



ODDZIAŁYWANIE TRANSPORTU KOLEJOWEGO NA ZANIECZYSZCZENIE GLEB I *PLEUROZIUM SCHREBERI* METALAMI CIĘŻKIMI

***Maja Radziemska¹, Joanna Fronczyk¹, Zbigniew Mazur²,
Magdalena Vaverková³***

¹Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, ²Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie,
³Mendel University in Brno

IMPACT OF RAILWAY TRANSPORT ON SOIL AND *PLEUROZIUM SCHREBERI* CONTAMINATION WITH HEAVY METALS

Streszczenie

Celem przeprowadzonych badań była ocena zanieczyszczenia występującego wzdłuż linii kolejowej zlokalizowanej na obrzeżach Warszawy, poprzez określenie zawartości wybranych metali ciężkich w wierzchniej warstwy gleby i mchu (*Pleurozium schreberi*). Badania zostały przeprowadzone w południowej części Warszawy (centralna Polska) w trzech punktach pomiarowych: przed przejazdem kolejowym, i za przejazdem w kierunku północnym. Próbki gleby i mchu zostały pobrane w każdego punktu w odległościach 1, 10, 20 i 30 m od linii kolejowej. Oznaczenia zawartości metali ciężkich wykonano metodą spektroskopii absorpcji atomowej (ASA). Spośród analizowanych punktów najwyższą zawartość Cu, Zn, Ni i Pb w glebie odnotowano w odległości 1 m od szlaku kolejowego. Odczyn (pH) gleby miał najniższą wartość w odległości 30 m (punkt pomiarowy A i B) natomiast najwyższą w odległości 1 m, natomiast wartości EC były najwyższe w punkcie pomiarowym A (okolice stacji kolejowej).

Maksymalne zawartości metali ciężkich (Cu, Zn, Ni) w mchu (*Pleurozium schreberi*) występowały w bezpośredniej bliskości szlaku kolejowego.

Słowa kluczowe: metale ciężkie, gleba, mech, linia kolejowa, transport kolejowy

Abstract

*The purpose of the studies was to assess environmental contamination alongside railway lines in the suburbs of Warsaw by determining the concentrations of selected heavy metals in surface layer of soil as well as moss (*Pleurozium schreberi*). The studies were conducted in the southern part of Warsaw (central Poland) in three sampling points: before the railway station, and after the station to the northbound. Soil and moss samples were taken from each of these sites at distances of 1, 10, 20 and 30 m from the railroad. Heavy metals were analyzed using flame atomic absorption spectrometry (AAS). The highest Cu, Zn, Ni, and Pb contents in soil were found 1 m from the railroad at each of the analyzed sites. pH was lowest at 30 m (sampling points A and B), and highest at 1 m whilst EC value was highest in sampling point A (near railway station). Maximum contents of heavy metals (Cu, Zn, Ni) in *Pleurozium schreberi* moss were most often present in the direct proximity of the railroad tracks.*

Keywords: heavy metals, soil, moss, railroad, railway transportation

WSTĘP

Nowoczesny, dobrze rozwinięty transport kolejowy może stanowić istotną alternatywę dla transportu drogowego, szczególnie w aspekcie korzystania z jego usług na dłuższych odległościach. Najintensywniejszy rozwój krajowej sieci kolejowej przypada na koniec lat trzydziestych XX wieku. W roku 2009 sumaryczna długość linii kolejowych w Polsce stanowiła 20 tys. km, z czego 11 tys. km to linie kolejowe o znaczeniu państwowym (GUS, 2009). Transport, jak również towarzysząca mu infrastruktura kolejowa może wywierać negatywny wpływ na poszczególne komponenty środowiska naturalnego (Chen Z. i in., 2015, Ma J. i in., 2009, Mazur Z. i in., 2013). Liczne badania monitoringowe dotyczące oddziaływania m.in. metali ciężkich na środowisko obejmują głównie transport drogowy (Soltani N. i in. 2015, Watmough S. i in., 2014), mniej uwagi poświęcając zanieczyszczeniom pochodzącym z transportu kolejowego.

