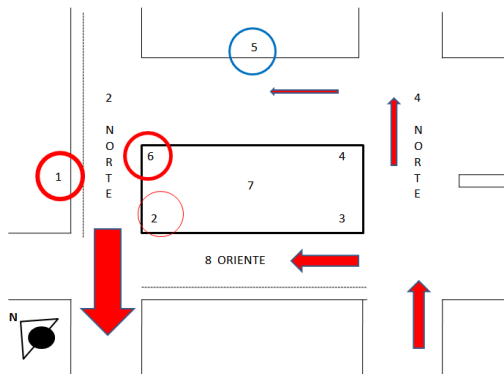


Imagen 7. Ubicación de los puntos de medición
Rys. 7. Lokalizacja punktów pomiarowych
Fig. 7. Location of the measurement points

DISCUSIONES

De acuerdo a la norma NOM – 081 – SEMARNAT – 1994, el nivel máximo permisible en fuentes fijas es de 68 dB en el día, por la noche 65 dB. Ahora bien, a iniciativa de la Comisión de Ecología y Medio Ambiente, el Cabildo del Ayuntamiento de Puebla aprobó por unanimidad reformas al Capítulo 26 del Código Reglamentario Municipal [2015], para poner en marcha disposiciones efectivas y eficaces para evitar las emisiones de contaminación por ruido, causada por fuentes fijas o móviles dentro del Municipio de Puebla, coincidiendo con el valor indicado por la NOM-081.

La Asamblea Legislativa del DF., reformó en 2012 la Ley de Cultura Cívica, para generar un ambiente libre de contaminación acústica estableciendo 65 dB durante el día y 62 dB por la noche. Para fuentes móviles de acuerdo al Reglamento para protección del Ambiente contra la contaminación originada por la emisión de Ruido de automóviles el máximo es 79, 81 a 84 dB. Para zona de hospitales y zonas de descanso en el día; el mínimo es de 35, el máximo de 55 y en promedio es de 45 decibeles. En zonas de ocio 45 a 75 dB.

Si comparamos lo anterior con el estado español los valores límites en el día es de 65 dB y 55 dB durante la noche en zonas residenciales, aunque están planteando ser más estrictos recomendar los límites de 50 dB en el día y 45 dB por la noche, ya que causa alteraciones y molestias, en otros países como Italia y Alema-

nia tienen objetivos de calidad más estrictos. Según señala la Guidelines for community noise (1999) los 60 dB está en el límite de ruido de fondo agradable a ruido de fondo incómodo, de los 80 a 140 dB se inicia la sensación molesta que daña permanentemente el oído cuando la exposición es en un largo periodo.

Podemos señalar que en México aun estamos con límites máximos muy altos comparados con otros países; en los espacios públicos analizados se encontró que:

- En el zócalo se genera más de 50 a 90 dB
- Y en la plaza San José se maneja un rango entre 50 y 80 dB

Si tomamos en cuenta que el problema de contaminación sonora es desde los 60 decibels, podemos señalar que existen puntos críticos en los espacios que se encuentran fuera del rango permitido y por encima del ideal, corroborando los datos con la encuesta realizada a los usuarios (aproximadamente a 30 personas que no son una muestra representativa pero aporta una idea) respecto a su percepción sobre el espacio, arroja que ambos se consideran ruidoso pero que se han acostumbrado debido a que se compensa por el confort térmico y los servicios con lo que se cuenta a su alrededor.

CONCLUSIONES

El ruido ambiental es un problema importante en la salud y la calidad de vida de los ciudadanos y empieza a existir una mayor concienciación sobre la contaminación acústica, sin embargo, aun existe una clara falta de atención por parte del sector político y las administraciones responsables de establecer medidas para su control y reducción.

Según indican varias investigaciones es más molesto un ruido discontinuo (ruido punta) por ejemplo el paso de una patrulla, ambulancia o un claxon que uno constante (ruido de fondo) del cual perdemos consciencia de su presencia. En el caso de estos espacios se pudo observar que los usuarios pueden llegar perder consciencia o bien se acostumbran al ruido.

Se dice que cuanto más lejos se está de la fuente de ruido, menos se escucha, pero en las ciudades esto no se logra debido a múltiples reflexiones en edificios u objetos que impiden que se disipe el sonido en todas direcciones, más aun si estas no son superficies porosas que absorban cierto porcentaje del sonido.

En México como en otros países la mayor contaminación acústica es generada por el tráfico rodado, sin embargo las diferentes normativas y leyes siguen sin dar solución a esto, como disminución de velocidad en zonas residenciales o cercanas a hospitales o centros educativos (la reducción de 50 a 30 km/h reduce las emisiones de 6 dB), reducción del número de vehículos o promoción de que sean más silenciosos y el fomento del transporte público eficiente.

Dado que este estudio es solo preliminar, se deberá continuar depurando y ajustando a partir de mediciones que combinen al mismo tiempo ruido ambiental, flujo vehicular, condiciones climáticas y morfología urbana, que permita elaborar una zonificación de calidad ambiental del ruido (mapa de ruido) para sectores de interés en la zona de monumentos para el desarrollo de políticas que mejoren la calidad ambiental del centro y monumentos patrimoniales.

AGRADECIMIENTOS

Se reconoce el esfuerzo del departamento CGEPI de la UAdeC por apoyar a los investigadores de institución y se agradece a la BUA de Puebla, por aceptar trabajar de manera colaborativa y el apoyo de estudiantes de preparatoria, licenciatura y maestría de Puebla para el trabajo de campo.

BIBLIOGRAFIA

1. Bájale a la contaminación por ruido! Recuperado de <http://www.pueblacapital.gob.mx/temas/medio-ambiente/item/2826-bajale>
2. BÜHLER, D., AYALA, J.L., FERNÁNDEZ, C., BENÍTEZ, E., LÓPEZ, A., MORALES, B.L., ESCOBAR, A., ÁVILA, J.A. & MOLARES J.L.; 2009. El patrimonio edificado en Puebla a veinte años de su inscripción como patrimonio mundial. Opiniones y reflexiones. Bühler, D. Capítulo recorridos monumentales. Reflexiones sobre el centro histórico de Puebla (1982-2008). Programa institucional de fortalecimiento de la capacidad académica, México: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
3. BÜHLER, D., AYALA, J.L., FERNÁNDEZ, C., BENÍTEZ, E., LÓPEZ, A., MORALES, B.L., ESCOBAR, A., ÁVILA, J.A. & MOLARES J.L.; 2009. El patrimonio edificado en Puebla a veinte años de su inscripción como patrimonio mundial. Opiniones y reflexiones. Benítez, E. & López, A. Capítulo acciones e intervenciones en la zona de monumentos. Programa institucional de fortalecimiento de la capacidad académica, México: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
4. FALCÓN, A.; 2007. Espacios verdes para una ciudad sostenible. Planificación, proyecto, mantenimiento y gestión. Barcelona: editorial Gustavo Gili.
5. FERNÁNDEZ DE LARA, M.C. (coordinadora); 2014. Huellas de la arquitectura poblana. Registro gráfico de un hecho social. Robles, M. A., Carbajal, E. & Robles R. Parroquia de San José. México: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
6. GEHL, J.; 2004. La humanización del espacio urbano: la vida social entre

- los edificios. Barcelona, España: editorial reverté.
7. MARTÍNEZ, JIMENA & PETERS JENS.; 2013. Contaminación acústica y ruido. Núm. 21. Madrid: cuadernos de ecologistas en acción.
 8. Norma oficial mexicana nom-081-semanarnat-1994 que establece los límites máximos permisibles de emisión de ruido de las fuentes fijas y su método de medición. México: diario oficial de la federación.
 9. OCHOA, J.; 2009. Ciudad, vegetación e impacto climático. El confort en los espacios urbanos. Barcelona: Erasmus ediciones.
 10. OMS. 1999. Guidelines for community noise. Recuperada de <http://whqlibdoc.who.int/hq/1999/a68672.pdf>.
 11. PÉREZ, E., SOSA, Y., REYES, S., CURRO, C., HERNÁNDEZ, H.O., RODRÍGUEZ, L., LOYOLA, R., CARÍÑO, M., LÓPEZ, B., AVILÉS, C. & RODRÍGUEZ, E.; 2000. Memorias de un sismo. Semblanza histórica y reporte de daño en el patrimonio edificado de la Puebla de los ángeles. México: h. Ayuntamiento de Puebla.
 12. Reglamento para protección del ambiente contra la contaminación originada por la emisión de ruido. Recuperado de <http://transparencia.info.jalisco.gob.mx/sites/default/files/reglamento-para-la-protecci%c3%b3n-del-ambiente-contra-la-contaminaci%c3%b3n-por-la-emision-de-ruido.pdf>
 13. SERRA, RAFAEL & COCH, HELENA.; 2001. Arquitectura y energía natural. Barcelona: upc.
 14. SERRA, RAFAEL.; 2004. Arquitectura y climas. 4 tiradas, Barcelona: Gustavo Gili.
 15. Secretaría de protección civil. Contaminación acústica en la ciudad de México. Recuperado de proteccioncivil.df.gob.mx.

COMPARATIVE ANALYSIS OF NOISE POLLUTION PUBLIC SPACES - SQUARE ZÓCALO AND PLAZA SAN JOSÉ IN PUEBLA

S u m m a r y

One of the most important contaminants present in the cities is noise related with human activity. The main source in cities is traffic and its impact on the environment. The aim of the article was to study the two public spaces: the Zócalo square and plaza San José in the city of Puebla, Mexico. These areas are characterized by similar features in relation to the level of noise generated in their area. This conclusion is the fact that despite exceeded permissible sound levels, persons living in these areas and are exposed to excessive noise get used to it.

Key words: public space, noise, green area, square and plaza

ANALIZA PORÓWNAWCZA ZANIECZYSZCZENIA HAŁASEM MIEJSC PUBLICZNYCH – SKWERU ZÓCALO I PLACU SAN JOSÉ - W PUEBLA

S t r e s z c z e n i e

Jednym z najpoważniejszych zanieczyszczeń występujących w miastach jest hałas związany z działalnością człowieka. Głównym jego źródłem w miastach jest ruch drogowy i jego oddziaływanie na otoczenie. Celem artykułu było zbadanie dwóch przestrzeni publicznych skweru Zócalo i placu San José w mieście Puebla w Meksyku. Są to przestrzenie charakteryzujące się podobnymi cechami w odniesieniu do poziomu hałasu generowanego na ich terenie. Konkluzję stanowi fakt, iż mimo przekroczeń dopuszczalnych poziomów dźwięku, osoby przebywające na tych terenach i narażone na nadmierny hałas przyzwyczajają się do niego.

Słowa kluczowe: przestrzeń publiczna, hałas, teren zielony, skwer i plac

**SYLWIA MYSZOGRAJ*, KATARZYNA KOZŁOWSKA **,
PIOTR GRAMZA ****

WPŁYW KOMPOSTOWANIA NA OGRANICZENIE EMISJI METANU ZE SKŁADOWANYCH ODPADÓW KOMUNALNYCH

Streszczenie

Akty prawne dotyczące składowania odpadów wskazują na możliwość osiągnięcia celów związanych z ograniczeniem emisji gazów cieplarnianych, poprzez ujmowanie metanu z bryły składowiska i wyłączenie odpadów ulegających biodegradacji ze strumienia kierowanego do składowania. Biologiczne przetwarzanie tych odpadów na drodze stabilizacji tlenowej powoduje mineralizację biodegradowalnego węgla organicznego do ditlenku węgla, którego potencjał cieplarniany jest 25 razy mniejszy niż metanu. W artykule dokonano symulacji obliczeniowych w zakresie możliwości ograniczenia emisji metanu przez stosowanie kompostowania biodegradowalnych odpadów komunalnych.

Słowa kluczowe: gazy cieplarniane, metan, odpady komunalne, kompostowanie

WPROWADZENIE

Składowisko jest bioreaktorem, w którym pod wpływem czynników atmosferycznych i przy udziale mikroorganizmów zachodzą przemiany biochemiczne. Początkowy rozkład odpadów jest procesem tlenowym. Intensyfikacja procesów biodegradacji powoduje, że tlen w bryle składowiska zostaje wyczerpany i rozpoczynają się procesy beztlenowego rozkładu, co jest związane z emisją gazów cieplarnianych. Obowiązek obniżenia emisji gazów cieplarnianych w zakresie gospodarki odpadami ujęto przede wszystkim przez ograniczenie składowania odpadów komunalnych ulegających biodegradacji [Lepsza gospodarka 2008, Metodyka 2015]. Działanie takie wymusza ich przetwarzanie metodami biologicznymi lub termicznymi. Jedną z preferowanych i powszechnie stosowanych metod stabilizacji odpadów biodegradowalnych jest ich kompostowanie.

Emisje gazów cieplarnianych z procesu kompostowania to emisja metanu (z bryły składowiska) i emisja ditlenku węgla z procesów biodegradacji oraz pochodzenia antropogenicznego wynikającego ze zbiórki i transportu odpadów do

kompostowni oraz z mechanicznego obracania stabilizatu w pryzmach. Kompost, jako produkt procesu rozkładu w warunkach tlenowych wykorzystany w celach nawozowych trafia ponownie do środowiska i ten węgiel organiczny jest źródłem biogenicznego CO₂, który nie jest zaliczany do emisji gazów cieplarnianych [Carbon Trust 2012, CSR 2009].

W artykule przedstawiono wyniki badań i symulacji obliczeniowych, których celem było ustalenie w jakim stopniu stabilizacja tlenowa odpadów komunalnych wpływa na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych (metanu) w porównaniu ze składowaniem biodegradowalnych odpadów nieprzetworzonych. Oceniono również wpływ częstotliwości przerzucania pryzm na stopień biodegradacji odpadów organicznych.

METODOLOGIA OBLICZEŃ

Określenie wpływu kompostowania na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych wymaga wyznaczenia emisji metanu z odpadów nieprzetworzonych.

W przedstawionej analizie, obliczeń i szacunków dokonano w oparciu o model IPCC Waste Model (IPCCWM). Metodę obliczeń opracowano na podstawie wytycznych: *Metodyka oceny poziomu emisji gazów cieplarnianych w wybranych powiatach dla lat 2005, 2010 i 2013 z podziałem na sektory, 2015* oraz ISO/TS 14067:2013 [Metodyka 2015, ISO/TS 14067:2013].

W modelu IPCCWM podstawą obliczeń jest ustalenie ilości węgla organicznego ulegającego biodegradacji zawartego w składowanych odpadach (DDOC_m – *Decomposable Degradable Organic Carbon*), będącego substratem do produkcji metanu oraz ditlenku węgla. Emisja metanu ze składowiska jest największa w ciągu kilku lat po jego założeniu, następnie stopniowo spada, aż do wyczerpania węgla organicznego zawartego w odpadach. Metoda IPCCWM daje dobre rezultaty rocznego oszacowania emisji metanu dla składowisk zamkniętych oraz tych, na których morfologia składowanych odpadów zmieniała się nieznacznie w ciągu kilku lat.

Węgiel organiczny ulegający biodegradacji (dalej nazywany węglem organicznym) to węgiel zawarty w odpadach łatwo ulegających rozkładowi, m.in. w: odpadach spożywczych, roślinnych, włókienniczych, drewnie, papierze, natomiast nie odnosi się do węgla zawartego w tworzywach sztucznych.

W modelu IPCCWM złożone reakcje rozkładu węgla organicznego zawartego w odpadach opisano reakcją kinetyki pierwszego rzędu:

$$d(\text{DDOC}_m) = -k \cdot \text{DDOC}_m \cdot dt \quad (1)$$

gdzie:

DDOC_m węgiel organiczny zawarty w odpadach w chwili t;
k stała rozkładu.

Rozwiązaniem równania (1) w postaci różniczkowej jest równanie (2), będące podstawowym równaniem modelu FOD IPCC (FOD – *First Order Decay*):

$$\text{DDOC}_m = \text{DDOC}_{m0} \cdot e^{-kt} \quad (2)$$

gdzie:

DDOC_m węgiel organiczny, który ulegnie rozkładowi w warunkach beztlenowych w czasie t ;

DDOC_{m0} węgiel organiczny znajdujący się w odpadach w chwili $t=0$;

k stała rozkładu;

t czas [lata].

Po wstawieniu w równaniu (2) $t = 1$ otrzymujemy odpowiednio ilość węgla organicznego pozostającego w odpadach w czasie jednego roku po zdeponowaniu odpadów (równanie 3) oraz ilość węgla organicznego, która uległa rozkładowi (równanie 4):

$$\text{DDOC}_m = \text{DDOC}_{m0} \cdot e^{-k} \quad (3)$$

$$\text{DDOC}_{\text{mdecomp}} = \text{DDOC}_{m0} \cdot (1 - e^{-k}) \quad (4)$$

Zgodnie z założeniami kinetyki reakcji pierwszego rzędu, ilość węgla organicznego zawarta w surowych odpadach zdeponowanych na składowiskach w kolejnym roku (t), jest dodawana do ilości węgla organicznego pozostałego w odpadach zdeponowanych na składowiskach w roku poprzednim ($t-1$) zgodnie z równaniem (5). Ta zakumulowana ilość węgla organicznego jest podstawą do oszacowania ilości węgla, który ulegnie rozkładowi oraz który pozostanie w odpadach w roku t (równanie 6). W uproszczeniu zakłada się, że obliczenie ilości węgla organicznego, który uległ biodegradacji nie zależy od wieku odpadów, a wyłącznie od ilości węgla organicznego znajdującego się aktualnie w złożu składowiska :

$$\text{DDOC}_{\text{mat}} = \text{DDOC}_{\text{mdt}} + (\text{DDOC}_{\text{ma}(t-1)} \cdot e^{-k}) \quad (5)$$

gdzie:

$\text{DDOC}_{\text{ma}(t)}$ węgiel organiczny zawarty w odpadach na koniec roku t ;

$\text{DDOC}_{\text{md}(t)}$ węgiel organiczny zawarty w odpadach zdeponowanych w roku t ;

$\text{DDOC}_{\text{ma}(t-1)}$ węgiel organiczny zawarty w odpadach na koniec roku ($t-1$).

$$\text{DDOC}_{\text{mdecomp}(t)} = \text{DDOC}_{\text{ma}(t-1)} \cdot (1 - e^{-k}) \quad (6)$$

gdzie:

$\text{DDOC}_{\text{mdecomp}(t)}$ węgiel organiczny, który ulegnie rozkładowi w roku t .

W modelu IPCC założono, że rozkład materii organicznej rozpoczyna się po upływie jednego roku od momentu zdeponowania odpadów. W równaniu (1) oraz

w pozostałych równaniach na nim opartych (od 2 do 6) podstawowymi parametrami są: masa węgla organicznego znajdującego się odpadach ($DDOC_m$) oraz stała rozkładu (k).

Wyznaczenie ilości węgla organicznego ($DDOC_m$) w składowanej masie odpadów, wymaga wykorzystania wskaźników jednostkowych zawartości węgla w poszczególnych grupach morfologicznych odpadów (DOC_i). Wskaźnik zawartości węgla organicznego w całej masie składowanych odpadów (DOC) obliczany jest jako średnia ważona poszczególnych wskaźników jednostkowych (DOC_i). Wagą jest udział poszczególnych frakcji odpadów w całości składowanej masy odpadów:

$$DOC = \sum (DOC_i \cdot W_i) \quad (7)$$

gdzie:

DOC	udział węgla organicznego w składowanej masie odpadów, Gg C/Gg odpadów;
DOC_i	udział węgla organicznego w poszczególnych frakcjach morfologicznych odpadów (wskaźniki jednostkowe);
W_i	udział danej frakcji morfologicznej odpadów w całości odpadów zdeponowanych w złożu.

Na podstawie zawartości węgla organicznego w odpadach oraz masy odpadów zdeponowanych w danym roku wyznaczana jest masa węgla organicznego ($DDOC_m$), zgodnie z równaniem:

$$DDOC_{mdT} = W_T \cdot DOC \cdot DO_{Cr} \cdot MCF \quad (8)$$

gdzie:

$DDOC_{md(t)}$	węgiel organiczny zdeponowany na składowisku w roku t, Gg;
W_T	masa odpadów zdeponowanych na składowisku w roku t;
DOC	udział węgla organicznego w odpadach, Gg C/Gg odpadów (wg równania (7));
DO_{Cr}	udział węgla organicznego, który ulegnie biodegradacji;
MCF	współczynnik korekcyjny dla metanu.

W równaniu 8 uwzględniono dwa współczynniki korekcyjne:

- DO_{Cr} - współczynnik wynikający z faktu, że nie cała oszacowana masa węgla organicznego, znajdująca się w odpadach, ulegać będzie rozkładowi: część węgla organicznego rozłoży się z wytworzeniem wyłącznie CO_2 , ponadto część węgla organicznego znajduje się w trudno rozkładalnych związkach (takich jak np. ligniny), a ich rozkład może trwać nawet kilkaset lat (IPCC zaleca przyjęcie tego wskaźnika na poziomie 0,5);
- MCF - współczynnik związany z istnieniem składowisk o różnej budowie, stopniu uporządkowania i sposobie eksploatacji, w związku z czym na składowiskach nieuporządkowanych z takiej samej ilości odpadów powstawać będą mniejsze ilości metanu, niż na składowiskach uporządkowanych.

W modelu IPCCWM składowiska podzielono pod względem uporządkowania na 5 kategorii. Wartości wskaźnika MCF należy przyjmować wg wytycznych IPCC:

- dla składowisk zorganizowanych, beztlenowych (posiadających uszczelnienie, system przesypek, odpady zagęszczane kompaktorem) – 1,0,
- dla składowisk zorganizowanych średnio natlenionych (posiadających elementy umożliwiające natlenianie odpadów, tj. przepuszczalne warstwy przykrycia, system odprowadzenia odcieków, także z recyrkulacją, systemy wentylacji) – 0,5,
- dla składowisk niezorganizowanych, głębokich (więcej niż 5 m głębokości) – 0,8,
- dla składowisk niezorganizowanych płytkich (mniej niż 5 m głębokości) – 0,4.

Stała rozkładu (k) w równaniu (1) oraz w równaniach kolejnych wynika z różnej podatności poszczególnych rodzajów odpadów na rozkład biologiczny. Związana jest z połowicznym czasem rozkładu odpadów następującą zależnością:

$$k = \ln_2 (t_{1/2}) \quad (9)$$

gdzie:

k stała rozkładu;
 $t_{1/2}$ połowiczny czas rozkładu odpadów.

Wartość stałej rozkładu w modelu IPCCWM oblicza się jako średnią ważoną stałej rozkładu dla poszczególnych grup odpadów. Na podstawie zawartości węgla organicznego w zdeponowanych odpadach – równania (7) oraz (8), zgodnie z równaniami od (1) do (6) oraz (9), należy obliczyć jaką ilość węgla organicznego ulegnie rozkładowi w poszczególnych latach.

Kolejne założenie modelu IPCCWM polega na tym, że cała ilość węgla organicznego, która ulega rozkładowi, tworzy CH_4 oraz CO_2 .

Ilość wytworzonego metanu z węgla organicznego, który uległ rozkładowi oblicza się z równania:

$$\text{CH}_4 = \text{DDOC}_{\text{mdcomp}(t)} \cdot F \cdot (16/12) \quad (10)$$

gdzie:

CH_4 ilość metanu wytworzonego w roku t ;
 F udział procentowy metanu w gazie składowiskowym;
 $16/12$ stosunek masowy CH_4 / C .

Wyznaczenie emisji metanu dla składowanych odpadów komunalnych

Charakterystyka ilościowa (wielkość strumienia odpadów komunalnych) i jakościowa (morfologia – skład grupowy, zawartość węgla organicznego) wytwarzanego w Polsce strumienia odpadów komunalnych pozwalają na oszacowanie emisji gazów cieplarnianych (CO_2 i CH_4) związanej ze składowaniem odpadów nieprzetworzonych.