Eksploatacja linii kolejowych oraz towarzyszącej infrastruktury odpowiedzialna jest za emisję zanieczyszczeń i substancji toksycznych, które negatyw-

nie oddziałują zarówno na powietrze atmosferyczne jak i środowisko gruntowo-wodne (Baltrėnas P. i in. 2009, Liu H. i in. 2009, Maławska M. i Wiołkomirski B. 2001). Do głównych grup można zaliczyć takie związki jak: węglowodory aromatyczne (WWA), aerozole, kwasy i przede wszystkim metale ciężkie (Burkhardt M. i in. 2008, Gehrig R. i in. 2007, Plakhotnik i in. 2005). Zanieczyszczenie środowiska gruntowo-wodnego substancjami szkodliwymi, może być związane z wieloma czynnościami prowadzonymi na kolei, problem ten szczególnie dotyczy miejsc przeładunku paliw płynnych i ich tankowania. Ponadto, specyficznym przypadkiem są tzw. prądy błędzące, które mogą się przyczynić do szybszego uwalniania niektórych metali ciężkich w rezultacie prowadząc do większej ich koncentracji w glebie (Binkiewicz P. 2005, Szelań A. 2006).



Rysunek 1. Źródła zanieczyszczeń charakterystycznych dla transportu kolejowego
Figure. 1. Sources of pollution typical for railway transport

Do głównych źródeł metali ciężkich w glebach i roślinności występującej wzdłuż torów kolejowych (Rys. 1), można zaliczyć m.in. pyły i gazy pochodzące ze spalania w lokomotywach paliw stałych – węgla kamiennego, oraz ciekłych – ropy naftowej i mazutu. W Polsce udział trakcji spalinowej sięga około 8% i jest wykorzystywana głównie na liniach drugorzędnych i przy wielu pracach manewrowych. Niska sprawność urządzeń elektrycznych jak i przesta-

rzała konstrukcja większości lokomotyw spalinowych powoduje duże zużycie paliw, smarów, środków eksploatacyjnych, emisję spalin, wycieki paliwa oraz hałas, drgania i wibracje (Szelaąg A. 2006). Istotnym źródłem zanieczyszczeń, głównie bliskiego otoczenia trakcji kolejowej, mogą być pyły powstające w wyniku ścierania się kół i klocków hamulcowych w pociągach oraz szyn. Pyły te zwykle powstają w większych ilościach w miejscach zmiennego ruchu pociągów, głównie przy manewrach takich jak ruszanie czy hamowanie (Mazur Z. i in. 2013). Zagrożenie mogą również stanowić drewniane konstrukcje wsporcze, gdyż z drewna może następować wymywanie środka impregnującego, który zwykle zawiera PCB (Szelaąg A. 2006). Ponadto, ścieki pochodzące z mycia wagonów i lokomotyw, w których składzie znajdują się sadze, pyły mineralne oraz substancje ze środków czyszczących (Moczarski M. 2000). Wykonanie nasypów z gruntów słabo przepuszczalnych, może spowodować zahamowanie odpływu wody gruntowej, co w rezultacie może skutkować zabagnieniem terenu, a w konsekwencji prowadzić do zmiany stosunków wodnych (Binkiewicz P. 2005).

W świetle powyższej dyskusji za cel poznawczy postawiono określenie zawartości wybranych metali ciężkich w glebie i mchu (*Pleurozium schreberi*) wzdłuż linii kolejowej prowadzącej z północy na południe Polski, na odcinku Warszawa – Dawidy. Ponadto, otrzymane wyniki badań będą podstawą określenia oddziaływania szlaku kolejowego na poszczególne komponenty środowiska.