Dane wejściowe wykorzystane do obliczenia emisji gazów cieplarnianych takie jak:

- a. sposób składowania odpadów,
 - b. udział poszczególnych frakcji morfologicznych w składowej masie,
 - c. zawartość węgla organicznego w poszczególnych frakcjach odpadów,
 - d. warunki klimatyczne,
- przyjęto dla obszaru Polski, odpowiednio (zgodnie z wytycznymi IPCC):
- a. Składowiska, na które trafiają odpady, podzielono na pięć kategorii pod względem budowy oraz jakości eksploatacji:
 - składowiska niezorganizowane, płytke (miąższość składowanych odpadów do 5 m): 25%;
 - składowiska niezorganizowane, głębokie (miąższość składowanych odpadów powyżej 5 m): 30%;
 - składowiska zorganizowane, zbudowane oraz eksploatowane zgodnie z wymaganiami BAT: 25%;
 - składowiska zorganizowane, nie spełniające niektórych wymagań technologii BAT: 5%;
 - składowiska, których nie można z jakichś powodów zaklasyfikować do żadnej z powyższych kategorii: 15 %.
 - b. udział poszczególnych frakcji morfologicznych w składowanej masie odpadów komunalnych, potencjalnie biodegradowalnych:
 - odpady kuchenne i zielone: 0,4;
 - odpady papierowe: 0,2;
 - odpady drewniane oraz słoma: 0,1;
 - odpady tekstylne: 0,05.
 - c. udział węgla organicznego (masa węgla org./masa odpadów) w poszczególnych frakcjach morfologicznych odpadów:
 - odpady kuchenne: 0,15;
 - odpady zielone: 0,2;
 - odpady papierowe: 0,4;
 - odpady drewniane oraz słoma: 0,43;
 - odpady tekstylne: 0,24.
 - d. warunki klimatyczne: Europa wschodnia
 - e. okres obliczeniowy - 80 lat.

Pozostałe podstawowe założenia:

- udział metanu w produkowanym gazie składowiskowym 50%;
- wskaźnik odpadów komunalnych 245 kg/M³·rok (wg GUS 2014).

Zgodnie z opisaną metodyką modelu IPCCWM, obliczona szacunkowa emisja metanu związana ze składowaniem całej masy wytworzonych w Polsce nieprzetworzonych odpadów komunalnych ulegających biodegradacji wynosiłaby 499 tys. ton CH₄.

METODYKA BADAŃ – KOMPOSTOWANIE

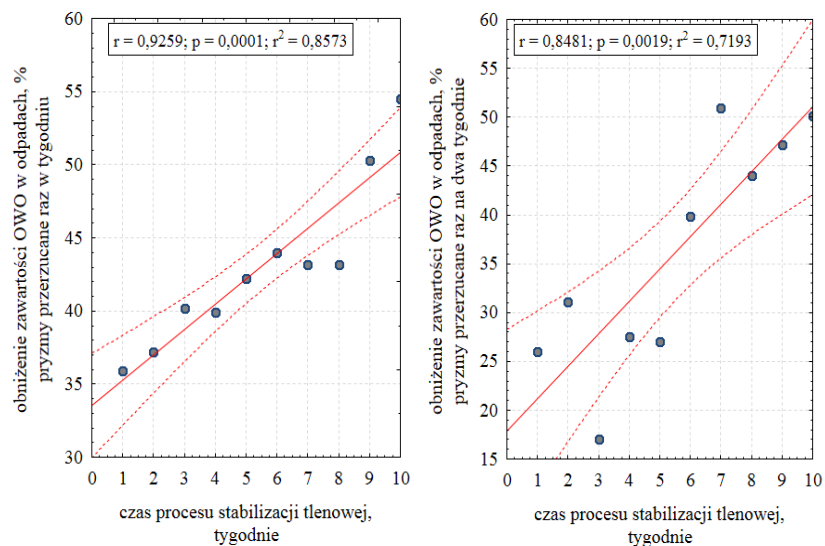
Badania w skali technicznej wykonano w instalacji do mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych (MBP) oraz przetwarzania selektywnie zebranych odpadów zielonych i bioodpadów (kompostownia). Stosowane procesy technologiczne i użytkowane obiekty pozwalają na wydzielenie z całego strumienia zebranych odpadów komunalnych szeregu frakcji w zależności od ich charakterystyki i morfologii, następnie skierowanie ich do właściwego procesu przetwarzania. Technologia przetwarzania odpadów komunalnych obejmuje rozdział strumienia odpadów komunalnych na odpady organiczne, surowcowe, odpady o właściwościach energetycznych oraz wydzielenie frakcji odpadów niebezpiecznych i balastu. Pierwszą wydzielaną na instalacji frakcją jest tzw. frakcja podsitowa o średnicy do 20 mm, która wykorzystywana jest jako materiał przesypowy na składowisku. Pozostała część odpadów dzielona jest na frakcję organiczną, zwaną też biofrakcją, i frakcję nadsitową (>80 mm). Biofrakcja doczyszczana jest z drobnych elementów takich, jak: tworzywa sztuczne, szkło i baterie, a następnie wraz z zanieczyszczoną makulaturą kartonową kierowana jest na halę kompostowni. Uzyskana masa organiczna poddana była kompostowaniu metodą pryzm napowietrzanych przez okres 10 tygodni. Jedną z pryzm napowietrzano przez przerzucanie raz na dwa tygodnie, drugą przez przerzucanie jeden raz na tydzień.

W odpadach pobieranych z pryzm, z częstotliwością raz w tygodniu, oznaczano zawartość węgla organicznego (OWO), *parametr wyrażający zapotrzebowanie tlenu przez próbkę odpadów w ciągu 4 dni (AT4)* oraz wilgotność.

WYNIKI BADAŃ

Na podstawie wyników badań przeprowadzonych w skali technicznej obliczono możliwy do uzyskania stopień biodegradacji odpadów w kolejnych tygodniach procesu.

Obniżenie zawartości ogólnego węgla organicznego w odpadach po kolejnych tygodniach tlenowej stabilizacji (kompostowania) przedstawiono na rys. 1.

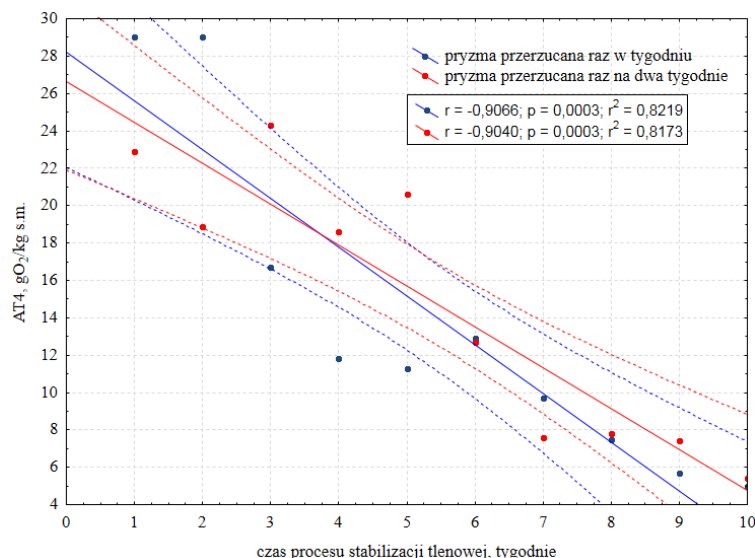


Rys. 1 Obniżenie zawartości węgla organicznego w odpadach pobieranych z przyzmy
Fig. 1 Reduction of organic carbon content in the waste from heaps

Ustalono, że bez względu na częstotliwość napowietrzania po 10 tygodniach procesu stabilizacji uzyskano obniżenie zawartości węgla organicznego w odpadach o 50%, jednak intensywność procesu biodegradacji była większa w przypadku przyzmy przerzucanych jeden raz na tydzień. W tym przypadku po pierwszym tygodniu procesu uzyskano efektywność obniżenia ilości OWO o 35%, natomiast dla odpadów napowietrzanych przez przerzucanie raz na dwa tygodnie o 25%.

Równolegle prowadzony monitoring aktywności oddechowej odpadów (test respiracji AT4) wykazał brak wyraźnego wpływu częstotliwości napowietrzania na ilość pozostałych odpadów biodegradowalnych (rys. 2). Wartość parametru AT4 poniżej 20 gO₂/kg s.m. uzyskano odpowiednio po 3 i 4 tygodniach stabilizacji tlenowej dla przyzmy przerzucanej raz w tygodniu i raz na dwa tygodnie. Natomiast po 10 tygodniach procesu w każdym przypadku wartość parametru AT4 wynosiła 5 gO₂/kg s.m.

Na podstawie zmian AT4 po kolejnych tygodniach kompostowania ustalono udział pozostałego biodegradowalnego węgla organicznego w odpadach, który w przypadku składowania tych odpadów mógłby być źródłem emisji metanu.



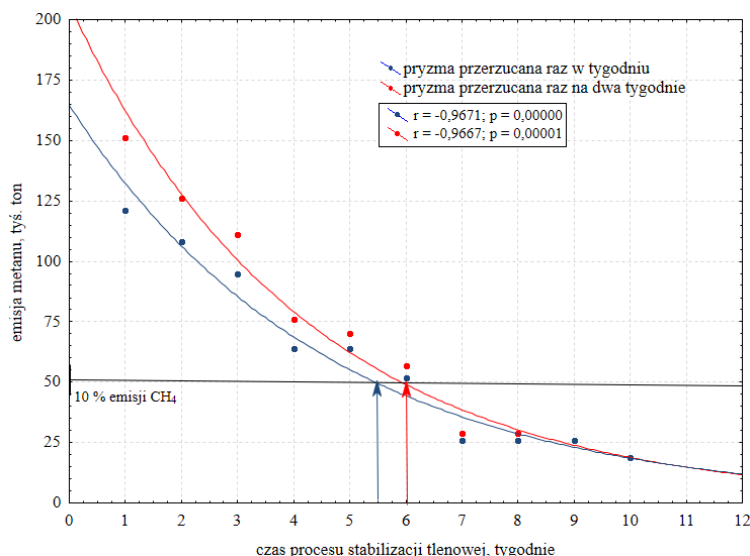
Rys. 2 Zmiany parametru AT4 w procesie stabilizacji tlenowej
Fig. 2 Changes of AT4 parameter in the aerobic stabilization process

W oparciu o model IPCC Waste Model (IPCCWM) oraz wyniki uzyskane w badaniach wyznaczono potencjalną emisję metanu z odpadów wytworzonych w Polsce (dla 2014 roku), które byłyby składowane po kolejnych tygodniach stabilizacji tlenowej.

Potencjalną emisję metanu ze składowanych odpadów stabilizowanych tlenowo przedstawiono na rys. 3.

Wyznaczona szacunkowa emisja metanu związana ze składowaniem całej wytworzonej w Polsce masy nieprzetworzonych odpadów komunalnych ulegających biodegradacji wynosi 499 tys. ton CH₄, stąd ograniczenie emisji o 90% związane jest z dopuszczalną szacunkową emisją na poziomie 50 tys. ton CH₄, co uzyskuje się odpowiednio po:

- co najmniej 6 tygodniach stabilizacji tlenowej dla pryzm przerzucanych raz na dwa tygodnie,;
- co najmniej 5 tygodniach stabilizacji tlenowej dla pryzm przerzucanych raz na tydzień.



Rys. 3 Szacunkowa emisja metanu ze składowanych odpadów stabilizowanych tlenowo
 Fig. 3 The estimated methane emissions from landfilled aerobically stabilized waste

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Strategicznym celem polityki klimatycznej jest włączenie się Polski do działań międzynarodowych na rzecz ochrony klimatu poprzez wdrażanie zasad zrównoważonego rozwoju, zwłaszcza w zakresie poprawy wykorzystania energii, zwiększania zasobów leśnych i glebowych kraju, racjonalizacji wykorzystania surowców i produktów przemysłu oraz zagospodarowania odpadów. Według danych GUS [2014], głównymi źródłami emisji gazów cieplarnianych w Polsce są: spalanie paliw, procesy przemysłowe, użytkowanie rozpuszczalników, rolnictwo oraz gospodarka odpadami. W Polsce emisja metanu z procesów związanych z zagospodarowaniem odpadów komunalnych stanowiła 23% całkowitej emisji gazów cieplarnianych (w skali świata 18,1% całkowitej emisji GC). Metan jest gazem cieplarnianym, którego potencjał cieplarniany jest 72-krotnie większy niż dwutlenku węgla w skali 20 lat, 25-krotnie większy w skali 100 lat oraz 7,6 w skali 500 lat [Forster i in. 2007]. Stąd niezmiernym ważnym elementem działania na rzecz ochrony klimatu jest ograniczenie emisji tego gazu.

Na podstawie:

- obliczonej emisji metanu z całej masy biodegradowalnych odpadów komunalnych potencjalnie składowanych (dla 2014 r.);

- prowadzonych badań technologicznych kompostowania odpadów komunalnych i ustalenia ilości węgla biodegradowalnego pozostałego po stabilizacji tlenowej w określonym czasie

wyznaczono minimalny czas prowadzenia procesu stabilizacji tlenowej odpadów komunalnych metodą pryzm przrzucanych, gwarantujący ograniczenie emisji metanu o 90% w stosunku do emisji z odpadów nieprzetworzonych, odpowiednio:

- dla pryzm przrzucanych raz na dwa tygodnie: co najmniej 6 tygodni,
- dla pryzm przrzucanych raz na tydzień: co najmniej 5 tygodni.

W związku z tym zasadne jest stosowanie procesów mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów nie tylko w zakresie zmniejszenia ich ilości, ale również w dużej mierze w kierunku ograniczenia emisji metanu.

Badania technologiczne zrealizowano w ramach projektu pn. *"Lubuskie Eko-doniczki, pilotażowa linia badawczo-półtechniczna"*, numer umowy: RPLB.02.04.00-08-040/14-00, współfinansowanego z Lubuskiego Regionalnego Programu Operacyjnego na lata 2007-2013, II Priorytet Stymulowanie wzrostu inwestycji w przedsiębiorstwach i wzmocnienie potencjału innowacyjnego Działanie 2.4 Transfer badań, nowoczesnych technologii i innowacji ze świata nauki do przedsiębiorstw.

Niektóre badania analityczne i symulacje obliczeniowe zrealizowano w Instytucie Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego.



PROGRAM
REGIONALNY
NARODOWA STRATEGIA SPÓJNOŚCI



LITERATURA

1. CARBON TRUST, 2012. Carbon footprinting – the next step to reducing your emission, Wielka Brytania.
2. CSR info, Ministerstwo Gospodarki, 2009. Metodyka wyliczania carbon footprint w: Podsumowanie Seminarium Ministerstwa Gospodarki i CSRIinfo, Warszawa.
3. FORSTER, P., V. RAMASWAMY, P. ARTAXO, T. BERNTSEN, R. BETTS, D.W. FAHEY, J. HAYWOOD, J. LEAN, D.C. LOWE, G. MYHRE, J. NGANGA, R. PRINN, G. RAGA, M. SCHULZ AND R. VAN DORLAND, 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M.

- Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
4. GUS, 2014. Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej.
 5. ISO/TS 14067:2013 Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification and communication.
 6. LEPSZA GOSPODARKA odpadami komunalnymi zmniejszy emisje gazów cieplarnianych, EEA Briefing, ISSN 1830-236X, 2008.
 7. METODYKA oceny poziomu emisji gazów cieplarnianych w wybranych powiatach dla lat 2005, 2010 i 2013 z podziałem na sektory, 2015.
 8. PORADNIK metodyczny w zakresie PRTR dla składowisk odpadów komunalnych, Warszawa 2010.

IMPACT OF COMPOSTING TO THE LIMITATION OF METHANE EMISSIONS FROM MUNICIPAL WASTE LANDFILLS

S u m m a r y

The legal acts relating to waste disposal indicate the possibility of achieving the objectives of reducing greenhouse gases, by the recognition of methane from landfills and exclusion of biodegradable waste from the stream directed to the storage. Biological treatment of waste by aerobic stabilization causes the mineralization of the biodegradable organic carbon to carbon dioxide, whose warming potential is 25 times smaller than methane. The article presents a computationally intensive simulations in terms of opportunities to reduce methane emissions by the use composting of biodegradable municipal waste.

Key words: greenhouse gases, methane, municipal waste, composting

AGNIESZKA GONTASZEWSKA*

KOPALNIA WĘGLA BRUNATNEGO „BORUSSIA” KOŁO OŚNA LUBUSKIEGO

Streszczenie

W pracy zawarto dotychczas niepublikowane informacje na temat kopalni węgla brunatnego „Borussia”, która funkcjonowała w latach 1855-1932 niedaleko wsi Trześniów koło Ośna Lubuskiego. Opisano historię kopalni, a także odkrycia węgla w okolicy Ośna. Scharakteryzowano także warunki geologiczne oraz górnicze eksploatacji i sposób jej prowadzenia. Praca zawiera historyczne mapy górnicze i topograficzne.

Słowa kluczowe: górnictwo węgla brunatnego, podziemna eksploatacja, historia górnictwa

WSTĘP

Górnictwo węgla brunatnego funkcjonowało w regionie Ośna Lubuskiego w latach 1850-1962. Działo tu kilkadziesiąt podziemnych kopalni, większość przez krótki okres czasu i na niewielkim obszarze.

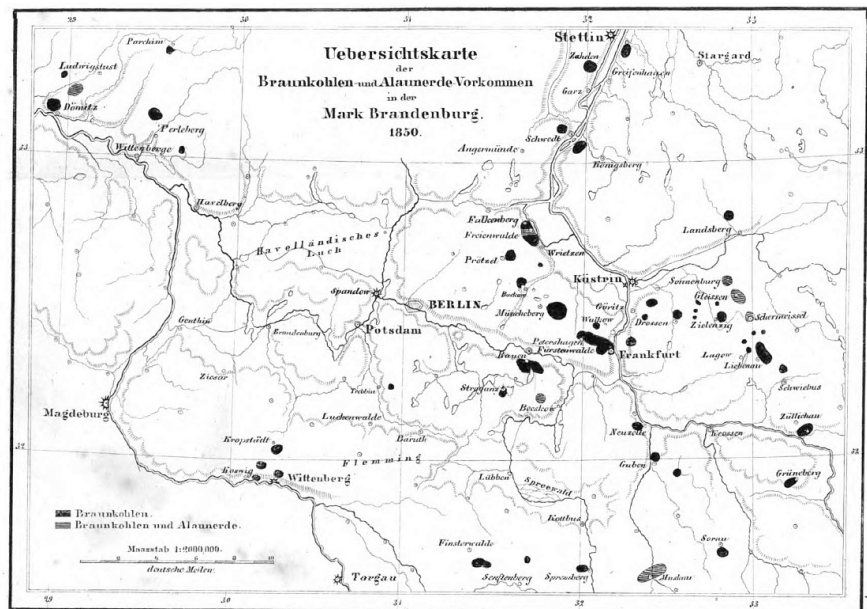
Niestety zachowało się na ich temat bardzo niewiele materiałów archiwalnych. W archiwach niemieckich dostępne są dokumenty dotyczące nadań górniczych, szkice pól górniczych oraz dokumenty własnościowe, przekazywane do wybuchu II Wojny Światowej do Wyższego Urzędu Górniczego. Dla największych kopalni zachowały się mapy górnicze i dokumentacje geologiczne, rozproszone po wielu archiwach.

Literatura polska (zarówno geologiczna, jak i historyczna), w której znaleźć można wzmianki o kopalniach z okolic Ośna Lubuskiego jest bardzo uboga, zdecydowanie więcej informacji zawiera przedwojenna literatura niemiecka.

Najstarszy znany opis występowania złóż węgla brunatnego na terenie Brandenburgii znajduje się w pracy Klödena [Klöden 1829], choć już w roku 1788 opisywano jego złoża w okolicy Frankfurtu nad Odrą, uważając je błędnie za

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Budownictwa

węgiel kamienny [Wedde 2012]. W pracy z roku 1852 znaleźć można opisy profili wierceń z okolic Ośna, autor wymienia także kilka działających ówczynie kopalń [Plettner 1852, rys. 1]. Bardzo dokładny opis historii odkrycia i początków wydobywania węgla brunatnego w Brandenburgii znajduje się w pracy Cramera [Cramer 1872]. Pietzsch wspomina o złożu węgla ciągnącym się od Trzemeszna przez Sulęcina do Ośna i wymienia kilka działających kopalni, w tym „Borussie” [Pietzsch 1925], podobnie Klein w swoim podręczniku [Klein 1927]. Są to jednak bardzo krótkie, z reguły kilkudzaniowe, opisy kopalń i złóż.



Rys. 1. Mapa występowania złóż węgla brunatnego z roku 1850 z widocznymi złożami w okolicy Ośna (Drossen) [Plettner 1852]

Fig. 1. Map of lignite deposit occurrence from 1850. Deposit in the region of Ośno (Drossen) are marked [Plettner 1852]

W polskiej literaturze powojennej znane są jedynie lakoniczne opisy (oparte na materiałach niemieckich) 9 siodeł z trzema pokładami w okolicy Ośna [Poborski 1949]. O eksploatacji na tym obszarze wspomina także Suszyński [1946] oraz Żaba [1978].

Jak dotąd najdokładniejszy opis górnictwa węgla brunatnego okolic Ośna Lubuskiego znajduje się w pracy autorki [Gontaszewska 2015a].

Niniejszy artykuł przedstawia historię jednej z ważniejszych kopalni okolic Ośna Lubuskiego, działającej na obszarze pomiędzy wsiami Trześniów (niem.

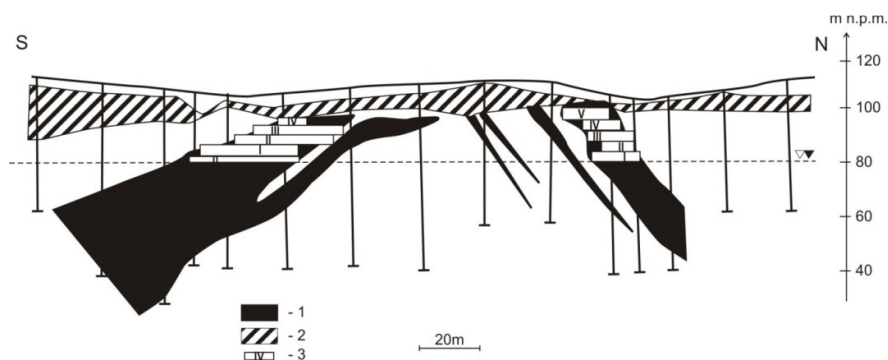
Klein Kirchbaum) oraz Smogóry (niem Schmagorei/Treuhofen) – kopalni „Borussia”. Należy podkreślić, że nie jest to z pewnością kompletna historia kopalni, szczególnie w odniesieniu do wieku XIX, co jest spowodowane ubogim zbiorem danych archiwalnych.

WARUNKI GEOLOGICZNE I GÓRNICZE OKOLIC OŚNA LUBUSKIEGO

Pokłady węgla brunatnego eksploatowane w kopalniach okolic Ośna Lubuskiego znajdują się w strukturach przeobrażonych glacitektonicznie, czyli związanych z bezpośrednią działalnością lądolodu – jego przemieszczaniem się na południe, ciężarem oraz przemarzaniem gruntu. Głębokość oddziaływania mechanicznego lądolodu szacuje się na co najmniej 150-200 m [Mojski 2005]. W Polsce Zachodniej do najważniejszych stref występowania zaburzeń glacitektonicznych zalicza się Łuk Mużakowa, Wzgórza Żarskie, Dalkowskie, a także Wał Zielonogórski oraz Wzgórza Osieńsko-Sulechowskie.

Procesy glacitektoniczne rozwijały się szczególnie intensywnie na obszarach marginalnych lądolodu. Struktury glacitektoniczne zachodniej Polski powstały głównie w trakcie zlodowacenia sanu 2 [Mojski 2005] lub sanu 2 i odry [Urbański 2002], a lądolody następnych, młodszych zlodowaceń mogły spowodować kolejne zmiany strukturalne.

Glacitektonika ma ogromne znaczenie dla udostępnienia złóż węgla brunatnego w zachodniej Polsce. Przedwojenna wydobywanie odbywało się w strukturach zaburzonych glacitektonicznie, gdzie pokłady węgla, występujące pierwotnie na dużych głębokościach, zostały „wyciśnięte” ku powierzchni terenu, co uczyniło je dogodnymi do eksploatacji.



Rys. 2. Uproszczony przekrój geologiczny przez jedno z siodeł kopalni „Smogóry”.

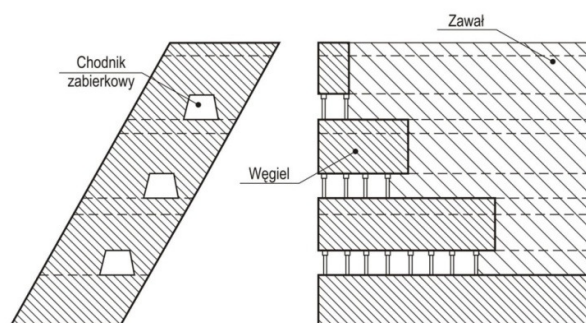
1 – pokład węgla, 2 – gliny lodowcowe, 3 – poziomy eksploatacji

Fig. 2. Simplified geological cross-section of fold of „Smogóry” mine.