MATERIAŁY I METODY

Badania przeprowadzono w pobliżu stacji PKP Warszawa – Dawidy, na obszarze sąsiadującym z linią kolejową nr 8, prowadzącą z północy na południe Polski, na odcinku łączącym Warszawę Zachodnią z Krakowem (Rys. 2). Tereny, na których zostały przeprowadzone badania należą do użytków rolnych, które od linii kolejowej oddziela pas zadrzewień oraz rzadko uczęszczana droga gruntowa. W pobliżu nie występują drogi szybkiego ruchu ani zakłady przemysłowe, które mogłyby oddziaływać na otrzymane wyniki. Obszar składa się głównie z piasków i żwirów sandrowych. Poddany badaniom odcinek trasy kolejowej wykorzystywany jest głównie w ruchu pasażerskim oraz towarowym i na całym odcinku jest dwutorowy o rozstawie szyn mierzącym 1 435 mm. Ponadto, pociągi na tym odcinku zmieniają swoją prędkość (zwalniają lub przyspieszają), ze względu na bliską odległość stacji.

Próbki gleby i mchu – rokitnika pospolitego (*Pleurozium schreberi*) pobrano z trzech miejsc badawczych (oznaczonych odpowiednio symbolami: A, B i C). Punkt pomiarowy A zlokalizowany był przed przejazdem kolejowym, około 100 metrów od stacji PKP Warszawa – Dawidy (w kierunku północnym). Kolejne punkty pomiarowe (A, B, C) były oddalone od siebie o 20 m (Rys. 2).



Rysunek 2. Lokalizacja miejsc poboru próbek
Figure 2. Location of sampling sites

W celu określenia zasięgu oddziaływania zanieczyszczeń wyznaczono 3 prostopadłe do linii kolejowej transekty w odległościach 1, 10, 20 i 30 metrów, natomiast mech (*Pleurozium schreberi*) pobrano w bezpośrednim sąsiedztwie szlaku kolejowego (1m). W każdym z punktów pomiarowych pobrano po 20 prób jednostkowych gleby z warstwy 0-10 cm i 20 próbek mchu w odległości 1 m od torów. Łącznie pobrano 240 jednostkowych próbek gleby i 80 mchu. Z tak przygotowanego materiału sporządzono próbki reprezentatywne dla danego miejsca i odległości. Następnie w laboratorium próbki wysuszone w temperaturze pokojowej, glebę przesiano przez sito nylonowe o średnicy oczek 1 mm. Materiał roślinny poddano czyszczeniu z cząstek gleby i innych zanieczyszczeń, osuszony powietrznie w temperaturze pokojowej zmielono i poddano mineralizacji. Pomiar parametrów chemicznych przeprowadzono w trzech powtórzeniach.

W wyciągach uzyskanych po mineralizacji w kwasie azotowym (HNO_3 cz.d.a.) o stężeniu $1,40 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$, w piecu mikrofalowym Milestone Start D, określono zawartość całkowitą: miedzi (Cu), cynku (Zn), niklu (Ni) i ołowiu (Pb), metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej (AAS) w płomieniu powietrzno-

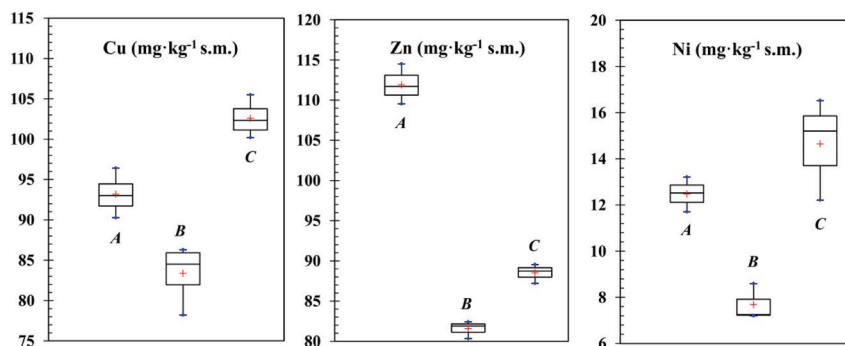
-acetylenowym z wykorzystaniem aparatu iCE-3000 (Thermo Scientific, USA). Do analiz wykorzystano wodę dejonizowaną o przewodnictwie właściwym $0.055 \mu\text{S cm}^{-1}$. W próbach glebowych dodatkowo oznaczono: odczyn (pH) – metodą potencjometryczną w wodnym roztworze KCl o stężeniu 1 mol dm^{-3} oraz przewodnictwo elektrolityczne (EC) metodą potencjometryczną przy użyciu miernika wielofunkcyjnego Eijkelkamp (Netherlands).