1 – coal bed, 2 – till, 3 – exploitation level

Przedmiotem eksploatacji górniczej w kopalni „Borussia” był I śródkowopolski pokład węgla zwany w Polsce Zachodniej pokładem Henryk, a w przedwojennej literaturze niemieckiej Oberflöz (współcześnie 1. Lausitzer Flöz). Pokład Henryk występował w postaci kilkunastu równoległych do siebie, rozciągniętych równoleżnikowo siodła. Siodła zostały częściowo zerodowane przez kolejne lądolody i najczęściej znajdują się pod cienkim przykryciem glin zwałowych. Wydobycie koncentrowało się w miejscach, gdzie pokłady znajdowały się najpłycej, najczęściej w przegubach antyklin, zwanych siodłami (rys.2).

Pierwotne położenie pokładu Henryk to rzędna około 0 m n.p.m., w rejonie Ośna Lubuskiego został on wypiętrzony do rzędnej około 100 m n.p.m., natomiast w obrębie Wału Zielonogórskiego aż do rzędnej 170 m n.p.m. [Gontaszewska 2015b].



Rys. 4. Eksploatacja w stromym pokładzie o niewielkiej grubości [Gontaszewska 2015b]

Fig. 4. Exploitation in steep lignite layer with small thickness [Gontaszewska 2015b]

Złoże udostępniano za pomocą szybów bądź upadowych oraz chodników poziomych, które następnie służyły do transportu urobku. Szyby zwykle wykonywano w najwyższych punktach siodła. Miały one przekrój kwadratowy lub prostokątny, w obudowie drewnianej (w miejscach, gdzie przewidywano krótki, kilkuletni okres wykorzystania), rzadziej ceglanej lub betonowej. Chodniki drążono w pokładzie węgla. Zwykle z podszybia odchodziły dwa chodniki do końca pokładu, głębszy służył jako chodnik odwadniający, płytszy jako transportowy. Chodniki wykonywano w spągu pokładu, w odstępach ok. 20-30 m [Gumprecht 1952]. Ze względu na częste występowanie nawodnionych piasków (kurzawek) zarówno w stropie, jak i w spągu pokładu, unikano przechodzenia poza granice pokładu. Eksploatację złoże rozpoczynano od granicy złoże cofając się do chodnika głównego. Eksploatację węgla prowadzono metodą filarowo-komorową (zabierkową) na zawał. Metoda ta polega na wybieraniu węgla w komorach z pozostawieniem filarów ochronnych z niewybranego węgla [Klein 1927, Gumprecht

1952]. W przypadku pokładów węgla zalegających stromo (co było bardzo częste) chodniki zabierkowe (eksploatacyjne) prowadzono piętrowo (rys. 4), schodząc z eksploatacją w dół. Chodniki takie łączono szybikami zsypowymi, którymi zrzucano węgiel do niższych chodników, a następnie do chodnika głównego, którym transportowano urobek na podszybie. Wysokość eksploatacji (zabierki) w komorze z reguły nie przekraczała 5 m, a wielkość samej komory wynosiła od 3x4 do 4x5 m. Przy wybieraniu węgla zabezpieczano strop obudową drewnianą ze stropnicami i stojakami oraz okładziną. Drewno to rabowano po zakończeniu zabierki, co powodowało zawal nadkładu. Po zawale stropu i uspokojeniu górotworu przystępowano do wykonywania kolejnej zabierki [Gontaszewska 2015b; Gumprecht 1952].

POCZĄTKI GÓRNICCTWA W OKOLICY OŚNA LUBUSKIEGO

Ośno Lubuskie (niem. Drossen) do roku 1945 należało do Nowej Marchii (niem. Neumark), części prowincji Brandenburg. Złóża węgla brunatnego w tym regionie znane były zapewne dość długo przed rozpoczęciem eksploatacji, gdyż jego pokłady miejscami występują bardzo płytko, tuż pod powierzchnią terenu. W literaturze cytowany jest list sułecińskiego aptekarza z roku 1801, w którym donosi on królowi pruskiemu o znalezieniu złóż „tłustej, czarnej ziemi” ćwierć mili za miastem [Cramer 1872]. Do eksploatacji jednak nie doszło.

Dopiero w połowie XIX wieku, podobnie jak w innych regionach Brandenburgii oraz Dolnego Śląska i Łużyc [Gontaszewska i Kraiński 2010] nastąpiło masowe wręcz poszukiwanie złóż węgla i zakładanie kopalń.

Wydobycie kopalni regulowało prawo górnicze z 1865 roku (Preußische Berggesetz). Osoby ubiegające się o zezwolenie na eksploatację dokonywały zgłoszenia (niem. Mutung) w Wyższym Urzędzie Górniczym (niem. Oberbergamt), podając w zgłoszeniu miejsce znalezienia oraz proponowane rozmiary i nazwę pola górniczego [Jaros 1984; Sperling 2004]. Następnie władze górnicze sprawdzały, czy na danym terenie nie ustanowiono już nadania. W przypadku kilku zgłoszeń dotyczących tego samego obszaru decydowała kolejność zgłoszenia. Wyższy Urząd Górniczy wydawał następnie nadanie (niem. Verleihung). Obszar Nowej Marchii podlegał do roku 1861 Wyższemu Urzędowi w Berlinie, a następnie w Halle/S. Siedziba okręgu górniczego znajdowała się we Frankfurcie nad Odrą.

W archiwach Preußisches Oberbergamt Halle/S. zachowały się akta niektórych kopalń (bądź też samych pól górniczych) zatytułowane „Berechtsame”, co można tłumaczyć jako „pozwolenie na wydobycie”, zawierające zgłoszenia (Mutung), nadania (Verleihung) czy też szkice pól górniczych.



Rys. 5. Lokalizacja najważniejszych kopalń [Gontaszewska 2015a]

Fig. 5. Map of the most important mines [Gontaszewska 2015a]

1 – Oskar/Smogóry, 2 – Eduard/Długoszyn, 3 – Borussia, 4 – Gute Hoffnung,
5 – Phönix, 6 – Alexander, 7 – Moritz, 8 – Gustav, 9 – Fannys Glück

Najstarsze zachowane zgłoszenia pól górniczych (Mutung) w omawianych okolicach dotyczą pola „Carl” w Smogórach z roku 1851 [Landeshauptarchiv Sachsen-Anhalt F 38, XVa C Nr. 25] oraz „Bergsegen” i „Rudolph” z roku 1856 [LS-A F 38, XVa B Nr. 16]. Kopalnia „Carl” uzyskała nadanie 12 października 1855 [Cramer 1872], a jej właścicielem był Carl Rudolf Bohtz, właściciel majątku w Smogórach i dała początek późniejszej kopalni „Oskar”. Kopalnia ta, pod nazwą „Smogóry”, działała do lat 60. XX w.

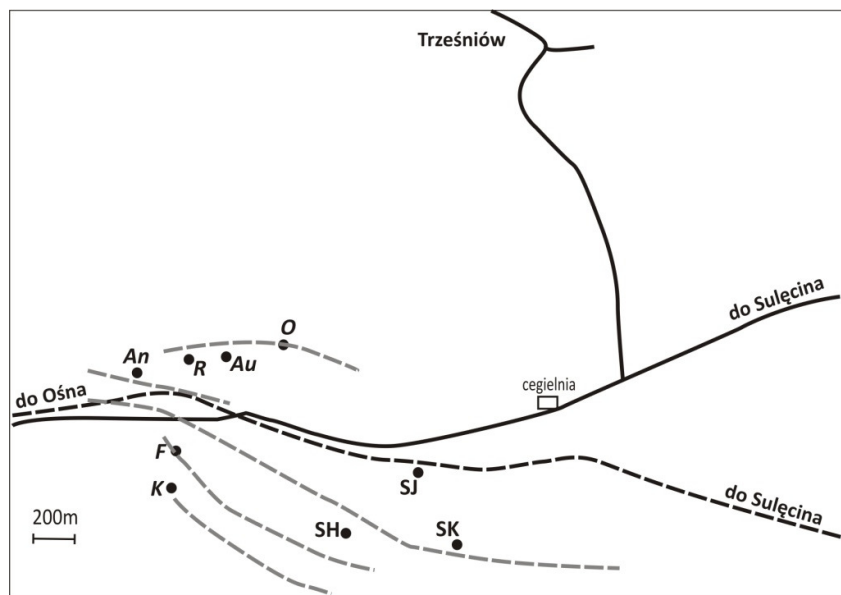
Podobnie jak w innych regionach (np. zielonogórski, żarski), w efekcie konsolidacji małych kopalni oraz pól górniczych pozostało w XX w. jedynie kilka czynnych kopalń: „Oskar” w Smogórach, „Eduard” w Długoszynie oraz „Borussia” w Trześniowie (rys. 2).

KOPALNIA „BORUSSIA”

Za początek kopalni „Borussia” należy uznać zgłoszenie pola górniczego „Oscars Segen” z 29 XI 1855 roku [LS-A F 38, XVII O Nr. 4a.] oraz pola „Grauer Hans” z 19 IX 1859 [Cramer 1872]. Kopalnia „Oscars Segen” podjęła eksploatację w roku 1856, a kopalnia „Grauer Hans” w 1859 roku [Cramer 1872]. 20 III 1860 roku kopalnia „Grauer Hans” połączyła się z kopalnią „Eichenhorst”, tworząc kopalnię „Hans” [LS-A F 38, XVa H Nr. 32]. Właścicielem wszystkich wymienionych kopalni był Ferdynand Kolbe z Gronowa, posiadający także cegielnię oraz młyn. W latach 60. XIX. kopalnię „Oscars Segen” przejmuje właściciel

młyna parowego z Ośna – Brutschke.

Zachowały się dane o wydobywaniu z lat 1855-1869. Wydobywanie kopalni „Oscars Segen” wzrosło z 2 479 ton w roku 1855 do ponad 23 tys. ton w roku 1869, przy zatrudnieniu 7-11 osób. Kopalnia „Grauer Hans”, a następnie „Hans” miała podobne wydobywanie i zatrudnienie. Wzrosło ono z 4,7 tys. ton w roku 1859 do 27 tys. ton rocznie w 1869, przy 7-10 zatrudnionych górnikach.

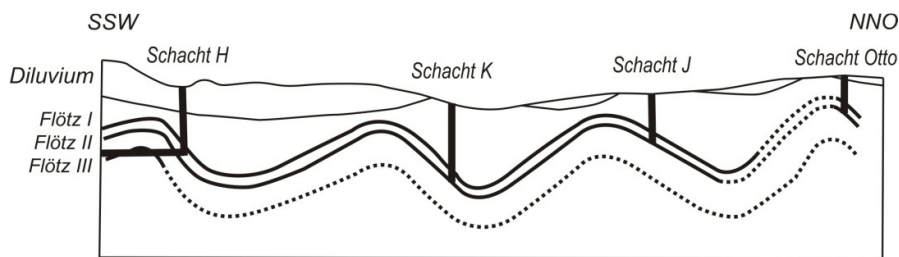


Rys. 6. Szkic kopalni „Borussia” pod koniec XIX w. Objaśnienia: szyby kopalni „Borussia”: SH – szyb H, SK – szyb K, SJ – szyb J, inne szyby (kopalnie?): An – Andreas, R – Rudolf, Au – August, O – Otto, F – Franz, K – Konrad. Zaznaczono bieg siodeł (antyklin)

Fig. 6. A sketch of „Borussia” mine, end of 19th century. Explanations: „Borussia” shafts: SH – shaft H, SK – shaft K, SJ – shaft J, another shafts (mines?): An – Andreas, R – Rudolf, Au – August, O – Otto, F – Franz, K – Konrad. Strikes of coal anticlines were marked

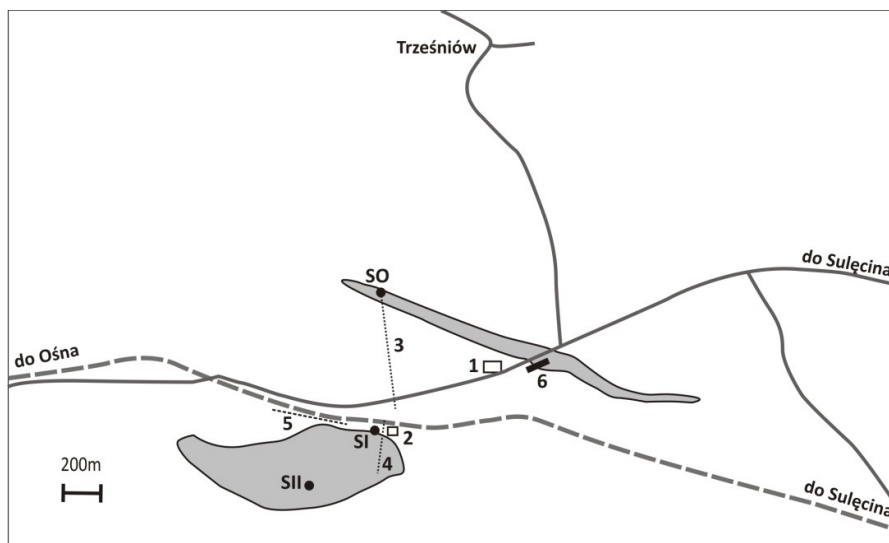
W roku 1874 doszło do konsolidacji kopalni „Oscars Segen”, „Hans” i wielu innych sąsiednich pól górniczych pod nazwą „Borussia” [LS-A F 38, XVa B Nr. 168, Jaros 1984].

W XIX w. eksploatacja węgla odbywała się na południe od drogi i torów (rys. 6). Na mapach topograficznych (z roku 1899 oraz 1927) widoczne są szyby oznaczone jako I oraz II, natomiast na mapie geologicznej z roku 1905 jako H, K oraz J. Nie zachowała się żadna mapa górnicza z tymi szybami. Znane jest ich wydobywanie roczne: ok. 40 tys. t [Jaros 1984].



Rys. 7. Odris przekroju przez szyby kopalni „Borussia” [Pietzsch 1925]

Fig. 7. Copy of cross section of “Borussia” mine [Pietzsch 1925]



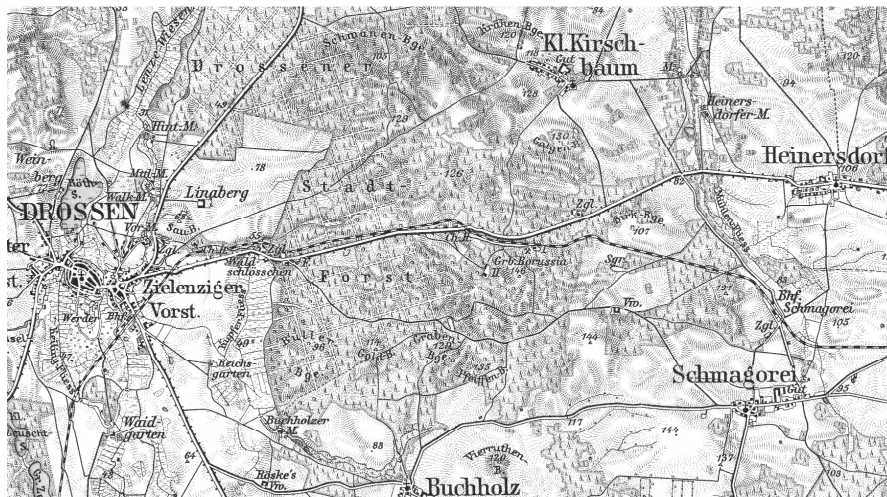
Rys. 8. Szkic kopalni „Borussia”, XX w. Objaśnienia: SO – szyb “Otto”, SI – szyb I, SII- szyb II, 1 – cegielnia, 2 – brykietownia, 3 – kolejka kopalniana (wąskotorowa), 4 – kolejka liniowa, 5 – bocznic kolejowa, 6 – upadowa

Fig. 8. A sketch of „Borussia” mine, 20th century. Explanations: SO – “Otto” shaft, SI –shaft I, SII – shaft II, 1 – brickyard, 2 - coal factory, 3 – mine railway, 4 – mine cable car, 5 – railway siding; 6 – shaft (ramp)

Szyby H, K, oraz J miały głębokość ok. 30-40 m (rys. 7). W każdym z szybów eksploatowano dwa pokłady węgla o miąższości ok. 3,0-3,5 m, oddzielone od siebie ok. 8-10 m miąższości warstwą piasku. Poniżej zalegał jeszcze jeden pokład, eksploatowany wyłącznie szybem H [Pietzsch, 1925]. Bardzo możliwe, że na mapach topograficznych po prostu zamieniono nazwy: szyb H na II, a szyb J na szyb I (rys. 9, rys. 10).

Mapa geologiczna podaje także przebieg siodła (antyklin) na obszarze eksploatowanym przez “Borussię” oraz pokazuje inne szyby (m.in. Rudolf, wymieniony

także przez Pietzscha jako osobna kopalnia). Nie jest wiadome, czy były to szyby należące do „Borussi”, czy też innych, mniejszych kopalni.



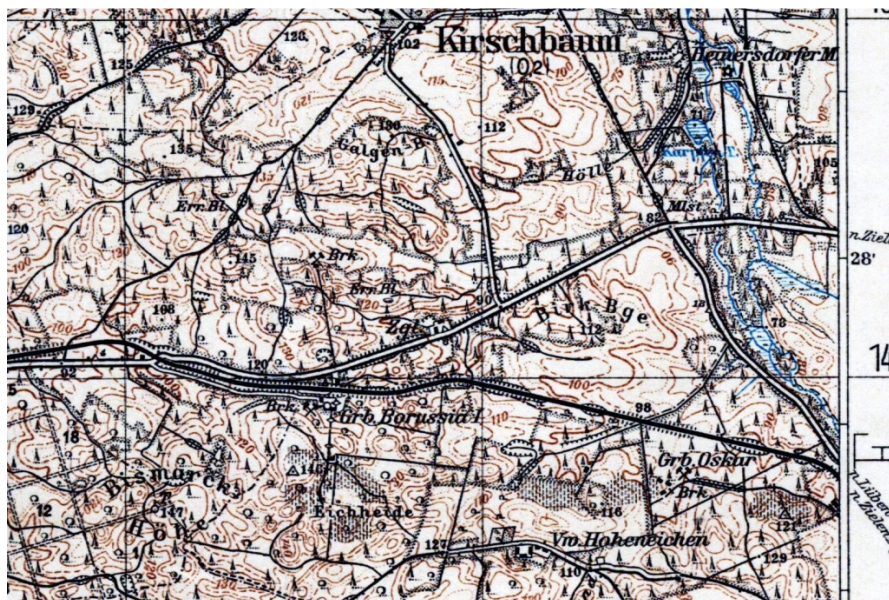
Rys. 9. Mapa z roku 1899 z zaznaczonymi szymbami I oraz II kopalni „Borussia”
Fig. 9. Map from 1899. Shaft I and II of “Borussia” mine are marked

Stare zroby kopalni „Borussia” położone na południe od torów są na powojennych mapach błędnie zaliczane do zrobów kopalni „Oskar”.

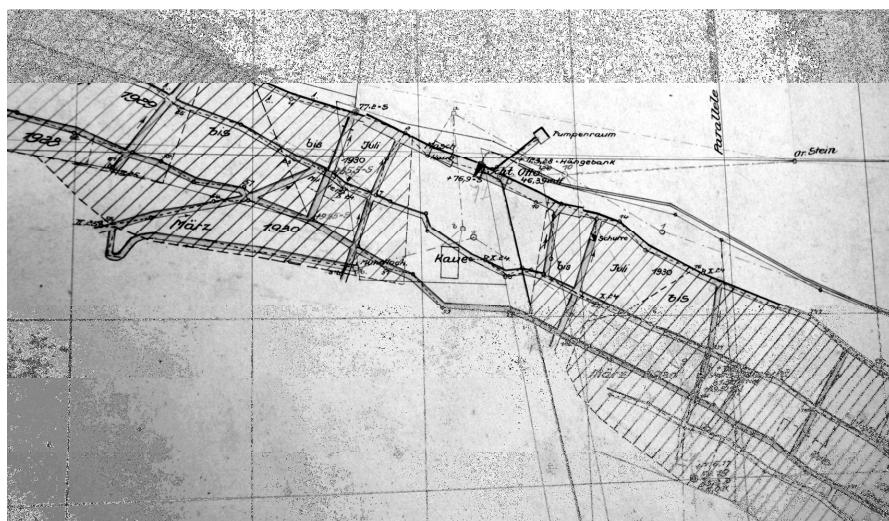
Szyby I oraz II połączone były kolejką linową z bocznica kolejową oraz znajdującą się tuż obok fabryką brykietów. Kolejka jest widoczna na mapie z roku 1927 (rys. 10), zapewne została rozebrana po zakończeniu eksploatacji szymbami I oraz II. Nie jest znana data budowy fabryki brykietów. Większość takich fabryk w okolicy powstało około roku 1915. Fabryka została rozebrana zapewne po zamknięciu kopalni „Borussia”.

Precyzyjne informacje o eksploatacji zachowały się dla siodła eksploatawanego szymbem „Otto”, czynnym w latach 1924-1932. Miał on głębokość 46,39 metrów i położony był ok. 500 m na północ od torów.

Eksploatowano dwa pokłady: dolny (I Flötz), którego główny chodnik znajdował się na rzędnej ok. 66-67 m n.p.m. oraz górny (I Flötz) z głównym chodnikiem na rzędnej ok. 91 m n.p.m. Zachowały się kompletne mapy górnicze w skali 1:1000 dla obu pokładów (rys. 11). Oprócz szybu „Otto” złożę było udostępnione upadową (rys. 8), znajdującą się we wschodniej części pokładu.



Rys. 10. Mapa z roku 1927 z zaznaczonymi szymbami I i Otto kopalni „Borussia”
 Fig. 10. Map from 1927. “Borussia” shafts: I and Otto are marked



Rys. 11. Mapa górnicza w skali 1:1000, widoczny szyb „Otto”
 Fig. 11. Mine map (scale 1:1000) with “Otto” shaft

Urobek z szybu „Otto” transportowany był kolejką w okolicy bocznicy kolejowej, gdzie następnie był zrzucany na sita i brykietowany. Fabryka brykietów znajdowała się bezpośrednio na południe od bocznicy.

Ekspluatowany pokład przecinał drogę Ośno – Sulęcín, dla której ustanowiono filar ochronny o szerokości ok. 40 m. W obrębie filaru ochronnego wykonywano jedynie chodniki transportowe.

Do lat 20. XX wieku kopalnia „Borussia” należy do gwarectwa o tej samej nazwie, a następnie do gwarectwa „Oskarssegen” powstałego poprzez połączenie gwarectw „Borussia” i „Oskar”. Kopalnia „Borussia” zostaje zatem wchłonięta przez kopalnię „Oskar”. W latach 30. XX w. „Oskar” eksploatuje cztery szyby: „Otto” (1924-1931), „Höheneichen I” (1929-1936), „Höheneichen II” (1934-1940) oraz „Höheneichen III” (1937-1952). Gwarectwo „Oskarssegen” zostało w latach 40. XX w. wykupione przez spółkę Anhaltische Kohlenwerke z Halle/S.

PODSUMOWANIE

Fakt istnienia górnictwa węgla brunatnego w rejonie Ośna Lubuskiego jest prawie zupełnie nieznany. Wynika to przede wszystkim z braku materialnych pozostałości kopalni. Brak jest także przekazów ustnych, co wiąże się z powojenną wymianą ludności.

Problemem jest dotarcie do materiałów archiwalnych, rozproszonych po wielu archiwach i niekompletnych. W przypadku kopalni „Borussia” wyjątkowo zachowały się mapy górnicze, choć dotyczą one jedynie najmłodszych lat eksploatacji.

Jedynie ślady, jakie do dziś pozostawiła po sobie kopalnia „Borussia” to deformacje powierzchni terenu, obecnie prawie w całości zalesionego.

Niniejszy artykuł z pewnością nie wyczerpuje tematu i zawiera sporo luk czasowych. W miarę „odkrywania” nowych materiałów archiwalnych, historia ta powinna mieć jednak coraz mniej niewiadomych.

LITERATURA

1. CRAMER H.; 1872. Beiträge zur Geschichte des Bergbaues in der Provinz Brandenburg, Heft 1, Kreis Sternberg, Halle.
2. GONTASZEWSKA A.; 2015a. Zarys historii górnictwa węgla brunatnego w okolicy Ośna Lubuskiego i Sulęcina (Ziemia Lubuska). Hereditas Minariorum, Vol. 2, 51-65.
3. GONTASZEWSKA A.; 2015b Podziemna eksploatacja węgla brunatnego na Ziemi Lubuskiej – dawne górnictwo, współczesny problem. Przegląd Górniczy nr 10, 1-8.

4. GONTASZEWSKA A., KRAIŃSKI A.; 2010. „Consolidierte Grünberger Gruben” – zarys historii. w: Dzieje górnictwa - element europejskiego dziedzictwa kultury, t.3, Oficyna Wydaw. Pol. Wrocławskiej, Wrocław, 111-122.
5. GUMPRECHT A.; 1952. Zasady górnictwa węgla brunatnego. Państw. Wyd. Techn., Katowice.
6. JAROS J.; 1984. Słownik historyczny kopalń węgla na ziemiach polskich. Katowice.
7. KLEIN G.; 1927. Handbuch für den deutschen Braunkohlenbergbau, I Band. Verlag von Wilhelm Knapp, Halle.
8. KLÖDEN K. F.; 1925. Beiträge zur mineralogischen und geognostischen Kenntniß der Mark Brandenburg, Stück 2. Berlin.
9. MOJSKI J.E.; 2005. Ziemia polskie w czwartorzędzie, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
10. PIETZSCH K.; 1925. Die Braunkohlen Deutschlands, Berlin.
11. PLETTNER F.; 1852. Die Braunkohle In der Mark Brandenburg Ihre Verbreitung und Lagerung. Berlin.
12. POBORSKI Cz.; 1949. Geologia złóż węgla brunatnego. w: Węgiel brunatny w Zachodniej Polsce, Katowice.
13. SPERLING D.; 2004. Historisches Wörterbuch zum Braunkohlenbergbau und zum Bergrecht. Förderverein Kulturlandschaft Niederlausitz e.V., Cottbus.
14. SUSZYŃSKI K.; 1946. Węgiel brunatny w planie 3letnim. Przegląd górniczy. 1-4.
15. URBĄŃSKI K., Deformacje glaciektoniczne na Ziemi Lubuskiej, Zeszyty Naukowe Uniw. Zielonogórskiego, 129, Zielona Góra, 2002.
16. WEDDE R-G.; 2012. Braunkohlentiefbau in Ostbrandenburg. Über den historischen Braunkohlenbergbau zwischen Hohenfinow (Landkreis Barnim) und Henzendorf (Landkreis Oder-Spree). Brandenburg. geowiss. Beitr. 19 ss. 112.
17. ŻABA J.; 1978. Historia eksploatacji surowców mineralnych. w: Kozłowski S. (red.), Surowce mineralne Ziemi Lubuskiej. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.

LIGNITE MINE „BORUSSIA” NEAR OŚNO LUBUSKIE, WEST POLAND

S u m m a r y

The paper presents history of lignite mining in region of Ośno Lubuskie (north west part of Ziemia Lubuska -West Poland). It describes underground mining in complicated geological condition (glaciotectonic deformations). The paper is based on remained German archival materials (Main Mining Office) and also some Polish materials. The paper also describes the discovery of lignite deposits in the nineteenth century, as well as the detailed history of one of the largest mines in the region, i.e. "Borussia" in Trzeźniów. The paper is supplemented with historical maps showing the locations of the mines and presents the available technical and statistical data.

Key words: lignite mining, underground exploitation, mining history, Ośno Lubuskie

**AGNIESZKA TOKARSKA-OSYCZKA,
SEBASTIAN PILICHOWSKI***

**OCENA ZAGROŻEŃ I AKTUALIZACJA REJESTRU
POMNIKÓW PRZYRODY OŻYWIONYCH ZIELONEJ GÓRY
W JEJ NOWYCH GRANICACH**

Streszczenie

W artykule zostały przedstawione wyniki ogólnej inwentaryzacji przyrodniczej i opisane zagrożenia antropogeniczne i przyrodnicze dla 53 istniejących pomników przyrody ożywionej na terenie Zielonej Góry. Stwierdzono nieliczne występowanie zagrożeń przyrodniczych, a największym zagrożeniem antropogenicznym wobec wybranych drzew jest wpływ soli technicznej zimą i wiosną. Ogólną kondycję badanych pomników przyrody oceniono jako dobrą lub bardzo dobrą. Stare drzewa, w tym egzemplarze pomnikowe – oprócz swojej ogromnej wartości przyrodniczej – pozytywnie wpływają na odbiór danego miejsca, dlatego nasze badania pozwolą na aktualizację danych zawartych w rejestrach oraz na badania porównawcze w przyszłości.

Słowa kluczowe: pomnik przyrody, pomiar, ochrona przyrody, Zielona Góra, zagrożenia, rejestr, uszkodzenie

WSTĘP

Drzewa, a zwłaszcza te będące pomnikami przyrody, należą do niezwykle cennych elementów krajobrazu, gdyż podnoszą estetykę miejsc, w których są zlokalizowane. Są również bankiem genów, np. dąb Chrobry rosnący w okolicy Piotrowic (pow. polkowicki). Ponadto tak żywe, jak i obumierające osobniki dostarczają pożywienia, zapewniają miejsce bytowania, rozrodu i rozwoju licznych organizmom reprezentującym rozmaite grupy systematyczne.

Według wyliczeń Pietrzak i Zawadki [2009], drzewa stanowią około 95% wszystkich pomników przyrody zarejestrowanych w Polsce. Niestety ciągle pogarszający się stan środowiska naturalnego wpływa na przyspieszenie procesu

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Nauk Biologicznych

zamierania wiekowych drzew. Co więcej stanowi to przyczynę rzadszego spełniania kryteriów, pozwalających uznać osobnika za pomnik, przez młodsze drzewa [Kasprzak 2011].

Tab. 1. Orientacyjne wartości obwodów i pierśnic pni drzew, które mogą być uznane za pomnik przyrody [Kasprzak 1992]

Tab. 1. Proposed values of the circumference at breast height (1.3 m) and diameter of the tree trunks for trees which can be considered natural monuments [Kasprzak 1992]

Lp.	Gatunki	wymiary (cm)	
		obwód	pierśnica
1.	bez czarny, bez koralowy, cis pospolity; wszystkie gatunki: jałowca, żywotnika, jarząba, cypryśnika, czeremchy	100	50
2.	leszczyna turecka, tulipanowiec, magnolia, miłorząb, sosna limba	150	50
3.	grab zwyczajny, grusza polna, jabłoń płonka, jawor; wszystkie gatunki: brzozy, wiązu	200	70
4.	daglezcja, iglicznia, perełkowiec; pozostałe gatunki sosny; wszystkie gatunki: modrzewia, jodły, choiny, jesionu, świerku	250	100
5.	buk zwyczajny, kasztanowiec zwyczajny, robinia grochodrzew, klon, platan; wszystkie gatunki: dębu, lipy, wierzby	300	120
6.	topola osika	200	70
7.	pozostałe gatunki topoli	400	120

Zagadnienia dotyczące ochrony przyrody w naszym kraju reguluje Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 roku o ochronie przyrody [Dz. U. 2004. Nr 92 poz. 880] z dalszymi poprawkami. Znajdziemy tam zapisy o celach, zadaniach oraz formach ochrony przyrody ożywionej i nieożywionej, jak również krajobrazu. Ustawa ta definiuje pomnik przyrody jako pojedynczy twór przyrody ożywionej lub nieożywionej oraz ich skupiska o szczególnej wartości przyrodniczej, historycznej, kulturowej lub krajobrazowej. Dodatkowo pomnik przyrody powinien wyróżniać się cechami indywidualnymi spośród innych twórców przyrody. Ustanawiane są one w drodze uchwały rady gminy, która określa nazwę obiektu, jego położenie, podmioty odpowiedzialne za sprawowanie nadzoru, cele ochrony, w niektórych przypadkach ustalenia dotyczące czynnej ochrony oraz zakazy właściwe dla tego obiektu (niszczenia, uszkodzania lub przekształcania obiektów; uszkodzania i zanieczyszczenia gleby; zmiany użytkowania terenu czy umieszczania tablic reklamowych). W czwartym rozdziale artykuł 12 ustawy o ochronie przyrody znajdziemy zapis o zasadach uznawania danego tworu przyrody za pomnik, a w artykule 18 o ograniczeniach względem tej formy ochrony przyrody.

Ustawa nie określa żadnych kryteriów uznawania obiektów za pomniki przyrody. W ustępie trzecim, artykułu 40 w rozdziale drugim wskazano, iż właściwy minister może drogą rozporządzenia te wymagania określić – jednak do dziś nie wydano takiego rozporządzenia. Warto dlatego zapoznać się z zestawieniem przygotowanym przez Kasprzaka [1992] w którym znajdują się wartości obwodów i pierśnic [tab. 1] dla konkretnych gatunków. Stanowią one orientacyjne dolne granice dla drzew pomnikowych, które to wykorzystuje się podczas wykonywania dokumentacji ewidencyjnych zabytkowych założeń parkowych.

Najistotniejszą wartością niniejszej pracy jest aktualizacja pomiarów pomników z terenu Zielonej Góry w jej nowych granicach. Pozwoli to na rzetelne i ujednolicone badania porównawcze w przyszłości.

OBSZAR BADAŃ

Zielona Góra w wyniku fuzji administracyjnej z dniem 1 stycznia 2015 roku znacznie powiększyła swe granice. Zielona Góra położona jest w 26. Mezoregionie Borów Zielonogórskich, krainy III (Wielkopolsko-Pomorska) [Zielony i Kliczkowska 2010]. W chwili obecnej graniczy od północy z Lasem Nadodrzańskim (Oderwald), charakteryzującym się wysokim zróżnicowaniem gatunków lasotwórczych, a dalej bioróżnorodnością, szczególnie względem przeważających w Zielonej Górze i okolicy borów sosnowych.

Zielona Góra po przyłączeniu licznych wsi została podzielona administracyjnie na dwie dzielnice: Miasto Zielona Góra (w granicach sprzed fuzji) oraz Dzielnica Nowe Miasto (przyłączone wsie) [Greinert i Drozdek 2015]. W wyniku podziału do miasta został włączony jeden rezerwat – Zimna Woda, a lista pomników przyrody uległa znacznemu rozszerzeniu, szczególnie o drzewa zlokalizowane w okolicznych lasach. Wobec wysokiego zróżnicowania siedlisk, warunków i nasilenia antropopresji pomniki przyrody ożywionej mają często odmienne możliwości dalszego wzrostu i rozwoju. Zwrócenie uwagi na wspomniany aspekt było celem niniejszej pracy.

MATERIAŁ I METODYKA

Badania przeprowadzono w okresie od kwietnia do maja 2016 roku. Polegały one na przeprowadzeniu ogólnej inwentaryzacji przyrodniczej istniejących pomników przyrody ożywionej zlokalizowanych na terenie Zielonej Góry (w jej nowych granicach). Akty prawne ustanawiające omawiane pomniki zostały wymienione w CRFOP.

Dane do badań terenowych uzyskano z rejestru pomników przyrody w województwie lubuskim (dalej Rejestr) udostępnionego przez Regionalną Dyрекcję Ochrony Środowiska w Gorzowie Wielkopolskim na jej stronie internetowej.

Wykonując ogólną inwentaryzację drzew będących pomnikami przyrody przyjęto nazwę gatunkową za Seneta i Dolatowski [2012], dokonano pomiaru obwodu pnia na wysokości 1,30 m nad gruntem (w przypadku drzew pochyłonych pomiar dokonywany był prostopadle do osi drzewa, a w przypadku drzew wielopniowych mierzono wszystkie pnie o obwodach powyżej 15 cm) oraz określono ich dokładną lokalizację (współrzędne GPS). W czasie prac sprawdzano, czy drzewa posiadają właściwą tabliczkę urzędową lub są oznaczone w jakikolwiek inny sposób.

Podczas wykonywania przeglądu pomników przyrody ożywionej zwracano uwagę na takie aspekty jak: kondycja ogólna drzewa, sposób użytkowania gruntu czy mogące wpływać negatywnie na pomnik przyrody zagrożenia antropogeniczne i przyrodnicze.

W przypadku kondycji ogólnej autorzy wskazali w artykule drzewa zamierające oraz te, na które należy zwrócić szczególną uwagę, gdyż w niedalekiej przyszłości mogą zagrażać człowiekowi i jego własności. Za czynniki antropogeniczne uznano wszystkie formy bezpośredniego i pośredniego wpływu człowieka na środowisko. Najbardziej obciążającymi czynnikami są zanieczyszczenia powietrza dostające się do atmosfery z emisji skażeń przez przemysł, transport i gospodarkę komunalną [Szczecińska 2008] oraz niewłaściwe stosowanie środków ochrony roślin, czy wadliwa pielęgnacja [Baranowski 2009]. Kasprzak [1992] dodaje, że najczęstszymi szkodami ze strony ludzi względem drzew pomnikowych jest niszczenie lub kradzież tabliczek urzędowych, rozpalanie ognisk w pobliżu obiektów chronionych, zaśmiecanie ich otoczenia, niszczenie kory drzew, czy lokalizowanie budynków i urządzeń technicznych w strefie ochronnej. Ponieważ znaczna część pomników znajduje się w sąsiedztwie zabudowy mieszkalnej, nie wymienia się tego faktu jako zagrożenia. Czynniki związane z działalnością człowieka – zarówno dewastacyjną, jak i ochronną – są losowe i zależą od postaw reprezentowanych przez indywidualne osoby. Do grupy zagrożeń przyrodniczych zakwalifikowano uszkodzenia powodowane przez: mikroorganizmy i makroorganizmy, jak również pochodzenia abiotycznego. Najpoważniejszym zagrożeniem dla pomników przyrody mogą być organizmy zwierzęce żerujące na roślinach [Baranowski 2009], powodujące gołozery, czyli częściowe bądź całkowite pozbawienie drzewa ulistnienia. W tabeli 2, wśród obserwacji zagrożeń zwrócono uwagę także na opis stanu kondycji drzewa, tj. obecność ubytków, uszkodzeń zagrażających życiu pomnika i innych.

Ponadto porównano uzyskane pomiary obwodu pni z danymi zawartymi w rejestrze i wyliczono przyrost lub ubytek według wzoru: $X = (\text{obwód 2016} / \text{obwód rejestr}) \cdot 100\%$.

Twory pomnikowe, których dane przyrostowe oznaczono w tabeli 2 zostaną omówione w dalszej części tekstu. Przyrosty i ubytki wyliczono jedynie dla pomników, których obwody były identyfikowalne w Rejestrze.

Podczas badań terenowych wykonano również dokumentację fotograficzną inwentaryzowanych drzew – widok ogólny i szczegóły warte uwagi.

Udostępniony przez Generalną Dyрекcję Ochrony Środowiska (GDOŚ) Geoserwis (geoserwis.gdos.gov.pl) to bogata aplikacja internetowa umożliwiająca przeglądanie różnego rodzaju map. Zgodnie z życzeniem użytkownika możliwe jest wyszukanie wszystkich zarejestrowanych form ochrony przyrody, zdefiniowanych w ustawie o ochronie przyrody z 2004 roku oraz innych, w tym obszarów sieci Natura 2000. Na potrzeby niniejszej pracy, autorzy korzystali z bazy rozmieszczenia pomników przyrody w Zielonej Górze oraz przypisanych im galerii zdjęć i skojarzonych informacji z Centralnego Rejestru Form Ochrony Przyrody (CRFOP). Niniejsze informacje obejmują: nazwę, datę ustanowienia, typ pomnika, rodzaj tworu, opis pomnika, dane aktu prawnego o utworzeniu, ustanowieniu lub wyznaczeniu, położenie formy ochrony przyrody, ochronę i zarządzanie (nazwa sprawującego nadzór). W tabeli 2 wskazano braki w Geoserwisie: G – niepodana nazwa gatunkowa, L – niepełny opis lokalizacji, Z – brak zdjęć lub zamieszczone zdjęcia nie dotyczą danego pomnika przyrody.

WYNIKI

Zinwentaryzowano 53 pomniki przyrody ożywionej [tab. 2] spośród 59, znajdujących się w obrębie powiększonych granic administracyjnych Zielonej Góry. Wśród nich znalazły się pojedyncze osobniki drzew lub ich skupienia oraz jedno pnącze (bluszcz pospolity). Jeden z pomników – 38 modrzewi europejskich (pierwotnie 39) – nie został zinwentaryzowany z powodu braku oznakowania i niemożliwości ustalenia, które osobniki zostały objęte ochroną. Największy udział w badaniu miały dęby szypułkowe (*Quercus robur*) – 27 pomników, z czego pięć to skupienia drzew. Łącznie zmierzono obwody pni 57 dębów szypułkowych. Inwentaryzacji poddano również: sześć cisów pospolitych (*Taxus baccata*) (razem trzy pomniki), pięć buków zwyczajnych (*Fagus sylvatica*) (w tym jedna odmiana 'Pendula' i dwie 'Purpurea'), cztery graby pospolite (*Carpinus betulus*) (razem dwa pomniki), cztery kasztany jadalne (*Castanea sativa*) (razem trzy pomniki), trzy cyprysniki błotne (*Taxodium distichum*) (razem dwa pomniki), dwa platany klonolistne (*Platanus x hispanica*), po jednym osobniku: bluszczu pospolitego (*Hedera helix*), dębu węgierskiego (*Quercus frainetto*), jesionu wyniosłego (*Fraxinus excelsior*), lipy długoogonkowej (*Tilia tomentosa* 'Pendula', syn. *Tilia petiolaris*), lipy drobnolistnej (*Tilia cordata*), miłorzęba dwuklapowego (*Ginkgo biloba*), modrzewia europejskiego (*Larix decidua*), sosny żółtej (*Pinus ponderosa*) oraz topoli kanadyjskiej (*Populus canadensis*).

32 pomniki posiadały tabliczkę lub inną formę poświadczającą status pomnika (tablica opisowa). Dane porównawcze dotyczące obwodu pnia poszczególnych osobników w obrębie gatunków niekiedy znacznie różnią się między sobą, co świadczy o słabej aktualizacji pomiarów. Najkrócej objęte ochroną są dęby szypułkowe „Mieszko”, „Dobrawa” oraz szpaler osiemnastu dębów szypułkowych, którym nadano status ochronny w 2014 roku. Zaobserwowano, że instytucje sprawujące nadzór nad pomnikami znakują je w sposób wybiórczy. Zdarza się, że drzewa znajdujące się na terenach przynależnych do jednego zarządcy raz są oznakowane, a raz nie.

Badane drzewa reprezentują siedem gatunków rodzimych (buk zwyczajny, cis pospolity, dąb szypułkowy, grab pospolity, jesion wyniosły, lipa drobnolistna, modrzew europejski) oraz osiem gatunków obcych (cypryśnik błotny, dąb węgierski, kasztan jadalny, lipa długoogonkowa, miłorząb dwukłapowy, platan klonolistny, sosna żółta, topola kanadyjska). Spośród piętnastu gatunków drzew, pięć należy do roślin nagonasiennych. Kondycję sześciu drzew oceniono na złą. Były to kasztan jadalny, topola kanadyjska i cztery dęby szypułkowe [tab. 2; lp.: 1., 21., 43. – jeden z dębów, 48. – dwa dęby, 49. Dąb Młynarza].

Największy przyrost odnotowano dla lipy długoogonkowej (59%) [tab. 2, lp. 4.], zaś największy ubytek dla buka zwyczajnego (-20%) [tab. 2, lp. 39.]. W kilku przypadkach oszacowanie zmian wielkości obwodu nie było możliwe. Cypryśnik błotny wrastający w ścianę budynku [tab. 2, lp. 13.] uniemożliwia pomiar obwodu na wysokości 1,3 m. Dęby [tab. 2, lp. 43.] w Nowym Kisielinie dostarczyły dowodu jednej z nieścisłości podawania danych przez Geoserwis i CRFOP (wskazane trzy drzewa) a Rejestrem („Skupienie drzew – 4 szt. Dęby szypułkowe *Quercus robur*”). Ponieważ Rejestr podaje cztery dęby, a CRFOP trzy, autorzy podali wymiary najokazalszych drzew w szpalerze. Z kolei rozbieżność między Geoserwisem a zastaną sytuacją w Jarogniewicach utrudniła powiązanie wymiarów z CRFOP z dokonanymi pomiarami z uwagi na oznaczenie trzech drzew tabliczkami, z których dwa jedynie widnieją w Geoserwisie [tab. 2, lp. 46 i 47]. Trzeci dąb wskazany w systemie nie posiadał oznakowania, mimo to został poddany mierzeniu. Niemożliwym okazało się także zestawienie uzyskanych obwodów siedmiu dębów rosnących w szpalerze w Kiełpinie [tab. 2, lp. 48]. CRFOP podaje jedynie uporządkowane wartości obwodów: „470; 420; 410; 405; 380; 375; 360”, a próba skojarzenia podobnie uporządkowanych pomiarów z 2016 roku budzi wątpliwości (dane autorów: 489; 464; 442; 421; 398; 375; 374). Podobnie cisy (tab. 2, lp. 10.) – Rejestr podaje wymiary obwodów: „155; 91; 126; 109; 39; 64; 89; 121; 128”. Niniejszy zapis uniemożliwia odniesienie się do konkretnych drzew, posiadających kilka pni.

W związku z prowadzoną inwentaryzacją dostrzeżono uchybienia w Geoserwisie, a zatem i w CRFOP, narzędziu służącemu upowszechnianiu informacji o środowisku, a szczególnie o formach ochrony przyrody w Polsce. Poza wska-

zanymi wcześniej, najbardziej rażąco wydało się autorom załączenie dokumentacji fotograficznej do buka [tab. 2, lp. 39; nr CRFOP: PL.ZIPOP.1393.PP.0809102.1140] przedstawiającej platana klonolistnego. Dodatkowo zaobserwowano, że buk zwyczajny [tab. 2, lp. 27.] nie jest oznaczony (ani w Rejestrze, ani w Geoserwisie) jako odmiana 'Purpurea', mimo że posiada czerwone liście. W odniesieniu do wspomnianej już nieścisłości w dawnej wsi Jarogniewice: według CRFOP i Geoserwisu trzy dęby szypułkowe powinny znajdować się w szpalerze, zgodnie z mapą w Geoserwisie. Niemniej, na skrzyżowaniu głównej drogi i prowadzącej do wspomnianych drzew znajduje się okazały dąb szypułkowy, posiadający oznakowanie jako pomnik przyrody. Z kolei jeden z trzech wymienionych w CRFOP i Geoserwisie dębów [tab. 2, lp. 47., dąb trzeci; nr CRFOP: PL.ZIPOP.1393.PP.0809102.1137] tabliczki nie posiada, w przeciwieństwie do dwóch pozostałych. Kolejne uchybienie dotyczy ustanowionych w 2014 roku pomników; Geoserwis ujmuje jedynie szpaler 18 dębów, pomija zaś rosnące obok dęby „Mieszko” i „Dobrawa”. Wykryto również nieścisłość w zakresie oznaczania drzew uznanych za skupienia, np.:

- 1) grab pospolity,
nr CRFOP: PL.ZIPOP.1393.PP.0862011.1104
Geoserwis: jeden symbol na mapie.
„Typ pomnika: **Pojedynczy**.
Opis pomnika: **Skupienie** drzew - 3 obiekty zrosnięte, o wspólnej bryle korzeniowej”
- 2) trzy dęby szypułkowe „Trojaczki”,
nr CRFOP: PL.ZIPOP.1393.PP.0809102.1145
Geoserwis: trzy symbole na mapie.
„Typ pomnika: **Skupisko**
Opis pomnika: **Skupienie** 3 drzew, wiek 150 lat”
- 3) aleja osiemnastu dębów szypułkowych
nr CRFOP: PL.ZIPOP.1393.PP.0862011.1363
Geoserwis: jeden symbol na mapie.
„Typ pomnika: **Skupisko**
18 szt. dębów szypułkowych - *Quercus robur*, rośnie w rzędzie wzdłuż ciągu pieszego na terenie działki nr 50/14 przy ul. Stanisława Wyspiańskiego w Zielonej Górze. Drzewa te posiadają następujące parametry”.