Otrzymane wyniki zweryfikowano za pomocą metod statystycznych korzystając z programu XLStat firmy Addinsoft. W celu scharakteryzowania i porównania składu chemicznego gleby i mchu obliczono wartości średnie, minimalne, maksymalne i odchylenia standardowe.

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Wartości odczynu (pH) oraz przewodnictwa elektrycznego (EC) gleb pochodzących z terenów zlokalizowanych wzdłuż szlaku kolejowego zależały od miejsca z którego pobrano próbki do badań oraz odległości od linii kolejowej (Tab. 1). Odczyn (pH) gleb ma podstawowe znaczenie dla procesów uruchamiania bądź immobilizacji metali ciężkich (Yuan C. i in. 2015), wraz ze wzrostem pH mobilność pierwiastków śladowych maleje, na skutek zjawiska adsorpcji lub wytrącania nierozpuszczalnych soli (Chuan M. i in. 1996). Średnie wartości odczynu (pH) gleby zawierały się w przedziale od 4,61 (w odległości 30 m od linii kolejowej) do 7,24 (w odległości 20 m od linii kolejowej). We wszystkich punktach pomiarowych, wartość odczynu (pH) zmniejszała się w miarę oddalania się od szlaku kolejowego. Najniższym odczynem charakteryzowała się gleba pochodząca z punktu pomiarowego B zlokalizowanego 30 m od szlaku kolejowego, osiągając wartość pH 4,61. Zakwaszenie gleb na tym odcinku badawczym może być spowodowane występowaniem zbiorowiska leśnego, gdzie ze względu na zachodzące procesy rozkładu materii organicznej produktami rozkładu są kwasy organiczne.

Wartość przewodnictwa elektrycznego (EC) gleby zależała zarówno od miejsca poboru próbek jak i odległości od szlaku kolejowego z którego zostały pobrane (Tab. 1). Średnie wartości przewodnictwa elektrycznego zawierały się w przedziale od $81 \mu\text{S cm}^{-1}$ do $582 \mu\text{S cm}^{-1}$ i zmniejszały swoją wartość w miarę odległości od szlaku kolejowego. Najwyższą wartością omawianego parametru wynoszącą $582 \mu\text{S cm}^{-1}$ charakteryzowała się gleba pochodząca z punktu pomiarowego zlokalizowanego w odległości 1 m od linii kolejowej, natomiast najniższymi ($81 \mu\text{S cm}^{-1}$) gleba pobrana w odległości 20 m od szlaku kolejowego. We wszystkich punktach pomiarowych zaobserwowano wystąpienie ujemnej korelacji pomiędzy wartością przewodnictwa elektrolitycznego (EC) a zwiększającą się odległością od linii kolejowej.



Rysunek 3. Zawartość miedzi (Cu), cynku (Zn) i niklu (Ni) w mchu (*Pleurozium schreberi*) pochodzących z punktów pomiarowych A, B, C.

Figure 3. Copper (Cu), zinc (Zn) and nickel (Ni) concentration in moss (*Pleurozium schreberi*) sampled in A, B, C sampling points.

Zawartości oznaczanych metali ciężkich w glebie bezpośrednio przy linii torów układały się w następujący sposób: Cu: 93,2-105,7 mg·kg⁻¹, Zn: 92,2-118,1 mg·kg⁻¹, Ni: 19,0-22,2 mg·kg⁻¹, Pb: 38,7-61,5 mg·kg⁻¹ (Tab. 1). Uzyskane wartości dla miedzi i cynku przekroczyły dopuszczalne wartości określone Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleb oraz standardów jakości ziemi (2002). Analizując rozprzestrzenianie się metali ciężkich w funkcji odległości można zauważyć, że we wszystkich badanych transektach zawartości zmniejszają się w miarę oddalania się od szlaku kolejowego. Podobną zależność wskazał Mazur T. i in. (2013) w badaniach nad zawartością metali ciężkich w glebach wzdłuż szlaku kolejowego znajdującego się w zachodniej części Olsztyna (płn.-wsch. Polska).