Co ciekawe, posiłkując się oznaczeniami pomników przyrody na mapie dostępnej na stronie Nadleśnictwa Przytok, dokonano oględzin okazałego dębu szypułkowego, który okazał się nie być wyróżnionym w CRFOP i Geoserwisie. Wszystko wskazuje, że lokalizacja została pomyłona, zaś Geoserwis wskazuje ją prawidłowo (nr CRFOP: PL.ZIPOP.1393.PP.0809102.1130). Nie sposób nie skomentować przy tym informacji dotyczących lokalizacji tworów pomnikowych w CRFOP. O ile dane rozmieszczenia pomników na mapach Geoserwisu nie budzą zastrzeżeń, wręcz idealnie oddają ich położenie, to opisom niekiedy

daleko do doskonałości. Szczególnie, gdy dotyczy to drzew zlokalizowanych w lesie. Wyraźnie brakuje danych o oddziale leśnym. Ponieważ Geoserwis niekoniecznie jest przyjazny środowisku systemów mobilnych, osobom potrafiącym korzystać z informacji o wydzieleniach leśnych, niniejsza informacja byłaby pomocna przy szukaniu pomników.

Tab. 2. Rejestr zielonogórskich pomników przyrody ożywionej z aktualnymi pomiarami obwodu pnia na wysokości 1,3 m oraz wskazanymi zagrożeniami. G - drzewa, których nazwa gatunkowa została wymieniona w CRFOP jedynie w dokumencie ustanawiającym pomnik lub podano jedynie nazwę rodzajową. ^ - drzewa, których pomiar obwodu pnia nie był możliwy na wysokości 1,3 m z uwagi na występujący na tej wysokości zrost*

Tab. 2. The register of living monuments of Zielona Góra with current trunk measurements at the breast height (1.3 m) with indicated threats. G - tree which species name in CRFOP is mentioned only in an adequate regulation or is described using the genus name. ^ - tree which could not be measured at 1.3 m due to the inosculation at 1.3 m*

Lp.	Lokalizacja (Nr działki) i nr rej. CRFOP	Gatunek	Obwód (rejestr) [cm]	Obwód (2016) [cm]	Przyrost/ Ubytek [%]	Oznakowanie tabliczkami*	Współrzędne GPS	Zagrożenia		Braki w Geoserwisie GDOŚ
								antropogeniczne	przyrodnicze	
MIASTO ZIELONA GÓRA										
1.	ul. Kraljevska (397/5) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1120	Kasztan jadalny	329	360	9%	TAK	N 52°28'34" E 15°56'12"	Spyływ soli technicznej zimą i wiosną	Próchnica, ubytek powierzchniowy, żerksylofagów, listwy mrozowe	G
2.	ul. Festiwalowa (100/1) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1119	Buk zwyczajny 'Pendula'	455+191	431+226	-5% i 18% (!)	NIE	N 51°55'36" E 15°29'39"	Spyływ soli technicznej zimą i wiosną	Ubytek komi- nowy, żerksylofagów, owocniki grzybów	G

3.	ul. Festiwalowa (100/1) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1118	Buk zwyczajny 'Purpurea'	384	415	8%	NIE	N 51°55'36" E 15°29'38"	Spływ soli technicz nej zimą i wiosną	Ubytek komino wy, żer ksylofag ów, owocniki grzybów , część konarów martwa	G
4.	pomiędzy ul. Festiwalowa, Kilińskiego i Wyszyńskiego (100/1) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1111	Lipa długooگونkowa	307	392+97	59% (!)	NIE	N 52°20'07" E 15°17'33"	Spływ soli technicz nej zimą i wiosną	Oznaki próchnie nia	G*
5.	ul. Emilii Plater (325) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1094	Dąb szypułkowy	346	374	8%	NIE	N 52°55'40" E 15°30'13"	-	Porasta bluszcze m	G
6.	ul. Unii Europejskiej (979) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1110	Kasztan jadalny	229	260	14%	NIE	N 52°20'01" E 15°17'23"	-	Listwy mrozowe	G
7.	ul. Jędrzychowska (138) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1096	Dąb szypułkowy	409	442	8%	TAK	N 51°54'42" E 15°30'33"	-	Susz konarow y	G
8.	ul. Piwna (210) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1121	Lipa drobnolistna	403	453	12%	NIE	N 51°55'44" E 15°30'31"	Sąsiedzt wo garaży – możliwe skażanie gleby przy wymiani e płynów samoch odowych	Oznaki próchnie nia	G

9.	ul. Aliny (247/1) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1125	Skupisko – 2 szt.: Kasztan jadalny	139	207	49%	NIE	N 51°55'44" E 15°30'57"	-	Porasta bluszczem	G
			211	265	26%	NIE		-	Ubytek powierzchniowy	
10.	ul. Sienkiewicza (213) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1097	Skupisko – 4 szt. Cis pospolity	Dane wg Rejestru: 155; 91; 126; 109; 39; 64; 89; 121; 128			(!)	N 51°55'58" E 15°30'49"	Intensywny ruch kołowy (pyły, spaliny)	Ubytek kominiowy	G*
			140+88+ 97+	154+113+6 2	155	NIE	NIE	-	Ubytek kominiowy	
			179+104			NIE		Na pniu rozwija się bluszcz		
11.	Park Sowińskiego (54/11) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1104	Skupisko – 3 szt. (zrośnięte): Grab pospolity	189	215	14%	TAK	N 51°56'3" E 15°30'26"	Spływ soli technicznej zimą i wiosną	Oznaki próchnienia	G
			145	155	7%	TAK				
			233	250	7%	TAK				

12.	ul. Moniuszki (21/7) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1128	Międzyrzecz dwukłapowy	240	270	13%	TAK	N 51°56'14" E 15°30'4"	Bezpośrednie sąsiedztwo serwisu samochodowego (skażenie chemiczne), spływ soli technicznej zimą i wiosną	-	G
13.	ul. Moniuszki (21/2) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1106	Cypriński błotny	275	Pomiar niepełny: 265 tekst	(!)	TAK	N 51°56'14" E 15°30'5"	Wrasta w budynek, spływ soli technicznej zimą i wiosną	Ubytek kominiarski	G
14.	ul. Kopernika (336) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1105	Cis pospolity	109+101	132+103	21% i 2%	TAK	N 51°56'17" E 15°30'26"	-	Znaczny ubytek kominiarski	G*
15.	ul. Kupiecka (338/25) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1122	Bluszcz pospolity	30, 42, 30	35, 53, 37	17%, 26% i 23%	TAK	N 51°56'20" E 15°30'30"	Ograniczony dostęp do wody (chodnik)	Chlorozy liści nieokreślonego pochodzenia	G
16.	Aleja Niepodległości (193) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1103	Jesion wyniosły	283	302	7%	TAK	N 51°56'31" E 15°30'33"	Spływ soli technicznej zimą i wiosną	Ubytki powierzchniowe	G

17.	Plac Bohaterów (145) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011.1095	Dąb węgierski DĄB LUBUSZAN	435	513	18%	TAK	N 51°56'34" E 15°30'34"	Spływ soli technicznej zimą i wiosną, ograniczanie rozwoju systemu korzeniowego	Niewielkie ubytki powierzchniowe	G
18.	Aleja Niepodległości (152/21) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011.1093	Dąb szypułkowy	348	377	8%	TAK	N 51°56'34" E 15°30'37"	-	Pochyły	G
19.	Aleja Niepodległości (152/18) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011.1112	Grab pospolity	225+192+199	283^+217^+218	26%, 13% i 10%	TAK	N 51°56'35" E 15°30'37"	-	-	G
20.	Skwer im. Makusynów (265/3) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011.1098	Dąb szypułkowy	392	433	10%	TAK	N 51°56'38" E 15°30'46"	-	-	G
21.	ul. Kazimierza Wielkiego (148/9) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011.1116	Topola kanadyjska	723	763	6%	TAK	N 51°56'37" E 15°30'39"	Spływ soli technicznej zimą i wiosną	Owocniki i grzyby, żerksylofagów, próchno, ubytek kominowy	G
22.	ul. Kazimierza Wielkiego (268/3) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011.1115	Platan klonolistny	375	417	11%	NIE	N 51°56'40" E 15°30'46"	-	-	G

23.	Plac Kolejarza (270) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1113	Cis pospolity	119+102	129+106	8% i 4%	TAK	N 51°56'48" E 15°30'53"	Sąsiedztwo dworca PKP – natężony ruch kołowy i podróż- nych, liczne śmieci i odpady w obrębie płotki grodzą- cej	-	G
24.	ul. Chrobrego (277/2) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1117	Platan klonolistny	331	383	16%	NIE	N 51°56'40" E 15°30'52"	Ogranic- zony dostęp do wody (chodnik)	-	G
25.	ul. Mieszka I (32/1) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1123	Skupisko – 2 szt.: Cypryśnik błotny	206	240	17%	NIE	N 51°56'31" E 15°30'51"	-	-	G
			191	220	15%	NIE		-	-	
26.	ul. Wyszyńskiego 14 (35) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1124	Sosna żółta	168	230	37%	TAK	N 51°55'46" E 15°29'29"	Spływ soli technicz- nej zimą i wiosną	Żer- ksylofag- ów	G
27.	Zielona Góra – Raculka, las komunalny (760) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1102	Buk zwyczajny 'Purpurea'	265	292	10%	NIE	N 51°56'8" E 15°32'44"	-	-	G

28.	ul. Szosa Kisielińska (208/2) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1100	Dąb szypułkowy	327	364	11%	TAK	N 51°56'18" E 15°32'49"	Intensy wny ruch kołowy (pyły, spaliny)	Ubytek komino wy	G*
29.	ul. Wyspiańskiego (50/14) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1363	Dąb szypułkowy	267	285	7%	NIE	Szpaler drzew pomiędzy współrzędnymi: N 51°56'47" E 15°31'56"	-	Na niektó rych pniach rozwi ja się bluszcz	Z
			276	292	6%					
			335	351	5%					
			245	255	4%					
			305	322	6%					
			235	253	8%					
			310	326	5%					
			295	320	8%					
			327	364	11%					

[illegible]

			330	350	6%				
30.	ul. Wyspiańskiego (47/2) Brak w CRFOP	Dąb szypułkowy DOBRAWA	380	404	6%	NIE	N 51°56'48" E 15°31'56"	-	-
31.	ul. Wyspiańskiego (50/1) Brak w CRFOP	Dąb szypułkowy MIESZKO	385	402	4%	NIE	N 51°56'47" E 15°31'56"	-	-
DZIELNICA NOWE MIASTO									
32.	ul. Odrzańska 17 – Łężyca (163) PL.ZIPOP.139 3.PP.0809102. 1135	Dąb szypułkowy	455	478	5%	NIE	N 51°59'31" E 15°28'41"	-	-
33.	Łężyca – oddział leśny 360d (360/2) PL.ZIPOP.139 3.PP.0809102. 1145	Skupisko – 3 szt.: Dąb szypułkowy TROJACZKI	320	343	7%	TAK	N 52°0'49" E 15°28'50"	-	Susz konarow y
			300	328	9%	TAK			
			300	308	3%	TAK			
34.	Łężyca – oddział leśny 354a (354/1) PL.ZIPOP.139 3.PP.0809102. 1141	Dąb szypułkowy	390	465	19%	TAK	N 52°0'42" E 15°29'37"	-	Susz konarow y

brak w
Geoser
wisie

G

G*, L

G, L

35.	Łężyca – oddział leśny 357a (357/1) PL.ZIPOP.139 3.PP.0809102. 1144	Modrzew europejski	220	290	32%	TAK	N 52°0'41" E 15°29'42"	-	Oznaki próchnie nia	G*, L
36.	Krępa – oddział leśny 369j (369/3) PL.ZIPOP.139 3.PP.0809102. 1147	Buk zwyczajny EDWARD	395	410	4%	NIE	N 51°59'50" E 15°31'53"	-	-	G*
37.	Krępa – oddział leśny 358a (351/8) PL.ZIPOP.139 3.PP.0809102. 1138	Dąb szypułkowy	440	460	5%	TAK	N 52°0'29" E 15°30'57"	-	Żer ksylofag ów, próchno, ubytki powierzc hniowe, suszu konarow y	G, L
38.	Krępa – oddział leśny 353g (353/1) PL.ZIPOP.139 3.PP.0809102. 1139	Dąb szypułkowy	400	408	2%	TAK	N 52°0'30" E 15°30'44"	-	Suszu konarow y	G, L
39.	Krępa – oddział leśny 351f (351/2) PL.ZIPOP.139 3.PP.0809102. 1140	Buk zwyczajny	550	440	-20% (!)	TAK	N 52°0'19" E 15°31'23"	-	Próchno, żer ksylofag ów	G*, L, Z
40.	ul. Truskawkowa – Chynów (458/4) PL.ZIPOP.139 3.PP.0862011. 1114	Dąb szypułkowy	427	479	12%	NIE	N 51°58'0" E 15°31'58"	Spływ soli technicz nej zimą i wiosną	-	G

41.	Nowy Kisielin – oddział leśny 79n (79/6) PL.ZIPOP.139 3.PP.0809102. 1130	Dąb szypułkowy	480	460	-4% (!)	TAK	N 51°55'29" E 15°36'36"	-	Susz konarow y	L
42.	ul. Syrkiewicza 6 – Nowy Kisielin (15/5) PL.ZIPOP.139 3.PP.0809102. 1134	Dąb szypułkowy	445	505	13%	TAK	N 51°55'48" E 15°36'43"	-	Porasta bluszcze m, listwa mrozowa , ubytki powierzc hniowe, martwy konar	G
43.	naprzeciwko ul. Syrkiewicza 6 – Nowy Kisielin (10/18) PL.ZIPOP.139 3.PP.0809102. 1133 oraz czwarty dąb, niewymienio ny w CRFOP	Skupisko – 4 szt.: Dąb szypułkowy	Dane wg rejestru: 650; 410; 550; 435		(!)	NIE	N 51°55'46" E 15°36'32"	-	Drzewo zamiera, jeden konar martwy, owocniki grzyba, próchno, bluszcz, śląd żeru ksylofag ów, ubytki powierzc hniowe	G, L; w Rejestr ze tylko trzy oznacz one
			577	453		NIE	N 51°55'46" E 15°36'35"	-	Susz konarow y, bluszcz, ubytki powierzc hniowe, żer ksylofag ów	
				616		NIE	N 51°55'46" E 15°36'32"	-	Susz konarow y, bluszcz, ubytki powierzc hniowe, żer ksylofag ów	

48.											
Kielpin (224/5) PL.ZIPOP.139 3.PP.0809102. 1136											
Skupisko – 7 szt.: Dąb szypułkowy											
Dane wg Rejestru: 470; 420; 410; 405; 380; 375; 360											
489	421	442	398	464							
(1)											
TAK	TAK	TAK	TAK	TAK	TAK	TAK	TAK	TAK	TAK	TAK	TAK
N 51°52'7" E 15°30'18"	N 51°52'7" E 15°30'19"	N 51°52'8" E 15°29'50"	N 51°52'9" E 15°30'18"	N 51°52'10" E 15°30'18"	N	N 51°52'10" E 15°30'18"	N 51°52'9" E 15°30'18"	N 51°52'10" E 15°30'18"	N	N 51°52'10" E 15°30'18"	N 51°52'10" E 15°30'18"
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Susz konarowy	słabo rozwinięta korona, susz konarowy,	słabo rozwinięta korona, susz konarowy, żer ksylofagów, drzewo zamiera	Listwy mrozowe, ubytki powierzchniowe, słabo rozwinięta korona, susz konarowy, żer ksylofagów,	Drobne ubytki powierzchniowe, susz konarowy, żer ksylofagów	Pochyły susz konarowy						
G											

Wśród zdiagnozowanych zagrożeń antropogenicznych najczęściej wskazano: spływ soli technicznej zimą i wiosną (12 razy). Dotyczy to szczególnie pomników zlokalizowanych w centrum miasta, na osiedlach i przy ruchliwych drogach komunikacyjnych. W dwóch przypadkach zwrócono uwagę na możliwość skażenia gleby środkami chemicznymi. Lipa drobnolistna [tab. 2, lp. 8.] rośnie przy garażach o niewielkim natężeniu ruchu pieszego i kołowego (ślepa uliczka), co obniża możliwość kontroli nad użytkującymi garaże. Z kolei miłorząb dwukłapowy [tab. 2, lp. 12.] zlokalizowany jest w sąsiedztwie serwisu samochodowego, co stwarza ryzyko skażenia chemicznego gleby, a dalej korzeni. Niniejsze obserwacje to jedynie zwrócenie uwagi na potencjalne zagrożenie. Z kolei bluszcz pospolity, dąb węgierski Dąb Lubuszan i platan klonolistny [tab. 2, lp.: 15., 17., 22.] posiadają ograniczone miejsce dla rozwoju systemu korzeniowego na skutek wielkoobszarowego wyłożenia otoczenia kostką brukową lub płytami chodnikowymi. Wśród nielicznie występujących zagrożeń przyrodniczych należy wymienić ślady żerowania ksylofagów, dekompozycyjną działalność grzybów owocnikowych oraz porastanie pni bluszczem. Współcześnie bluszcz nie stanowi problemu, niemniej w przyszłości może konkurować z drzewem o światło, a po osiągnięciu dużej masy może prowadzić do przeciążenia i wywrotu. Susz konarowy, jako opis stanu, jest świadectwem zmniejszania się powierzchni aparatu asymilacyjnego (utrata liści), a zamierające konary mogą stać się miejscem rozwoju mikroorganizmów, również tych chorobotwórczych.

DYSKUSJA

Opinia na temat nadawania statusu pomnika przyrody obcym gatunkom roślin jest podzielona. Niemniej, autorzy uważają, że współcześnie, tj. czasach obniżonej wrażliwości przyrodniczej, licznych aktów usuwania drzew pod tereny inwestycyjne oraz nieograniczonego transportu dóbr i osób, zdecydowanie powinno obejmować się ochroną wszelkie twory przyrodnicze o szczególnych walorach i znacznych rozmiarach, bez względu na pochodzenie. Mimo to, spośród zinwentaryzowanych pomników, zaskoczenie budzą dwa kasztany jadalne [tab. 2, lp. 9.; nr CRFOP: PL.ZIPOP.1393.PP.0862011.1125]. Rejestr podaje wymiary obwodów: 139 cm i 211 cm (ustanowione aktami prawnymi z 1980 i 2006 roku). Niniejsze badania wykazały następujące obwody: 207 cm i 265 cm, co daje odpowiednio przyrosty: 49% i 26%. Oba drzewa rosną tuż obok siebie, co tym bardziej rodzi pytanie o tak znaczną różnicę przyrostu. Czy w CRFOP widnieje zaniżony pomiar? Należy przy tym pamiętać, że rejestr uwzględnia jedynie datę wpisania drzewa na listę pomników przyrody, a nie datę wykonania pomiaru. Kolejne pytanie dotyczy uzasadnienia ustanowienia pomnikiem przyrody osobnika kasztana jadalnego o tak znikomym obwodzie jak 139 cm. Poza wymienionymi

wyżej i zinwentaryzowanym kasztanem przy ul. Krajlewskiej i ul. Unii Europejskiej, w województwie lubuskim znajduje się jeszcze jeden pomnikowy kasztan jadalny, którego obwód według Rejestru wynosi 325 cm. Autorom nie udało się znaleźć w literaturze sugerowanego obwodu dla ustanowienia kasztana jadalnego pomnikiem przyrody. Warto zaznaczyć, iż w sąsiedztwie kasztana przy ulicy Unii Europejskiej dokonano pomiaru obwodu czteropniowego kasztana. Ponieważ pnie odchodzą od siebie poniżej 1,3 m, odnotowano cztery obwody: 141, 157, 119, 157 cm. Ponadto, szpaler pomnikowych dębów w Kiełpinie, na który obecnie składa się siedem osobników, okazał się ciekawym obiektem inwentaryzacyjnym, gdyż formą ochrony nie zostały objęte wyłącznie najgrubsze drzewa. Autorzy sugerują ustanowienie całego szpalera pomnikiem przyrody, ponieważ zasługuje na to ze względów krajobrazowych oraz osiągniętych wymiarów, jak również świadczonych usług dla lokalnej bioróżnorodności (dziuple, ksylofagi, ksylobionty, zielony korytarz).

Interesujące wydało się niekonsekwentne umieszczanie tabliczek z informacjami dodatkowymi. Na przykład część drzew rosnących w Parku Piastowskim (m. in. nieobjęte tutaj ochroną żywotniki olbrzymie) ma tabliczki z nazwą gatunkową, a egzemplarze rzadkie i wpisane do rejestru – zwłaszcza lipa długoogonkowa – już nie. Pozytywnym w odbiorze było odnotowanie oznakowania drzew w miejscach trudniej dostępnych. Mowa między innymi o drodze leśnej Wysockie-Krępa, gdzie bez urzędowych tabliczek trudno byłoby ustalić, które drzewo zostało wpisane do Rejestru – zwłaszcza w przypadku buka [tab. 2, lp. 39.]. Negatywnym faktem jest brak oznakowania skupisk pomników przyrody: 38 modrzewi oraz 18 dębów szypułkowych. Autorzy rozumieją, że czasem oznakowanie cennego obiektu ma negatywne aspekty, tak jak to było w przypadku podpalonych przez wandalów dębów: Chrobry (Piotrowice, na granicy województw: dolnośląskiego i lubuskiego, ostatnie groźne podpalenie: 18.11.2014) i Napoleon (Zabór k. Zielonej Góry, spłonął w 2010 roku), jednak zdarzenia takie będą miały miejsce niezależnie od tego, czy dany obiekt jest opisany, czy nie. Oznakowanie drzew pozwoli turystom zainteresowanym przyrodą, a niekoniecznie biegłym w rozpoznawaniu gatunków, poprawnie zlokalizować egzemplarze pomnikowe. Ma to fundamentalne znaczenie we wzbudzaniu postaw proprzyrodniczych, w tym wrażliwości i tzw. świadomości ekologicznej. Wskazana wcześniej rozbieżność między witryną Nadleśnictwa Przytok a Geoserwisem działa na korzyść ekoturystyki z tego względu, że poznawanie lokalnych zasobów przyrodniczych zostaje poszerzone. Zarówno ta informacja, jak i obserwacje drzew potencjalnie pomnikowych, dokonane przy realizacji niniejszej pracy pokazują, jak wielki potencjał przyrodniczy posiada Zielona Góra w swoich nowych granicach.

Autorzy uważają, że dane o ożywionych pomnikach przyrody należy we wszystkich wykazach i rejestrach aktualizować oraz weryfikować, a dane te udostępniać publicznie. Niedopuszczalne jest, aby obwód w wykazie różnił się od

bieżącego pomiaru aż o 182 cm [tab. 2, lp. 4.] (podano największą wykrytą różnicę). W kilku przypadkach odnotowano ubytki w obwodach, najprawdopodobniej z uwagi na wyłamane pnie i uszkodzenia powierzchniowe. Buk zwyczajny 'Pendula' [tab. 2, lp. 2] odnotował ubytek w jednym z pomiarów o 5%, zaś buk zwyczajny rosnący w okolicy Krępy [tab. 2, lp. 9.] o 20% oraz dąb w Nowym Kisielinie [tab. 2, lp. 41] o 4%. Podobnie zastanawiający jest przyrost obwodu o 59% lipy długoogonkowej [tab. 2, lp. 4.]. Drzewo to ma podany obwód w Rejestrze wynoszący 307 cm, zaś pomiar dokonany przez autorów wskazał 392 cm; 97 cm. Zatem pomiaru wykonano na dwóch pniach. Bardzo interesująca jest różnica pomiędzy dwoma pniami ciisa pospolitego [tab. 2, lp. 14.]: 109 cm i 101 cm (Rejestr) wobec 132 cm i 103 cm, dająca odpowiednio 21% i 2% przyrostu. Czy świadczy to o silnej alokacji zasobów w rozwój jednego z pni? Finalnie, zastanawiające jest porównanie obwodu modrzewia [tab. 2, lp. 35] na podstawie Rejestru (220 cm) z wynikiem autorów (290 cm). Wyliczony przyrost wyniósł w tym przypadku 35%, a status pomnika ustanowiono w 2009 roku. Wynika stąd, że modrzew przyszedł w obwodzie o 70 cm na przestrzeni siedmiu lat.

PODSUMOWANIE

Po zewidencjonowaniu ożywionych pomników przyrody rosnących na terenie Miasta Zielona Góra i Dzielnicy Nowe Miasto wyniki inwentaryzacji zostały szczegółowo przeanalizowane.

Ustalono, że Rejestr pomników przyrody zlokalizowanych na tym obszarze, jak i dane zawarte w Geoserwisie udostępnionym przez GDOŚ są nieaktualne – w szczególności wartości obwodów drzew, a zapisy są niejednolite i niektóre wymagają poprawienia. Warto uzupełnić dane o nazwę gatunkową (co więcej obowiązek taki nakłada Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 września 2012 r. w sprawie centralnego rejestru form ochrony przyrody, dotyczy to również podania obwodu i pierśnicy). Bowiem przeciętny użytkownik Geoserwisu lub CRFOP nie zawsze poradzi sobie z identyfikacją gatunkową drzewa na podstawie galerii zdjęć. Ta zaś może okazać się również zawodna, co przedstawia przykład buka w lesie Krępy, opatrzonego fotografiami platana klonolistnego. Podobnie niską wartość dokumentacyjną przedstawiają zdjęcia wybranych drzew w stanie bezlistnym, o ile kadr nie skupia się na danym pomniku (tab. 2, lp. 27). Autorzy sugerują uzupełnienie galerii oraz usunięcie duplikatów zdjęć, jak również uszczegółowienie opisów jak ma to miejsce w przypadku dęba szypułkowego Janusz. Pomnik ten został ustanowiony w 2015 roku, znajduje się na terenie gminy Zabór w pobliżu Zielonej Góry i jedyne, czego mu brakuje, to dokumentacji fotograficznej. Niemniej, użytkownik CRFOP odnajdzie wszelkie informacje dotyczące niniejszego dębu.

Sugeruje się zmianę zapisu wartości obwodu dla drzew wielopniowych – zwłaszcza tych rosnących w skupiskach. Proponuje się zapis z użyciem „+” dla obwodu pni jednego pomnika wielopniowego.

Stwierdzono, że na większości drzew należy również umieścić obowiązujące na podstawie przepisów prawnych oznakowanie pomników przyrody. Warto zastanowić się nad wprowadzeniem dodatkowych tablic informacyjnych, wzorem zastanej w Ochli na terenie należącym do Muzeum Etnograficznego. Autorzy sądzą, że szczególnie istotne i ciekawe byłoby wyjaśnienie nazw pomników, których źródło jest zazwyczaj nieosiągalne (np. buk Edward, dąb Heliodor).

Autorzy niniejszej pracy określają ogólną kondycję badanych pomników przyrody ożywionej na dobry lub bardzo dobry. Jedynie sześć drzew zasługuje na szczególną uwagę, gdyż ich stan zdrowotny opisano jako zły i należy je bezwzględnie monitorować (drzewa zamierające). Wzorując się na losie spalonego dębu Napoleon, należy krytycznie obserwować drzewa, we wnętrzu których powstały lub rozwijają się ubytki kominowe, sprzyjające podpaleniom i spontanicznym pożarom. Sugeruje się również, niezależnie od kondycji poszczególnych pomników, okresowe przeglądy ich stanu, które mogą dodatkowo sprzyjać aktualizacji danych pomiarowych.

Wśród największych potencjalnych zagrożeń należy wskazać stosowanie soli technicznej podczas śnieżnych zim, które następnie w postaci roztworu spływają do kanalizy lub wsiąkają w glebę. Silne zasolenie może prowadzić do upośledzenia prawidłowych funkcji życiowych roślin, w tym pomników, a skrajnie do ich śmierci [Szulc 2013]. Dwa pomniki zlokalizowane są odpowiednio przy garażach i serwisie samochodowym, co potencjalnie stwarza ryzyko skażenia gleby płynami samochodowymi. Choć zawsze istnieje ryzyko uszkodzenia pomnika przez człowieka, należy podkreślić, że drzewa pomnikowe zlokalizowane w dzielnicy Nowe Miasto, a zatem niedawnych wsiach, nie noszą świeżych śladów aktów wandalizmu. Dostrzegalne są przede wszystkim blizny po dawnych cięciach pielęgnacyjnych.

Kasprzak [1992] podaje, że duża liczba pomników oraz ich znaczne rozproszenie negatywnie wpływa na nadzór odpowiednich służb ochrony przyrody, gdyż jest on znacznie utrudniony. W tej sytuacji podmiot odpowiedzialny za dany pomnik przyrody powinien nawiązać współpracę z lokalnymi jednostkami służb ochrony przyrody oraz z miejscową ludnością, samorządami, przedsiębiorstwami, szkołami, czy organizacjami społecznymi. Stąd też autorzy zalecają w regularny monitoring stanu zdrowotnego wszystkich pomników zlokalizowanych na terenie Zielonej Góry. Gdy wymaga tego bezpieczeństwo ludzi, należy rozważyć zakres, a następnie przeprowadzić odpowiednie zabiegi pielęgnacyjne (usunięcie posuszu konarowego, podparcie pochylonych pni itd.). Drzewa pomnikowe zlokalizowane z dala od siedzib ludzkich, powinny być monitorowane

głównie pod kątem świadczonych usług przyrodniczych. Szczególnie w odniesieniu do występowania rzadkich gatunków zwierząt, objętych statusem ochronnym na terenie Polski, np. ksylobiontów.

Należy pamiętać, że stare drzewa, a zwłaszcza te pomnikowe pozytywnie wpływają na odbiór danego miejsca przez mieszkańców i turystów, dlatego należy dbać o ich oznakowanie. Autorzy są przekonani, że oznakowanie 38 pomnikowych modrzewi czy 18 dębów szypułkowych zwiększyłoby atrakcyjność Miasta Zielona Góra.

LITERATURA

1. BARANOWSKI T., 2009. Ochrona drzew w mieście [w:] Zieleń miast i wsi – techniki i technologie dla terenów zieleni (red. Drozdek M., Wojewoda I., Purcel A.). Wyd. Państwowej Wyższej Szkoły Zawodowej w Sulechowie, Sulechów, 26-29.
2. GREINERT A., DROZDEK M. (red.), 2015. "Zielona" Zielona Góra – Strategia rozwoju terenów zieleni w mieście Zielona Góra. Wyd. IIS WBAIS UZ, Zielona Góra.
3. KASPRZAK K., 2011. Drzewa – pomniki przyrody i pamiątki kultury [w:] Turystyka Kulturowa nr 4. Wyd. KulTour.pl - Organizator Turystyki Kulturowej i Edukacyjnej, Poznań, 17-38.
4. KASPRZAK K., 1992. Pomniki przyrody: Wytyczne w sprawie postępowania z pomnikami przyrody oraz obiektami przyrody nieożywionej i ożywionej zasługującymi na ochronę. Wyd. Wojewódzki Konserwator Przyrody w Poznaniu, Poznań.
5. PIETRZAK J., ZAWADKA J., 2009. Wykorzystywanie turystyczne drzew pomnikowych na terenie Lasów Państwowych [w:] Studia i Materiały Centrum edukacji Przyrodniczo-Leśnej – Turystyka w lasach i na obszarach przyrodniczo cennych Nr 4 (23) (red. Ożga W., Skłodowski J.). Wyd. Wydział Leśny SGGW w Warszawie, Rogów, 158-164.
6. ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska (poz. 1080) z dnia 11 września 2012 r. w sprawie centralnego rejestru form ochrony przyrody.
7. SENETA W., DOLATOWSKI J., 2012. Dendrologia. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
8. SZCZECIŃSKA A., 2008. Zagrożenia antropogeniczne zadrzewień przyulicznych w Nowej Soli [w:] Zieleń miast i wsi – Od promenady do autostrady: Komunikacja z naturą (red. Drozdek M., Greinert A., Majcherek E., Wojewoda I.). Wyd. Państwowej Wyższej Szkoły Zawodowej w Sulechowie, Sulechów, 83-95.
9. SZULC A., 2013. Zielone miasto. Zieleń przy ulicach. Wyd. Agencja Promocji Zieleni Sp. z o.o., Warszawa, 26-28.

10. USTAWA z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Dz. U. 2004. Nr 92 poz. 880.
11. ZIELONY R., KLICZKOWSKA A., 2012. Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010. Wyd. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.

THREAT ASSESMENT AND AN UPDATE OF THE LIVING NATURAL MONUMENTS REGISTER OF ZIELONA GORA (POLAND) WITHIN NEW BOUNDARIES

S u m m a r y

The article presents current measurements of girth and assesment of natural and anthropogenic threats towards 53 natural monuments in Zielona Gora.. The authors indicated few natural threats. The impact of roadsalt on several monuments during winter and spring was considered the most serious anthropogenic threat. To sum up, the condition of studied natural monuments is good or excellent. Old trees, including monuments, have a positive influence on the perception of the place where they grow. Therefore, the article allows the data to be updated and makes further comparative studies possible.

Key words: natural monument, measurement, protection of nature, Zielona Góra, threats, register, damaged

**URSZULA KOŁODZIEJCZYK, LESZEK KUROCZYCKI,
MARTA ŻEBROWSKA***

**WEZBRANIA NA BOBRZE W ŻAGANIU
W ŚWIELE OBSERWACJI HISTORYCZNYCH**

Streszczenie

W artykule przedstawiono informacje o największych wiosenno-letnich wezbraniach na Bobrze w Żaganiu w XIX, XX i XXI wieku. Na podstawie analizy danych hydrologicznych stwierdzono, że wezbrania powodziowe w dorzeczu Bobru pojawiają się średnio co 3-5 lat i są one charakterystyczną cechą klimatu Polski. O wielkości i rozmiarach wezbrań decyduje przede wszystkim natężenie deszczu oraz jego rozkład przestrzenny.

Słowa kluczowe: wezbrania powodziowe, Bóbr, Żagań

WPROWADZENIE

Wezbrania są naturalnym zjawiskiem historycznym występującym od momentu powstania rzek i mają istotne znaczenie dla ludności zamieszkującej tereny nadrzeczne. Dopiero osadnictwo w pobliżu koryt rzecznych spowodowało, że terminologicznie zjawisko to ewaluowało do miana powodzi.

Doliny wielkich rzek stanowią zaledwie kilka procent powierzchni kontynentów, a jednak zamieszkuje je blisko 35 % ludności świata. Rzeki zawsze odgrywały ogromną rolę w życiu społecznym, gospodarczym, politycznym, kulturalnym i religijnym pojedynczych ludzi oraz lokalnych i wielonarodowościowych społeczeństw. Od najdawniejszych czasów doliny rzeczne stanowiły szlaki penetracji lądów przez człowieka prehistorycznego i wędrowców ludów, a także tereny formowania się najstarszych cywilizacji ludzkich, głównie poprzez korytarze handlowe i komunikacyjne. Rzeki wykorzystywano do ustanawiania granic państwowych, a podczas wojen – linii obronnych. Wzdłuż wielkich rzek budowano warowne grody, które niejednokrotnie dawały początek współczesnym aglomeracjom miejsko-przemysłowym [Kołodziejczyk 2002, Hudak i Rojna 2012]. Z biegiem lat koryta rzek poddano zabiegom regulacyjnym, zamieniając je

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska

w wielkie arterie transportowe. Jednocześnie równiny aluwialne – w tym także powodziowe – zaczęto użytkować rolniczo, odgradzając je od rzek systemami urządzeń przeciwpowodziowych.

W Polsce, choć jest krajem ubogim w wodę, także występują okresowe powodzie. Szczególnie trudne do ochrony są tereny miejskie. Często wynika to z braku miejsca na zabezpieczenia przeciwpowodziowe. Straty powodziowe z każdym rokiem są większe, ponieważ człowiek zajmuje naturalną przestrzeń spływu wód i zamienia ją w miasta, drogi i pola uprawne. Działania te przyczyniły się do wzrostu odpływu powierzchniowego wskutek zmniejszenia infiltracji oraz spowodowały skrócenie czasu koncentracji odpływu. Efektem są m. in. obserwowane w ostatnich latach gwałtowne wezbrania pojawiające się z większą częstotliwością i o wyższych przepływach kulminacyjnych, stwarzające poważne zagrożenie dla ludności i infrastruktury miasta [Dubicki i in. 1997; Warcholak i Kołodziejczyk 2007].

Przebieg i dynamika procesów hydrologicznych zachodzących w zlewni są uzależnione od jej właściwości fizycznogeograficznych oraz wpływu czynników antropogenicznych, wśród których istotne są zmiany zagospodarowania terenu [Kołodziejczyk 2003]. Występujące na rzekach powodzie różnią się od siebie genezą, charakterem przebiegu, okresem pojawiania się (porą roku), lokalizacją, zasięgiem terytorialnym oraz towarzyszącymi powodzi warunkami pogodowymi [Radczuk i in. 2001].

W dorzeczu Bobru zasadniczą przyczyną występowania powodzi są wysokie i intensywne opady deszczu związane z układami niskiego ciśnienia i frontów atmosferycznych. Powodzie opadowe, których przyczyną są opady nawałne albo rozlewne występują w miesiącach letnich, ze szczególnym nasileniem w lipcu i sierpniu. Powodzie typu rozlewnego mają szerszy zasięg. Mogą występować na obszarach górskich, podgórskich, nizinnych i mogą obejmować całe dorzecze. Powodzie opadowe pochodzące z deszczów nawałnych, przeważnie pochodzenia termicznego, są najtrudniejsze do przewidywania. Charakteryzują się małym zasięgiem. Występują lokalnie na małych ciekach górskich i nizinnych i wyrządzają największe szkody.

CHARAKTERYSTYKA OBSZARU

Bóbr jest rzeką górska w górsko-nizinna. Jego źródła znajdują się 2,5 km za granicą czeską, na wysokości 864 m n.p.m., w Karkonoszach. Nazwa rzeki pochodzi od nazwy wsi, obok której Bóbr bierze swój początek. W okolicy Krosna Odrzańskiego Bóbr wpływa do Odry, zajmując 4 miejsce pod względem długości jej dopływów. Jest największym lewobrzeżnym dopływem Odry – o długość 271,6 km i powierzchni zlewni 5938,3 km².

Miasto Żagań leży na odcinku Bobru od 58,0 km do 77,4 km. Największym lewobrzeżnym dopływem Bobru w rejonie Żagania jest rzeka Czarna Wielka ze swoim lewobrzeżnym dopływem Złotą Strugą. Silnie meandrując przepływa ona wzdłuż zachodnich granic miasta i uchodzi do Bobru w jego północnej części. Prawobrzeżne dopływy Bobru w granicach Żagania to liczne bezimienne potoki. W rejonie Żagania Bóbr jest rzeką nizinną, o reżimie hydrologicznym zmienionym oddziaływaniem gospodarki wodnej w zbiornikach retencyjnych występujących w wyższym biegu rzeki oraz eksploatacją kruszyw [Chrzan 2008]. Rzeka jest częściowo uregulowana i ma charakter lekko meandrujący.

Powierzchnia zlewni częściowej wynosi tu 4254,0 km² (rys. 1).



Rys. 1. Rzeka Bóbr i jej największy w granicach Żagania dopływ Czarna Wielka
Fig. 1. Bóbr and its largest within Żagania supply Czarna Wielka

Bóbr charakteryzuje się śnieżno – deszczowym reżimem zasilania. Średni roczny przepływ na 74 km biegu rzeki, w profilu wodowskazowym Żagań wynosi 39,2 m³/s. Stan wody w Bobrze ulega częstym wahaniom wskazującym na wezbrania wiosenne i letnie. Wyżówki wiosenne związane są z odprowadzaniem wód roztopowych. Najczęściej przypadają one na marzec i kwiecień, jednakże przy krótkiej zimie wystąpienie wezbrań może nastąpić już w styczniu czy lutym, zaś przy długotrwałej – w maju. Wezbrania letnie związane są z gwałtownymi i ciągłymi opadami atmosferycznymi występującymi najczęściej w lipcu. Wyżówka letnia trwa krócej i jest bardziej regularna. Niskie stany wód na Bobrze obserwowane są najczęściej od połowy lipca i trwają przez cały sierpień. Determinują je głównie długotrwałe susze, spowodowane stabilną, suchą i upalną pogodą. Niżówka zimowa pojawia się głównie wraz z okresem suchej oraz mroźnej pogody.

Szerokość koryta Bobru wynosi średnio 50 m, głębokość jest bardzo różna i waha się od 0,2 m do 2,5 m, średnio (przy normalnym stanie wody) wynosi około 1,5 m. Brzeg koryta jest kręty, z kilkoma odcinkami prostymi, a profil podłużny wyrównany. Spadek rzeki Bóbr na terenie Żagania wynosi 0,47 m. Obserwując rzekę i sposób płynięcia jej wód, dostrzec można wiele współczesnych procesów modelujących koryto oraz form geomorfologicznych, które tworzą się w wyniku działania tych procesów. Na prostych odcinkach Bobru woda pokonuje opór stawiany przez koryta. Wskutek tarcia o szerokie i nierówne podłoże zmniejsza się szybkość płynięcia wody przy dnie i brzegach, a wskutek tarcia o powietrze zmniejsza się szybkość wody powierzchniowej. Ruch wody w Bobrze jest laminarny, lokalnie przechodzący w turbulentny. Na powierzchni wody można zaobserwować wiele jej zawirowań oraz tzw. „burzenie się rzeki” [Mirski 1981].

Obserwacje meteorologiczno - hydrologiczne w Żaganiu w ujęciu historycznym

Na terenie obecnego województwa lubuskiego obserwacje meteorologiczne najwcześniej podjęto w Żaganiu. W XVIII w. Pallatyńskie Towarzystwo Meteorologiczne (Mannheim – Niemcy) zorganizowało międzynarodową sieć stacji meteorologicznych. W latach 1781-92 Żagań był jedną z 39 miejscowości na świecie oraz jedyną na ziemiach polskich, gdzie wykonywano obserwacje w ramach tej sieci. Obserwacje na wszystkich stacjach wykonywano po raz pierwszy w ściśle określonych, wspólnych dla całej sieci terminach – w godzinach: 07, 11, 14 i 21 średniego słonecznego czasu lokalnego [Mirski 1981].

Zanim przystąpiono do systematycznych obserwacji hydrologicznych najwyższe stany wody oznaczano w postaci znaków wielkiej wody (fot. 1). Napis "Bergisdorf Sagan Kreis. Wasserhöhe im Juni 1804" wyryty w kamieniu upamiętnia powódź, jaka miała miejsce w Żaganiu w 1804 roku.

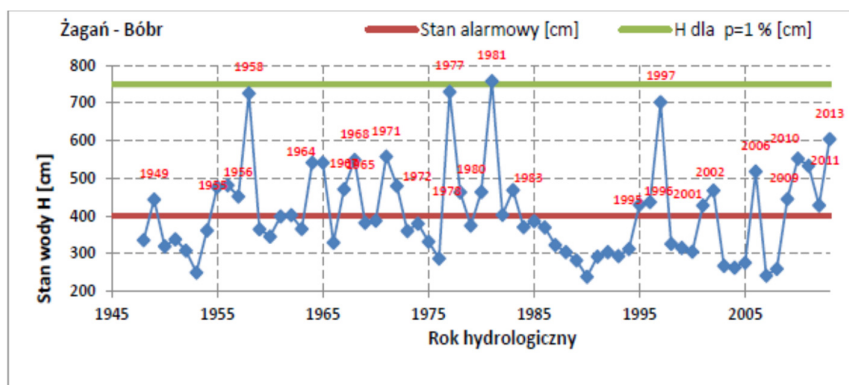


Fot. 1. Znak wielkiej wody w okolicach Żagania
Phot. 1. Sign of large water in surroundings of Żagań

Na zebranie dokładniejszych informacji o rozmiarach powodzi pozwoliły dopiero rozpoczęte na początku XIX wieku systematyczne obserwacje stanów wody. Według danych IMGW-PIB we Wrocławiu [Piskalska 2014], na Bobrze wielkie powodzie występowały w latach 1880, 1897 i 1900. Największą powodzią, jaka zwróciła uwagę całego świata ze względu na poczynione spustoszenia - głównie w górnym biegu rzek górskich - była powódź w lipcu 1897 roku. Spowodowały ją wyjątkowo intensywne opady deszczu. W Karkonoszach w ciągu 36 godzin spadło wówczas od 255 mm na Śnieżce, 342 mm w Obřim Dole, a 345 mm w Zielonych Łąkach. Skutkiem tych opadów był ogromny wylew Bobru i Kwisy [Dubicki i in. 1997]. W ostatnich 60 latach największe wezbrania opadowe odnotowano w roku: 1958, 1977, 1981 i 1997 (rys. 2). W latach 1977 i 1997 powodzie spowodowały dwie fazy opadu i dwa wezbrania. Na początku XXI wieku, w latach 2001, 2002, 2006, 2010 i 2013 intensywne nawalne opady spowodowały kolejne gwałtowne wezbrania i katastrofalne lokalne powodzie w dorzeczu Bobru.

Wielokrotnie najwyższe stany wody w Bobrze przekroczyły na wodowskaziu w Żaganiu stan średni (200 cm) o ponad 500 cm (tab. 1).

Do najwyższych należy zaliczyć wezbranie z czerwca 1804 roku. Jak podają tutejsze kroniki doszło wówczas w Żaganiu do tragicznej powodzi. Natomiast w ubiegłym stuleciu najwyższe stany wody w Bobrze zaobserwowano kolejno w latach: 1897, 1958, 1977, 1981 i 1997.



Rys. 2. Wielkości wezbrań maksymalnych w latach 1948-2013 dla półrocza letniego dla stacji wodowskazowej Żagań na Bobrze

Fig. 2. Sizes of swelling maximum in 1948-2013 years for the summer half year for the water gauge Żagań in the Bóbr

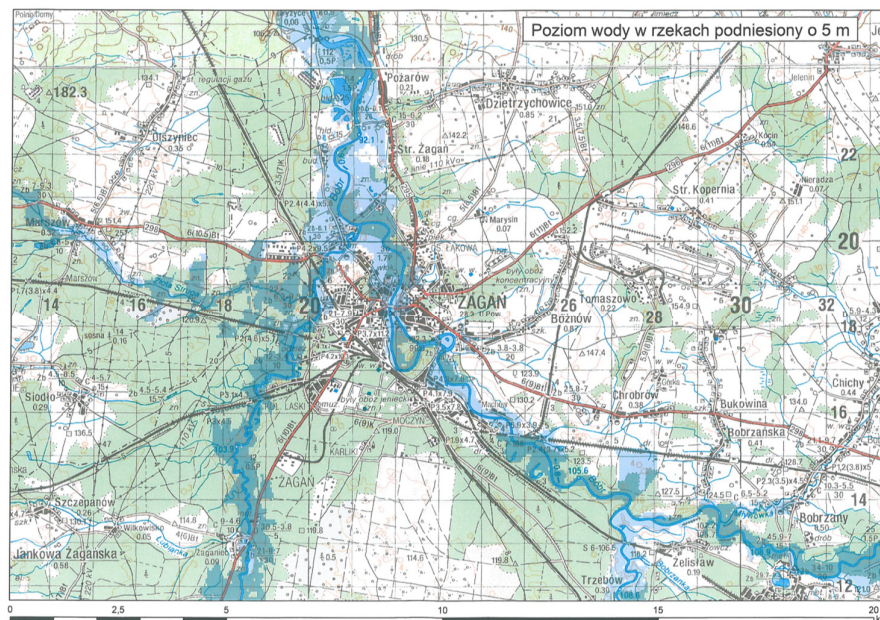
Tab. 1. Najwyższe stany wody w Bobrze w Żaganiu oraz rok i wystąpienia (wg IMGW Wrocław)

Tab. 1. The highest water levels in the Bóbr in Żagań, the year and addresses (by IMGW Wrocław)

Wiek	Rok	Hmax (cm)
XIX	1804, 1897	brak danych, 796
XX	1958, 1977, 1981, 1997	730, 738, 755, 700
XXI	2013	606

Analiza przeprowadzona przez autorów pracy wykazała, że przekroczenie średniego dobowego stanu wody w Bobrze (200 cm) i jego dopływach o 500 cm powodowało znaczne podtopienia w rejonie Żagania (rys. 3), przy czym największe zalewy występowały na północ od miasta.

Wezbrania na Bobrze powyżej stanu alarmowego (400 cm) były dość częstym zjawiskiem w latach 1947-2013. Zdarzały się okresy, że większe wezbrania występowały co 1-2 lata i co 4-5 lat. Od roku 1985 do 1995 w dorzeczu Bobru nie odnotowano większych letnich wezbrań o szerokim zasięgu. Dopiero po 10-cio letniej przerwie, w latach 1995-1997 wystąpiły kolejne 3 wezbrania w odstępach rocznych, przy czym najwyższe wezbranie miało miejsce w roku 1997 (powódź stulecia). Do roku 2013 sytuacja była bardzo podobna; nieco niższe wezbrania pojawiały się co 2-4 lata. Z przeprowadzonej analizy wynika, że przekroczenie stanów alarmowych Bobru (400 cm) wystąpiło 26 razy w ciągu analizowanych 68 lat, a średnia częstota przekroczeń wynosiła od 3 do 5 lat.