Głównym źródłem miedzi w otoczeniu szlaków kolejowych mogą być przewody trakcyjne (Imperato M. i in. 2003), dodatkowo podczas eksploatacji występować może rozpylanie niewielkiej ilości Cu pochodzącej ze startych przewodów jezdnych, w ilości około 10 kg·tkm⁻¹ rocznie (Szeląg A. 2006). Miedź znajduje się również w stali (w ilości do 0,3%), z której wykonane są koła pociągów. Najwyższą zawartość tego pierwiastka (od 95,2 mg·kg⁻¹ do 105,1 mg·kg⁻¹) stwierdzono w bezpośredniej bliskości torów (odległość 1 m). Ponadto, średnie zawartości Cu w odległościach 1, 10, 20 i 30 m we wszystkich punktach pomiarowych przekraczały naturalną zawartość tego pierwiastka dla gleb Polski, która wg Szczepockiej A. (2005) wynosi 6-15 mg·kg⁻¹. Również Maławska i Wiłkomirski (2001) analizując zawartość miedzi w glebie wzdłuż szlaku kolejowego otrzymali wartości przekraczające 100 mgCu·kg⁻¹. Natomiast Liu H. i in. (2009) określili zawartości Cu w pobliżu linii torów i nasypu odpowiednio na poziomie 59,2 i 58,9 mg·kg⁻¹.

Tabela 1. Chemiczne właściwości gleby w zależności od odległości od torów
Table 1. Soil chemical properties varying with distance from the track