Rys. 3. Zasięg wezbrania powodziowego na Bobrze i jego dopływach w Żaganiu przy stanie wody podniesionym o 5 m od stanu średniego
 Fig. 3. Reach of flood swelling on the Bóbr and his tributaries in Żagań in the state of water raised by 5 m from the state average

WNIOSKI

Z przeglądu powodzi, jakie miały miejsce w rejonie Żagania, w XIX, XX i XXI wieku wynika, że ich cechą wspólną były intensywne opady deszczu. Różnica polegała na rozkładzie opadów w czasie oraz ich intensywności. Największa powódź miała miejsce w 1981 r. – stan wody osiągnął wówczas 750 cm (przy stanie alarmowym 400 cm).

Zlewnia Bobru na odcinku województwa lubuskiego ma charakter podgórski, przechodzący w nizinny w odcinku ujściowym rzeki, co decyduje o stanie zagrożenia powodziowego. Większy spadek odcinków rzek podgórskich powoduje większe prędkości przepływu, a zatem krótszy czas powodzi, ale większą energię niszczącą wezbranych wód. Z kolei w części nizinnej zlewni wysokie stany wód utrzymują się znacznie dłużej, a to skutkuje przesiąknięciem wodą całej doliny i rozmywanie wałów przeciwpowodziowych.

Wezbrania na środkowym i dolnym Bobrze (również w rejonie Żagania) są powodowane m.in. zwiększonymi zrzutami ze zbiorników Pilchowice na Bobrze i Leśna na Kwisie.

Wzrost zagrożenia powodzią potęguje zły stan koryta Bobru i jego dopływów. Hamuje to odpływy wód powierzchniowych i powoduje podtapianie terenów zabudowanych i rolnych, utrudniając lub uniemożliwiając ich właściwe wykorzystanie. Przy obfitych opadach atmosferycznych wody niemieszczące się w zarośniętych korytach wylewają się na przyległy teren, powodując lokalne powodzie.

LITERATURA

1. CHRZAN, T.; 2008. Wskaźnik wykorzystania złoża kruszywa naturalnego wydobywanego z osadów rzeki Bóbr. Surowce i Maszyny Budowlane, nr 5.
2. DUBICKI, A.; GRELA, J.; SŁOTA, H.; ZIELIŃSKI, J.; 1997. Monografie powodzi lipiec, IMGW.
3. HUDAK, M.; ROJNA, A.; 2012. Statistical analysis mineral soils in the Odra valley. *Studia Geotechnica et Mechanica*, Vol. 34, nr 2.
4. KOŁODZIEJCZYK, U.; 2002. Geologiczno-inżynierskie badania wałów przeciwpowodziowych i ich podłoża jako metoda prognozy zagrożeń powodziowych na lubuskim odcinku Odry. Zielona Góra. Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego.
5. KOŁODZIEJCZYK, U.; 2003. Udział czynnika antropogenicznego w formowaniu fali powodziowej. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego. Budownictwo*, nr 130.
6. MIRSKI, Z.; 1981. Żagań. *Zeszyty Lubuskie. Lubuskie Towarzystwo Kultury w Zielonej Górze*, Nr 18.
7. RADZUK, L.; SZYMKIEWICZ, R.; JEŁOWICKI, J.; ŻYSZKOWSKA, W.; BRUN, J.F.; 2001. Wyznaczanie stref zagrożenia powodziowego. Seria: Ograniczenie skutków powodzi w skali lokalnej. SAFEGE.
8. PISKALSKA, E.; 2014. Zagrożenia powodziowe na obszarze województwa lubuskiego. IMGW-PIB Wrocław.
9. WARCHOLAK, P.; KOŁODZIEJCZYK, U.; 2007. Słubice – potencjalny lubuski Nowy Orlean. *Gospodarka Wodna*, nr 10.

FLOOD SITUATIONS ON THE BOBER RIVER IN ŻAGAŃ CITY, IN THE LIGHT OF HISTORIC OBSERVATIONS

S u m m a r y

In the article it was presented information about the biggest spring-summer swelling in the Bóbr in Żagań in XIX, XX and XXIst centuries. Based on hydrological data it was stated, that the flood situations in the Bóbr river basin appear every 3-5 years being the characteristic feature of the climate of Poland. Straining the rain and its spatial distribution are deciding on the flood situations.

Key words: flood situation, Bober river, Żagań

MAGDALENA MAMAK, ALICJA KICIŃSKA*

**ZAMYKANIE I REKULTYWACJA DZIKICH SKŁADOWISK
ODPADÓW NIESPEŁNIAJĄCYCH WYMAGAŃ PRAWNYCH
PO WEJŚCIU POLSKI DO UE NA PRZYKŁADZIE
WYBRANEGO SKŁADOWISKA Z TERENU
POWIATU NOWOSĄDECKIEGO**

Streszczenie

W niniejszej pracy przedstawiono najważniejsze zagadnienia dotyczące prawnych aspektów związanych z zamykaniem i rekultywacją składowisk odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne, na których składowano głównie odpady komunalne. Odniesiono się również do niezbędnego monitoringu, jaki powinien być realizowany w okresie poeksploatacyjnym. Dokonano także analizy i oceny przebiegu takiego procesu na przykładzie wybranego, nieczynnego składowiska położonego na terenie powiatu nowosądeckiego.

Słowa kluczowe: składowisko odpadów, proces rekultywacji, wymagania prawne, monitoring

WPROWADZENIE

Analiza gospodarki odpadami na terenie naszego kraju wymaga, w pierwszej kolejności, dokonania umownego podziału na dwa czasookresy. Mianowicie okres przed przystąpieniem Polski do UE i okres po akcesie, tj. po 1 maja 2004 roku. Podział ten wynika z odmienności obowiązujących i funkcjonujących w tych przedziałach przepisów prawnych, sposobu utylizacji wytwarzanych odpadów oraz szerszego, tj. perspektywicznego (narzuconego dyrektywami unijnymi) podejścia do organizacji i funkcjonowania systemu gospodarki odpadami. Obowiązujące w latach 90-tych ubiegłego wieku przepisy w zakresie ochrony środowiska w sposób ogólnikowy odnosiły się do zagadnień gospodarki odpadami, sposobu ich utylizacji oraz wymagań dotyczących składowisk odpadów.

* Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie, Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, Katedra Ochrony Środowiska

Obiekty te, wówczas, jak i obecnie stanowiły podstawowe miejsce składowania odpadów wytworzonych w gospodarstwach domowych oraz w przemyśle. Na obszarze województwa małopolskiego powierzchnia czynnych składowisk wynosiła łącznie 1091,8 ha (koniec 2001 roku), z czego 90,8% zajmowały składowiska przemysłowe, a 9,2% komunalne. Na powierzchnię tą składało się aż 75 obiektów, w tym 53 komunalnych i 22 przemysłowych [Dulemba 2003]. W przypadku składowisk niespełniających wymagań prawnych, w tym składowisk tzw. „dzikich”, proces rekultywacji stanowi ogromne wyzwanie techniczno-logistyczne. Składowiska te na ogół nie posiadają żadnej dokumentacji dotyczącej lokalizacji, składu morfologicznego deponowanych odpadów czy sposobu ich eksploatacji.

Podpisanie przez Polskę w dniu 16 kwietnia 2003 roku Traktatu Akcesyjnego o przystąpieniu do struktur UE spowodowało konieczność zmiany przepisów prawnych obowiązujących w kraju do dyrektyw Unijnych w zakresie gospodarki odpadami, a w szczególności składowania odpadów. Dokumenty prawne należało dostosować do wymogów dyrektywy Rady 1999/31/WE z dnia 26 kwietnia 1999 roku [Dyrektywa... 1999]. Nałożyła ona na państwa członkowskie obowiązek podjęcia działań zmierzających do zaniechania dalszej eksploatacji składowisk odpadów, których dostosowanie do wymagań przedmiotowej dyrektywy było technicznie niemożliwe lub ekonomicznie nieuzasadnione. Procedura dostosowawcza istniejących składowisk do wymagań prawa UE zawarta została w ustawie Prawo ochrony środowiska [Ustawa... 2001] oraz ustawie o odpadach [Ustawa... 2012] wzorowanej na regulacjach zawartych w wymienionym dokumencie [Dyrektywa... 1999]. Ustawy te przewidywały okres dostosowawczy od 2003 roku do 31 grudnia 2009 roku. Po jego upływie na terenie kraju nie powinny funkcjonować składowiska, które nie spełniałyby wymagań związanych z nadzorem nad zasobami wodnymi oraz zarządzaniem odciekami, ochroną gruntów i zasobów wodnych, nadzorem nad gazem oraz stabilnością geotechniczną składowanych odpadów [Dyrektywa... 1999].

Zarządzający składowiskami odpadów zostali zobowiązani w terminie do 30 czerwca 2002 roku do przedłożenia właściwemu organowi ochrony środowiska przeglądu ekologicznego istniejących obiektów. Przegląd ten stanowił podstawę wydania do 31 grudnia 2003 roku przez wojewodę lub starostę powiatu decyzji administracyjnej odnoszącej się do możliwości ich dalszego funkcjonowania. Przedmiotem decyzji dostosowawczej było między innymi [Matuszyńska 2010]: określenie sposobu dostosowania składowiska do wymogów przepisów o odpadach (31 grudnia 2005 r.), a w szczególności określenie niezbędnego wyposażenia składowiska, koniecznego do jego prawidłowego funkcjonowania oraz zobowiązanie zarządzającego składowiskiem do wystąpienia z wnioskiem o wydanie pozwolenia na budowę lub jego zmianę (31 grudnia 2009 r.), którego przedmiotem będzie przebudowa składowiska odpadów obejmująca np. wykonanie drenażu, skarp i/lub uszczelnienia.

W sytuacji, gdy efektem przeprowadzonego przeglądu ekologicznego była decyzja o braku możliwości dostosowania funkcjonowania składowiska do wymogów wynikających z przepisów o odpadach, organ ochrony środowiska w terminie do 31 grudnia 2003 roku winien wydać decyzję o jego zamknięciu, określając jednocześnie termin jego zamknięcia i sposób rekultywacji [Matuszyńska 2010].

Podkreślić należy, że art. 50 ust. 1 ustawy o odpadach [Ustawa... 2012] dokonuje podziału składowisk na trzy podstawowe typy. Są to składowiska odpadów niebezpiecznych, obojętnych oraz innych niż niebezpieczne i obojętne. Dla poszczególnych typów składowisk stawia się indywidualne wymagania technologiczne, organizacyjne i formalne ich funkcjonowania [Manczarski 2012]. Uciążliwości związane z obecnością tego typu obiektów (np. odory, zanieczyszczenia mikrobiologiczne powietrza, skażenie wód gruntowych) mogą wpływać na środowisko, w tym na jakość życia osób zamieszkujących w ich sąsiedztwie.

W procesie zamykania składowiska odpadów wykonuje się prace rekultywacyjne w sposób zabezpieczający przed jego szkodliwym oddziaływaniem na wody powierzchniowe i podziemne oraz powietrze. Istotnym celem jest również integracja obszaru składowiska odpadów z otaczającym środowiskiem oraz możliwość obserwacji wpływu składowiska na środowisko [Skalmowski 2006].

W przypadku rekultywacji terenów zdegradowanych wskutek składowania odpadów niezbędny jest stały monitoring efektów rekultywacji, który obejmuje [Skalmowski 2006]: obserwację stateczności skarp nasypu odpadów wraz z analizą zmian jego ukształtowania związanych z osiadaniem złoża odpadów, analizę stanu czystości wód podziemnych i powierzchniowych oraz obserwację stanu szaty roślinnej.

Część tych działań jest zwykle realizowana w ramach obowiązkowego monitoringu składowiska prowadzonego w fazie poeksploatacyjnej, która trwa przez okres 30 lat po zamknięciu składowiska [Skalmowski 2006].

KLASYFIKACJA SKŁADOWISK Z PUNKTU WIDZENIA ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO

W celu właściwego wyboru rozwiązań technicznych, technologicznych i organizacyjnych dla rekultywowanego składowiska odpadów, pozwalających na ograniczenie jego oddziaływania i uzyskania założonego efektu ekologicznego należy dokonać oceny składowiska pod kątem uciążliwości dla środowiska i przyporządkować je do odpowiedniej kategorii. Z punktu widzenia oddziaływania na środowisko wyróżnia się cztery kategorie składowisk, a mianowicie: **kategoria A** – składowisko zabezpieczone, spełniające wymagania NDT, tj. Najlepszych Dostępnych Technik, **kategoria B** – składowisko dobrze zabezpieczone, **kategoria C** – składowisko częściowo zabezpieczone, **kategoria D** – składowisko bez zabezpieczenia [Manczarski 2012].

Przy tworzeniu poszczególnych kategorii tej klasyfikacji zostały wzięte pod uwagę następujące elementy: estetyka, stateczność skarp oraz sposób eksploatacji składowiska, ochrona wód podziemnych i powierzchniowych, obecność gazu składowiskowego, w tym systemu odgazowywania składowiska, bezpieczeństwo na składowisku – zagrożenie pożarowe, istnienie odpowiednich procedur bezpieczeństwa i eksploatacji oraz prowadzenie szkoleń personelu.

Określono również grupę parametrów ilościowych oraz jakościowych – wymagań obligatoryjnych i nieobligatoryjnych, których wartości pożądane (graniczne) m.in. w zakresie budowy geologicznej, ochrony wód podziemnych i powierzchniowych, jako wymagania NDT (BAT) podane zostały w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 30 kwietnia 2013 r. w sprawie składowisk odpadów (Dz. U. z 2013 poz. 523) [Rozporządzenie... 2013].

Zakwalifikowanie składowiska poddawanego rekultywacji do danej kategorii (A, B, C, D) powinno uwzględniać najbardziej niekorzystne przypadki. To znaczy, że jeżeli składowisko spełnia większość wymagań w zakresie np. kategorii B oraz jedno wymaganie z zakresu kategorii C (nie dotyczy wymagań nieobligatoryjnych) to składowisko należy zakwalifikować do kategorii C. Składowisko można zakwalifikować tylko do jednej kategorii.

REKULTYWACJA JAKO PROCES – KIERUNKI I ETAPY REKULTYWACJI SKŁADOWISK

Rekultywacja jest procesem w trakcie, którego zniszczone tereny przywracane są dla środowiska jako tereny ponownie użytkowe. Rekultywacja składowiska to nie tylko realizacja założonych w projekcie zabiegów technicznych i biologicznych, lecz również ciągła kontynuacja działań, aż do momentu uznania, że teren może być zagospodarowany zgodnie z przeznaczeniem [Skalmowski 2006].

Istotnym elementem procesu rekultywacji jest monitoring jego efektów obejmujący: obserwację stateczności skarp nasypu odpadów, analizę zmian ukształtowania nasypu odpadów związanych z osiadaniem złoża oraz stanu czystości wód podziemnych i powierzchniowych, jak również obserwację zmian składu gazu składowiskowego, intensywności jego powstawania czy stanu zachowania szaty roślinnej [Manczarski 2012]. W projekcie rekultywacji konieczne jest zdefiniowanie stanu obiektu, którego osiągnięcie jest równoznaczne z zakończeniem procesu rekultywacji. Przyjmuje się, że uzyskanie na całej powierzchni składowiska trwałej szaty roślinnej oznacza osiągnięcie założonego celu rekultywacji. Na właściwe zaprojektowanie tego procesu mają wpływ nie tylko aspekty geotechniczne, agrotechniczne czy środowiskowe, ale również szczególnie ważna jest znajomość specyfiki funkcjonowania składowiska, jako swoistego „bioreak-

tora” i zachodzących w nim procesów biochemicznych. Procesy te powinny przebiegać w sposób możliwie jak najszybszy, przy jak najmniejszej uciążliwości dla środowiska. Niemal każdy przypadek działań rekultywacyjnych jest przypadkiem indywidualnym, stąd też nie istnieje jedna właściwa metoda rekultywacji. Wybór uzależniony jest od indywidualnych cech środowiskowych składowiska.

Produkty przemian biochemicznych zachodzących w składowisku stanowią istotne zagrożenie dla środowiska. Czas aktywności wewnętrznej składowiska zależy jest od wielu czynników, spośród których na czołowym miejscu należy wymienić [Skalmowski 2006]: właściwości technologiczne odpadów, szczególnie istotna jest tu zawartość biodegradowalnych substancji organicznych stanowiących podstawowy materiał ulegający procesom biochemicznym, warunki lokalizacyjne i konstrukcja składowiska (składowiska wgłębne będą stanowić większe zagrożenie dla środowiska niż składowiska nadpoziomowe), sposób eksploatacji składowiska ze szczególnym uwzględnieniem zagęszczenia odpadów oraz warunki pogodowe.

Pozostawienie składowiska po zakończeniu eksploatacji bez rekultywacji stanowi źródło szeregu uciążliwości, do których w szczególności zalicza się zanieczyszczenia: mikrobiologiczne, fizyczne i chemiczne powietrza oraz wód powierzchniowych i podziemnych, odory, biogaz, odcieki, jak również hałas i ponad przeciętny rozrost awifauny, ssaków i etnomofauny [Manczarski 2012].

Proces rekultywacji nowoczesnego składowiska odpadów rozpoczyna się z chwilą jego uruchomienia i eksploatacji. W momencie zamknięcia składowiska następuje jego właściwa rekultywacja, która może przebiegać w kilku na ogół zasadniczych kierunkach (czterech), z wyróżnieniem dodatkowego kierunku pośredniego tzw. użytku ekologicznego.

KIERUNKI REKULTYWACJI SKŁADOWISK

Mając na uwadze, że każda lokalizacja składowiska jest przyczyną degradacji terenu, na którym jest ono posadowione należy dążyć do maksymalnego wykorzystania zdolności chłonnych obiektu. Przy zagospodarowywaniu terenów po-składowiskowych należy w pierwszej kolejności uwzględnić możliwość dalszego wykorzystania tej lokalizacji dla potrzeb gospodarki odpadami. W zależności od warunków lokalnych oraz stanu zagospodarowania terenu składowiska możliwe są cztery zasadnicze kierunki rekultywacji [Wysokiński 2009]:

- **kierunek rolniczy** - możliwy do realizacji w przypadku składowisk płaskich, których rzędna wierzchołki składowiska jest zgodna z rzędna terenów otaczających,

- **kierunek leśny** – najczęściej realizowany w przypadku terenów sąsiadujących z lasami i/lub zwartymi skupiskami roślinności,

- **kierunek rekreacyjny** – najbardziej przydatnymi do tego celu są składowiska nadpoziomowe, po znacznym spowolnieniu procesów biochemicznych. Kierunek ten jest szczególnie atrakcyjny na terenach zurbanizowanych oraz w okolicach, w których brak jest większych wzniesień.

- **kierunek przemysłowo-budowlany** – możliwy jest do realizacji na terenach składowisk płaskich, na których składowane były głównie odpady mineralne np. budowlane. Główną formą zabudowy są obiekty przemysłowe o lekkiej konstrukcji i posadowieniu palowym.

Oprócz wyżej wymienionych kierunków docelowych wspomnieć należy jeszcze o jednym kierunku rekultywacji, a mianowicie o kierunku pośrednim kwalifikowanym, jako tzw. użytek ekologiczny. W tym czasie rekultywowany teren nie powinien być w jakikolwiek sposób wykorzystywany użytkowo, a jedynie powinny na nim zachodzić procesy związane z wyeliminowaniem negatywnego oddziaływania obiektu na środowisko oraz wytworzeniem stabilnych warunków siedliskowych dla roślin wskazanych w projekcie technicznym rekultywacji, jako docelowe zagospodarowanie [Wysokiński 2009].

ETAPY REKULTYWACJI SKŁADOWISK

Proces rekultywacji terenów poskładowiskowych dzieli się na cztery etapy [Manczarski 2012]:

Etap I: przygotowanie rekultywacji – obejmuje on ustalenie przyczyn i zakresu degradacji środowiska na podstawie badań terenowych i laboratoryjnych oraz odpowiednich ekspertyz,

Etap II: rekultywacja techniczna – w etapie tym realizowane są roboty bezpośrednio związane z przygotowaniem i rekultywacją składowiska. Obejmują one m.in.: odpowiednie ukształtowanie złoża odpadów oraz jego odgazowanie, ukształtowanie warunków wodnych w jego otoczeniu, odtworzenie warstwy glebotwórczej,

Etap III: rekultywacja biologiczna i szczegółowa – polega na zabezpieczeniu przeciwerozyjnym składowiska obudową roślinną, a w szczególności zapewnieniu stateczności skarp,

Etap IV: monitoring efektów rekultywacji i zagospodarowanie docelowe – obejmuje zabiegi techniczne, które mają na celu przywrócenie gospodarczej użyteczności rekultywowanym terenom poskładowiskowym.

Monitoring składowiska odpadów powinien obejmować wszystkie fazy jego działalności, tj. fazę przedeksploatacyjną, eksploatacyjną oraz poeksploatacyjną. Z punktu widzenia działań rekultywacyjnych najbardziej istotna jest faza monitoringu poeksploatacyjnego. Obejmuje ona badanie następujących elementów środowiskowych [Rozporządzenie... 2013]: wielkości opadu atmosferycznego

z pomiarów na terenie składowiska, poziomu wód podziemnych, kontroli osiadania powierzchni składowiska odpadów w oparciu o ustalone repery oraz parametrów wskaźnikowych w wodach odciekowych, podziemnych i gazie składowiskowym.

Zakres parametrów wskaźnikowych oraz minimalną częstotliwość badań wód odciekowych, podziemnych oraz gazu składowiskowego w fazie poeksploatacyjnej określa rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 kwietnia 2013 roku w sprawie składowisk odpadów [Rozporządzenie... 2013].

DOBÓR METODY REKULTYWACJI TECHNICZNEJ

W doborze metody rekultywacji technicznej składowiska najistotniejsze są dwa kryteria, tj. kryterium środowiskowe (pozaekonomiczne) i kryterium ekonomiczne. Z punktu widzenia zarządzającego składowiskiem najbardziej interesujące jest kryterium ekonomiczne, gdyż koszty rekultywacji terenów poskładowiskowych są z reguły bardzo wysokie i w tej pozycji kosztorysowej poszukuje się zazwyczaj oszczędności. Ochrona środowiska naturalnego jest celem nadrzędnym w związku, z czym kryteria środowiskowe powinny być wiodącymi.

Do podstawowych kryteriów środowiskowych należy zaliczyć: konstrukcja niecki rekultywowanego składowiska, stopień zagrożenia dla środowiska – kryterium wiodące, kierunek rekultywacji, wymagany czas rekultywacji – wynikający z zagospodarowania terenów przyległych, jak również zdrowy rozsądek przejawiający się rzetelną oceną zagrożeń środowiska połączony ze znajomością zjawisk zachodzących we wnętrzu składowiska [CETCO].

Kryteria ekonomiczne to: koszty kapitałowe, koszty operacyjne – koszty nadzoru i utrzymania zrekultywowanego terenu m.in. monitoringu, pielęgnacji zieleni i bieżących napraw warstwy rekultywacyjnej oraz wartość użytkowa terenu – w miejscu zrekultywowanego składowiska można lokalizować parkingi, parki, itp. [CETCO].

W doborze metody rekultywacji pomocny może być algorytm zalecający procedurę wyboru optymalnej metody rekultywacji składowiska przedstawiony w poradniku projektanta [CETCO].

RODZAJE WARSTW OKRYWOWYCH WIERZCHOWINY SKŁADOWISKA

Wierzchowinę kwatery składowiska należy niwelować do spadków możliwie blisko projektowanym pochyleniom. Zaleca się stosowanie pochyłeń powierzchni nie mniejszych niż 5% w kierunku na zewnątrz kwatery w taki sposób, aby środek kwatery był jej najwyższym punktem [CETCO].

Zewnętrzne skarpy rekultywowanej kwatery należy ukształtować do pochyłości określonych w projekcie. Zalecane pochylenie skarp to 1:3 (33%), gwarantujące stateczność warstwy okrywy rekultywacyjnej oraz skuteczność systemu odwodnienia okrywy [Wysokiński 2009]. W przypadku kwater otoczonych obwałowaniem o skarpach zewnętrznych nachylonych ponad 33%, zaleca się przebudowanie skarp do nachylenia optymalnego, o ile w momencie rekultywacji nie są pokryte trwałą okrywą roślinną i będą instalowane na nich geosyntetyki.

W zakresie warstwy okrywowej wierzchowiny składowiska wskazać należy na kilka jej podstawowych typów stosowanych w zależności od warunków środowiskowych, rodzaju składowiska, czy warunków wodno-gruntowych. Do najczęściej stosowanych zaliczyć należy:

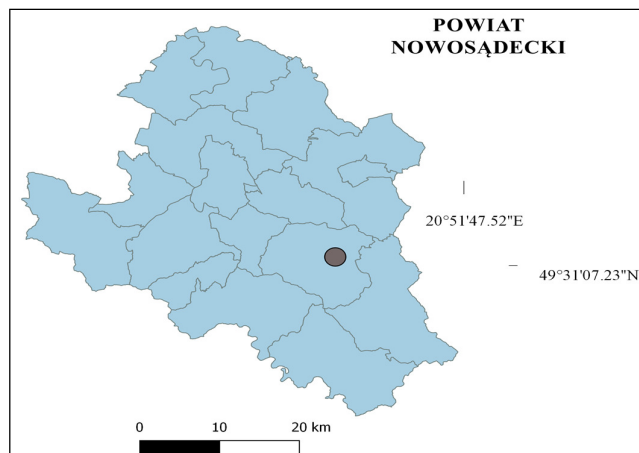
- **okrywa typu A:** aktywne składowisko odpadów - rekomendowane jest głównie dla terenów niezurbanizowanych, na których dopuszcza się częściową emisję gazu składowiskowego do atmosfery o kierunku rekultywacji rolnym lub leśnym,
- **okrywa typu B:** starsze składowiska odpadów – można stosować w pobliżu terenów zurbanizowanych, pod warunkiem istnienia uszczelnienia dna składowiska oraz systemu zagospodarowania odcieków składowiskowych,
- **okrywa typu C1:** składowiska bez izolacji lub składowiska stanowiące szczególne zagrożenie dla środowiska - stosuje się do tych rekultywacji, w których nadrzędnym celem jest całkowite odizolowanie złoża odpadów od otoczenia,
- **okrywa typu C2:** składowiska bez izolacji lub składowiska stwarzające szczególne zagrożenie dla środowiska - rekultywacja z pełną izolacją kwatery i odbiorem gazu składowiskowego z możliwością wprowadzenia niskich drzew do zabudowy biologicznej.

Oprócz wyżej wymienionych typów okryw wierzchowiny składowiska funkcjonują jeszcze systemy mieszane stanowiące kompilacje typów podstawowych [CETCO].

OBIEKT BADAŃ

Charakterystyka nieczynnego składowiska odpadów komunalnych

Wybrane do analizy składowisko odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne (odpady komunalne) zlokalizowane jest na terenie powiatu nowosądeckiego w jego południowo-wschodniej części (rys. 1).



Rys. 1. Lokalizacja składowiska odpadów
Fig. 1. Landfill localization

Składowisko eksploatowane było nadpoziomowo przez okres około 40 lat. Łączna powierzchnia składowiska wynosi 55 arów, z czego bezpośrednio pod składowanie odpadów wykorzystano 11,25 ara. Dla potrzeb uzyskania ziemi na warstwy izolacyjne, w tym obwałowania, zużyto nadkład gleby na powierzchni 18,75 ara. Łączna powierzchnia zdegradowanego terenu wynosi 30 arów. Pozostałe 25 arów uległo samozakrzaczeniu i zadrzewieniu, stanowiąc obecnie pas izolacyjny wokół składowiska.

W budowie geologicznej rejonu składowiska biorą udział utwory trzeciorzędowe i czwartorzędowe. Występujące w podłożu utwory trzeciorzędowe budują osady fliszu (paleogen) reprezentowane przez warstwy beloweskie (piaskowce cienkoławicowe i łupki) oraz łupki pstre. W rejonie tym utwory trzeciorzędowe, wykształcone w postaci łupków popielatych występują na głębokości od 1,8 do 2,1 m p.p.t. Utwory czwartorzędowe związane są tu zwietrzelinami skał podścielających. Są to gliny z domieszką okruchów skalnych, przechodzące w rumosz gliniasty. Miąższość osadów czwartorzędowych rejonu składowiska wynosi od 1,8 do 2,0 m. Utwory te charakteryzują się niskim współczynnikiem filtracji [Prokopczuk 2004].

Obecnie składowisko to posiada statut składowiska zamkniętego, które zgodnie z wymogami przepisów prawa powinno być zrekultywowane i monitorowane. Z dostępnych materiałów i dokumentów wynika, iż składowisko to od samego początku funkcjonowania, tj. od lat 60-tych ubiegłego wieku było składowiskiem „dzikim”. Jak większość składowisk powstałych w tym okresie, tak i to nie posiadało zabezpieczenia podłoża i urządzeń do odprowadzania odcieków. Odpady w tym przypadku składowane były bezpośrednio na gruncie, a wody

prześciągowe miały możliwość swobodnej infiltracji do gruntu oraz wód podziemnych i powierzchniowych. Powstałe z potrzeby chwili dla potrzeb składowania odpadów poprodukcyjnych z zakładu garbarskiego i Rolniczej Spółdzielni Usługowo-Wytwórczej. Z czasem przekształciło się w składowisko odpadów komunalnych, na którym składowane były odpady z terenu gminy. Fakt ten stanowił podstawę do uznania samorządu lokalnego na terenie, którego znajdowało się składowisko za zarządcę i eksploatatora wspomnianego składowiska. Stwierdzono to również przez Państwową Inspekcję Ochrony Środowiska w decyzji z dnia 30.09.1996 r. [Decyzja... 1996] w przedmiocie wymierzenia gminie kary z tytułu funkcjonowania wysypiska bez jakichkolwiek uregulowań formalno-prawnych.

W eksploatacji omawianego składowiska można wyróżnić następujące czasookresy [Prokopczuk 2004]:

- I okres: lata 1960-1982, w którym składowisko funkcjonowało, jako półprzemysłowe dla dwóch zakładów, tj. garbarni i Rolniczej Spółdzielni Usługowo-Wytwórczej. Skład deponowanych odpadów w tym okresie charakterystyczny był dla realizowanej przez te zakłady produkcji. Ilość zdeponowanych w tym okresie odpadów szacuje się na około 697 m³.

- II okres: lata 1982-1990, w tym czasie zaniechano składowania odpadów przemysłowych, pozostały odpady socjalno-bytowe. Ilość zdeponowanych w tym okresie odpadów szacuje się na około 288 m³.

- III okres: lata 1990-1995, składowano wówczas tylko odpady komunalne, których ilość szacuje się na 140 m³.

Łączna ilość zdeponowanych w tych okresach odpadów wynosi około 1125 m³ (282 Mg). Czy jest to faktyczna wielkość trudno powiedzieć, gdyż z przeprowadzonych oględzin, w tym pomiaru emisji gazu składowiskowego (stężenia metanu) nasuwają się wnioski, że składowisko to mogło być eksploatowane jeszcze w okresie późniejszym, tj. po 1996 roku. Przyjmując średnią miąższość hałdy odpadów jako 1,5 m, a powierzchnię składowiska 0,3 ha, należy wnioskować iż na obiekcie tym zostało zdeponowanych około 4500 m³ odpadów (tj. 1500 Mg). Z raportu WIOŚ [Decyzja... 1996] wynika, że w 1998 roku ze składowiska tego wywieziono na legalne składowisko (Ujków Stary) odpady o łącznej masie 375 Mg (1500 m³) dokonując w ten sposób częściowej rekultywacji terenu po nielegalnym składowisku. Obecnie na składowisku w dalszym ciągu zalega znaczna ilość odpadów o nieznanym składzie morfologicznym. Odpady te są potencjalnym źródłem emisji zanieczyszczeń.

W związku z trwającym stanem naruszenia przepisów prawnych związanych z funkcjonowaniem składowiska odpadów komunalnych służby ochrony środowiska zobowiązały Zarząd Gminy do opracowania i przedłożenia oceny oddziaływania na środowisko nieczynnego składowiska odpadów komunalnych. Ocena ta opracowana została na przełomie listopada i grudnia 2004 roku. W zakresie

monitoringu poeksploatacyjnego zostały wykonane cztery piezometry do monitoringu stanu wód podziemnych. Zarządzający składowiskiem pomiary te wykonuje z częstotliwością roczną (dostępne wyniki od 2011r.). Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 30.04.2013 r. w sprawie składowisk odpadów skład wód podziemnych oraz ich poziom powinien być monitorowany w fazie poeksploatacyjnej, co 6 miesięcy.

Podkreślić należy, że nieczynne składowisko położone jest w obrębie otuliny Popradzkiego Parku Krajobrazowego oraz Południowomałopolskiego Obszaru Chronionego Krajobrazu, co w znaczący sposób powinno determinować i ukierunkowywać działania w zakresie jego rekultywacji.

KLASYFIKACJA SKŁADOWISKA I JEGO OPIS

Dla właściwej oceny wykonanych dotychczas prac przy rekultywacji nieczynnego składowiska odpadów komunalnych sporządzono jego opis uwzględniający wymagania prawne, jakie to składowisko powinno spełniać w momencie zamknięcia. W jakie instalacje i urządzenia powinno być wyposażone oraz jaki powinien być zakres jego monitoringu (tab. 1). W tabeli tej dla potrzeb niniejszej publikacji przedstawiono jedynie wybrane (najbardziej istotne) elementy oceny.

Tab. 1. Opis nieczynnego składowiska odpadów komunalnych
Table 1. The description of inoperable municipal waste landfill

Lp.	Opis	Jednostka pomiaru	Wartość/Opis
1	Początek składowania odpadów	data	1960
2	Koniec składowania odpadów	data	1996
3	Wiek odpadów	lata	36
4	Waga na składowisku	tak/nie	nie
5	Ilość rekult. kwater na jednej lokalizacji	szt.	1
6	Powierzchnia rekultywowanej kwatery	ha	0,30
7	Mięższość odpadów na rekult. kwaterze	m	1,0-2,0
8	Objętość odpadów na rekult. kwaterze	m ³	1125
9	Masa odpadów na rekult. kwaterze	Mg	282
Estetyka, stateczność skarp, sposób eksploatacji			
10	Ewidencja odpadów	tak/nie	nie
11	Rodzaj deponowanych odpadów	-	przem., komunalne
12	Szacowana zawartość fr. organicznych	%	35
13	Składowisko wgłębne, nadpoziomowe	-	nadpoziomowe
14	Stabilne ukształtowanie bryły składow.	tak/nie	nie

15	Nachylenie skarp $\geq 1:2,5$	tak/nie	tak
16	Erozja skarp	tak/nie	tak
17	Warstwa izolacyjna	tak/nie	nie
18	Zastoiska wodne na koronie	tak/nie	tak
19	Sposób deponowania odpadów/podział na kwatery, bez podziału	-	bez podziału
20	Stopień zagęszczenia odpadów	Mg/m ³	bez zagęszczenia
21	Równomierne osiadanie odpadów	tak/nie	nie
22	Emisja pyłów, aerozoli i substancji gaz.	tak/nie	tak
Ochrona wód podziemnych			
23	Współ. filtracji naturalnej bariery geol.	m/s	$k \leq 1,0 \cdot 10^{-9}$
24	Mięszczość naturalnej bariery geolog.	m	1,8-2,0
25	Kontakt wód podziemnych z odpadami	tak/nie	nie
26	Odległość ujęć wodnych od składowiska	m	<300
27	Poziom wód podziemnych	m ppt	526
28	Monitoring wód podziemnych	tak/nie	tak
29	Monitoring wód podziemnych zgodny z wymaganiami	tak/nie	nie
30	Uszczelnienie	tak/nie	nie
31	Gosp. odciekami zgodna z wymaganiami	tak/nie	nie
32	Drenaż opaskowy	tak/nie	nie
Ochrona wód powierzchniowych			
33	Odległość cieków od składowiska	m	150
34	Ukształtowanie powierzchni sprzyjające zanieczyszczeniu wodami opadowymi	tak/nie	tak
35	Gospodarka wodami spływowymi zgodna z wymaganiami	tak/nie	nie
36	Monitoring wód powierzchniowych	tak/nie	nie
Gaz składowiskowy			
37	Odległość od składowiska obiektów zagrożonych migracją gazu skład.	m	100
38	System odgazowywania składowiska	tak/nie	nie
39	Gospodarka gazem składowiskowym zgodna z wymaganiami	tak/nie	nie
Bezpieczeństwo na składowisku			
40	Dodatkowe informacje o składowisku	-	odpady z przemysłu garbarskiego

Na podstawie tak sporządzonego opisu dokonano klasyfikacji przedmiotowego składowiska do odpowiedniej kategorii składowisk (A, B, C, D) uwzględniając jego oddziaływanie na środowisko naturalne (tab. 2).

Tab. 2. Klasyfikacja nieczynnego składowiska odpadów komunalnych z punktu widzenia oddziaływania na środowisko naturalne

Table 2. Classification of inoperable municipal waste landfill by its environmental impact

Estetyka, stateczność skarp, sposób eksploatacji	
1) niestabilny kształt, 2) strome skarpy części nadpoziomowej z osuwiskami, 3) erozja skarp, 4) niestosowanie warstwy izolacyjnej, 5) zastoiska wodne, 6) brak ewidencji odpadów, 7) niezagęszczone odpady, 8) nierównomierne osiadanie odpadów, 9) roznośnienie frakcji lekkiej, emisja pyłów, aerozoli i substancji gazowych	
Ochrona wód podziemnych	
1) występowanie korzystnych warunków hydrogeologicznych (niski poziom wód podziemnych, występowanie warstw trudnoprzepuszczalnych), 2) brak kontroli użytkowania wód podziemnych, 3) brak uszczelnienia składowiska, 4) brak drenażu i systemu zbierania odcieków, 5) brak pełnego monitoringu wód podziemnych.	
Ochrona wód powierzchniowych	
1) ukształtowanie powierzchni sprzyjające oddziaływaniu zanieczyszczonymi wodami opadowymi, 2) brak systemu zbierania i odprowadzania odcieków i wód opadowych, 3) brak monitoringu wód powierzchniowych.	
Gaz składowiskowy	
1) występowanie zagrożonych obiektów (np. budynków) w odległości < 300m od składowiska, 2) brak uszczelnienia składowiska, 3) odprowadzanie nieczyszczonego biogazu do atmosfery całą powierzchnią składowiska, 4) brak monitoringu biogazu.	
Bezpieczeństwo na składowisku	
1) brak procedur bezpieczeństwa,	
Kategoria składowiska	D – bez zabezpieczenia

Jak wynika z powyższych zestawień przedmiotowe składowisko nie zostało w pełni poddane rekultywacji i zaliczane jest do czwartej kategorii składowisk, tj. składowisk bez zabezpieczenia (D) stanowiących potencjalne zagrożenie dla środowiska naturalnego.

W wyniku przeprowadzonych prac terenowych stwierdzono na koronie składowiska dwa zastoiska wodne (Fot. 1.) powstałe na wskutek nierównomiernego osiadania odpadów. Zastoiska te w okresie intensywnych opadów atmosferycznych zwiększają znacząco swoją powierzchnię.



Fot. 1. Zastoisko wodne na koronie składowiska
Phot. 1. Impounded water on the landfill crown

Z uwagi na niewłaściwe ukształtowanie bryły składowiska oraz brak uszczelnienia jego wierzchowiny nadmiar wód opadowych przelewając się przez koronę składowiska powoduje niszczenie skarp obwałowania kwater (erozja wodna) oraz tworzenie się podłużnych wcięć (żłobin), które w istotny sposób przyczyniają się do utraty stateczności skarp (fot. 2).



Fot. 2. Erozja wodna skarp obwałowania
Phot. 2. Escarpments water erosion

W celu poprawy zaistniałego stanu zaleca się wykonanie okrywy typu „A” – aktywne składowisko odpadów, obudowa półprzepuszczalna z równoczesnym właściwym ukształtowaniem bryły składowiska.

Na składowisku przeprowadzono pomiar gazów detektorem „Duo Master”, który wykazał stężenie metanu przekraczające 20%. Wynika to najprawdopodobniej z wysokiej wilgotności złoża odpadów, co sprzyja procesowi metanogenezy. Namacalnym efektem emisji i migracji gazów CH_4 i CO_2 są usychające drzewa w obrębie niecki składowiska (fot. 3).



Fot. 3. Uschnięte drzewa w obrębie niecki składowiska
Phot. 3. Dried-up trees in the area of landfills basin

Pojęte prace „rekultywacyjne” sprowadziły się do przysypania zdeponowanych odpadów cienką warstwą ziemi bez wykonania jakiegokolwiek zabezpieczenia wierzchowiny składowiska oraz wykonania monitoringu wód podziemnych – czterech piezometrów w obrębie składowiska.

PODSUMOWANIE

Stan nieczynnego składowiska odpadów komunalnych w znacznym stopniu odbiega od wymagań prawnych. Prace rekultywacyjne tego składowiska ograniczyły się do prowizorycznego przykrycia (przysypania) warstwy odpadów cienką warstwą ziemi oraz wykonania monitoringu wód podziemnych.

Istnieje, zatem konieczność wznowienia dalszych prac rekultywacyjnych, których celem będzie ograniczenie oddziaływania składowiska oraz uzyskanie efektu środowiskowego zgodnego z wymogami obowiązujących przepisów

prawnych. W tym celu należy w pierwszej kolejności rozważyć możliwość wykonania następujących prac rekultywacyjnych:

- Likwidacja zastoisk wodnych na koronie składowiska powstałych na wskutek nierównomiernego osiadania odpadów.
- Naprawa skarp obwałowania kwatery składowiska, na których wstępują osuwiska oraz ślady erozji wodnej. Doprowadzenie pochylenia skarp do wartości 1:2,5 lub zalecanej 1:3 wraz z wykonaniem obudowy biologicznej.
- Ukształtowanie bryły składowiska oraz wykonanie uszczelnienia wierzchowiny składowiska zabezpieczającego przed dalszą infiltracją wód opadowych.
- W związku z niską emisją gazu składowiskowego będącą poniżej wartości uznawanej za dopuszczalną (tj. poniżej $4 \text{ dm}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$), jak również niewielka miąższością złoża (ok. 1,5 m) nie jest konieczne wykonywanie instalacji odgazowującej hałdę odpadów.
- Właściwe ukształtowanie warunków wodnych umożliwiających należytą gospodarkę wodami powierzchniowymi zarówno na złożu odpadów, jak i w jego otoczeniu. W tym celu wskazanym jest wykonanie wzdłuż południowej granicy składowiska rowu odwadniającego, którego zadaniem będzie przejmowanie wód opadowych spływających z górnej partii zbocza. Wprowadzenie systemu monitoringu wód powierzchniowych.
- Wykonanie systemu gospodarki odciekami wraz z zbiornikiem do gromadzenia odcieków i wywozem na oczyszczalnię ścieków. Wprowadzenie częstszego (co najmniej półrocznego) systemu monitoringu odcieków.
- Zabezpieczenie terenu składowiska poprzez m.in. wykonanie trwałego ogrodzenia oraz jego właściwe oznakowanie.

Wykonanie powyżej wskazanych prac w istotny sposób wpłynąć może na zminimalizowanie niekorzystnego oddziaływania tego składowiska na środowisko naturalne i poprawę efektu środowiskowego oraz doprowadzenie go do stanu zgodnego z prawem. Pamiętać jednak należy, że na wykonanie szeregu z tych prac niezbędne będzie uzyskanie we właściwym terytorialnie organie administracji architektoniczno-budowlanej stosownego pozwolenia na budowę.

Praca została sfinansowana w ramach BS AGH nr umowy 11.11.140.199.

LITERATURA

1. DULEMBA K., ŁĘCZYCKA D., RACZEK T.; 2003. Raport o stanie środowiska w województwie małopolskim w 2002 roku, Kraków.
2. Dyrektywa Rady 1999/31/WE z dnia 26 kwietnia 1999 r. w sprawie składowania odpadów, Dz. U. L. 182 z 16.07.1999r., s.1 z późn. zm.

3. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001r. – Prawo ochrony środowiska, Dz. U. z 2013r. poz. 1232 z późn. zm.
4. Ustawa o odpadach z dnia 14 grudnia 2012 r., Dz. U. z 2013r. poz. 21 z późn. zm.
5. MATUSZYŃSKA A.; 2010. Raport o stanie środowiska w województwie podkarpackim w 2009 roku, Rzeszów.
6. MANCZARSKI P., LEWICKI R.; 2012. Wytyczne dotyczące zamykania i rekultywacji składowisk odpadów komunalnych, Warszawa.
7. SKALMOWSKI A.; 2006. Rekultywacja składowisk jako bieżący problem gospodarki odpadami w gminie, dodatek do Przeglądu Komunalnego Nr 12.
8. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 kwietnia 2013 roku w sprawie składowisk odpadów, Dz. U. z 2013 r. poz. 523.
9. WYSOKIŃSKI L.; 2009. Zasady budowy składowisk odpadów, Instrukcja ITB 444/2009, Warszawa.
10. CETCO, Poradnik Projektanta – Rekultywacja składowisk odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne, Szczytno.
11. PROKOPCZUK P., KLIMCZAK J.; 2004. Raport oddziaływania na środowisko nieczynnego składowiska odpadów w Łabowej, Nowy Sącz.
12. Decyzja Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Nowym Sączu z dnia 30.09.1996r, znak: WIOŚ/WI/I-O/4622/14/96/1378 w przedmiocie wymierzenia kary.

THE CLOSING AND REMEDIATION OF THE NON-REGULATED LANDFILLS NON-CONFORMING WITH LEGAL REQUIREMENTS AFTER THE JOINING OF POLAND TO EU, ON THE EXAMPLE OF A SELECTED LANDFILL AT THE TERRITORY OF NOWY SĄCZ DISTRICT

S u m m a r y

In this work, the most important issues related to legal aspects of closing and remediation of landfills used for storage of waste other than hazardous and inert waste, which means mainly for municipal waste storage, are considered. The work also refers to the required monitoring which should be performed in post-operation period. The analysis and evaluation of such process has been performed upon the example of the selected inoperable landfill located at the territory of Nowy Sącz district.

Key words: landfill, remediation process, legal requirements, monitoring



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA, ARCHITEKTURY
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

ZAPRASZA DO PODJĘCIA STUDIÓW

**NA KIERUNKACH: INŻYNIERIA ŚRODOWISKA
ENERGETYKA KOMUNALNA
ORAZ ARCHITEKTURA KRAJOBRAZU**

Studia pierwszego stopnia **inżynierskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych i niestacjonarnych (3,5-letnie).

Studia drugiego stopnia **magisterskie** (dotyczy kierunku inżynieria środowiska i architektura krajobrazu) odbywają się w formie studiów stacjonarnych i niestacjonarnych (1,5-letnie).

Studia trzeciego stopnia **doktoranckie** (dotyczy kierunku inżynieria środowiska) odbywają się w formie studiów stacjonarnych (4-letnie).

Informacje o kierunku i specjalnościach znajdziecie Państwo na stronie:

http://www.wbais.uz.zgora.pl/oferta_dydaktyczna

Dziekanat WBAiŚ (pok. 101 i 102, bud. A-8) czynny: wtorek, środa, czwartek, piątek - w godzinach 10-13, sobota (w czasie zjazdów WBAiŚ): w godzinach 8-12, nieczynny – poniedziałek.

Informacje na temat rekrutacji: <http://rekrutacja.uz.zgora.pl>

Strona internetowa Wydziału Budownictwa, Architektury
i Inżynierii Środowiska:

<http://www.wbais.uz.zgora.pl>

Strona internetowa Instytutu Inżynierii Środowiska:

<http://www.iis.uz.zgora.pl>



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

**ZAPRASZA
DO WSPÓŁPRACY**

Oferujemy wykonanie:

- **opracowań planistycznych, projektowych oraz analiz stanu elementów sieci przesyłowych wod.-kan.;**
- **ocen oddziaływania na środowisko i raportów środowiskowych, do dokumentacji budowlanej i opracowań planistycznych;**
- **opracowań ekofizjograficznych;**
- **projektów koncepcyjnych i wykonawczych rekultywacji terenów zdegradowanych;**
- **dokumentacji geologiczno-inżynierskich;**
- **operatów wodno-prawnych;**
- **badania właściwości wód powierzchniowych i podziemnych, w tym przeznaczonych do spożycia;**
- **badania ścieków komunalnych i przemysłowych, osadów ściekowych i odpadów;**
- **analiz i dokumentacji w zakresie gospodarki odpadami;**
- **badania gleb i gruntów wraz z podaniem zaleceń uprawowych i rekultywacyjnych;**
- **projektów zagospodarowania terenów o różnej funkcjonalności;**
- **badania i opracowania w ramach audytu energetycznego budynków**