Odległość od linii kolejowej Distance from railway lines	Statystyka Statistics	pH _{KCl}	EC ^a ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Cu (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	Ni (mg kg ⁻¹)	Pb (mg kg ⁻¹)
Punkt pomiarowy A / Sampling Point A							
1m	Range	6,44-6,74	578-588	98,0-102,8	104,5-110,2	21,3-22,2	52,6-56,4
	Mean $\pm$ SD	6,56 $\pm$ 0,2	582 $\pm$ 5,5	100,8 $\pm$ 2,5	107,3 $\pm$ 2,9	21,7 $\pm$ 0,4	54,4 $\pm$ 1,9
10m	Range	5,77-6,80	130-144	96,3-98,8	100,6-109,2	15,8-16,6	49,8-54,1
	Mean $\pm$ SD	6,13 $\pm$ 0,6	136 $\pm$ 7,1	97,6 $\pm$ 1,3	104,5 $\pm$ 4,4	16,2 $\pm$ 0,4	51,0 $\pm$ 2,6
20m	Range	5,50-5,71	92-100	84,9-85,4	79,8-87,5	11,2-12,0	34,2-37,8
	Mean $\pm$ SD	5,59 $\pm$ 0,1	97 $\pm$ 4,2	85,1 $\pm$ 0,3	84,8 $\pm$ 4,3	11,6 $\pm$ 0,4	35,5 $\pm$ 2,0
30m	Range	5,83-5,99	125-135	24,1-25,1	41,0-47,6	7,8-12,1	34,0-35,2
	Mean $\pm$ SD	5,93 $\pm$ 0,1	129 $\pm$ 5,3	24,6 $\pm$ 0,5	45,2 $\pm$ 3,6	9,7 $\pm$ 2,2	34,5 $\pm$ 0,6
Punkt pomiarowy B / Sampling Point B							
1m	Range	6,99-7,11	321-326	104,6-105,7	108,2-118,1	19,6-21,5	59,9-61,5
	Mean $\pm$ SD	7,06 $\pm$ 0,1	323 $\pm$ 2,6	105,1 $\pm$ 0,5	112,7 $\pm$ 5,0	20,6 $\pm$ 1,0	60,7 $\pm$ 0,8
10m	Range	7,09-7,29	85-99	96,2-102,3	103,2-109,9	15,9-16,2	44,8-63,1
	Mean $\pm$ SD	7,17 $\pm$ 0,1	94 $\pm$ 7,8	99,7 $\pm$ 3,2	107,5 $\pm$ 3,7	17,2 $\pm$ 1,9	52,7 $\pm$ 9,4
20m	Range	6,88-6,93	75-85	88,5-99,4	102,2-105,0	12,9-18,7	40,0-59,4
	Mean $\pm$ SD	6,93 $\pm$ 0,1	81 $\pm$ 5,1	92,4 $\pm$ 6,0	103,9 $\pm$ 1,5	15,9 $\pm$ 2,9	47,3 $\pm$ 10,6
30m	Range	4,37-5,01	101-117	38,9-40,7	81,0-84,9	12,0-15,2	33,2-38,6
	Mean $\pm$ SD	4,61 $\pm$ 0,4	111 $\pm$ 8,7	39,7 $\pm$ 0,9	83,5 $\pm$ 2,1	13,8 $\pm$ 1,6	36,5 $\pm$ 2,9
Punkt pomiarowy C / Sampling Point C							
1m	Range	6,89-7,01	320-338	93,2-96,1	92,2-118,8	19,0-21,1	38,7-42,3
	Mean $\pm$ SD	6,97 $\pm$ 0,1	331 $\pm$ 9,9	95,2 $\pm$ 1,7	105,1 $\pm$ 13,3	20,4 $\pm$ 1,1	40,4 $\pm$ 1,8
10m	Range	6,85-6,99	152-160	84,0-86,5	106,6-113,2	16,4-19,0	33,1-38,3
	Mean $\pm$ SD	6,93 $\pm$ 0,1	157 $\pm$ 4,2	84,9 $\pm$ 1,4	104,8 $\pm$ 7,3	18,0 $\pm$ 1,4	35,6 $\pm$ 2,6
20m	Range	7,50-7,12	113-125	68,8-72,4	84,6-99,2	15,1-18,0	31,1-31,9
	Mean $\pm$ SD	7,24 $\pm$ 0,2	119 $\pm$ 6,0	70,3 $\pm$ 1,9	94,3 $\pm$ 8,4	16,8 $\pm$ 1,5	31,6 $\pm$ 0,4
30m	Range	4,55-4,85	104-123	46,0-47,5	70,2-97,2	11,1-12,7	19,4-28,2
	Mean $\pm$ SD	4,67 $\pm$ 0,2	113 $\pm$ 9,5	46,9 $\pm$ 0,8	87,4 $\pm$ 15,0	11,9 $\pm$ 0,8	23,2 $\pm$ 4,6
S.W. S.V.	-	-	-	30	100	35	50

a EC – przewodnictwo elektryczne; EC-electrical conductivity, SD – odchylenie standardowe; SD-standard deviation, b – S.W. – wartości dopuszczalne określone Rozporządzeniem Ministra Środowiska; S.V. – standard value, the values given are the maximum permissible concentrations of heavy metals in soils according to the Regulation of the Polish Minister of the Environment

Według Grodzińskiej i Szarek-Lukaszewskiej (2001) średnia zawartość miedzi w *Pleurozium schreberi* w Polsce w 1995 wynosiła $10,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Wartość ta została przekroczona we wszystkich punktach pomiarowych (Rys. 3). Największe zawartości miedzi odnotowano w pobliżu stacji kolejowej (punkt pomiarowy C), gdzie koła pociągów ulegają największemu zużyciu ze względu na częste hamowanie i ruszanie pociągów. Mazur Z. i in. (2013) również określił wysokie zawartości Cu (od $89,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. do $106,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.) w mchu pochodzącym w bezpośredniej bliskości torów.

Zanieczyszczenie gleb cynkiem związane ze szlakami kolejowymi może być wywołane bezpośrednio przez przewożone ładunki (Plakhotnik V. i in. 2009) jak również stosowanie tego pierwiastka w powłokach antykorozyjnych w podkładach stalowych (Ferdous W. Manalo A. 2014). Średnia zawartość cynku w glebach z badanego odcinka szlaku kolejowego zawierała się w przedziale od $45,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ w odległości 30 m od torów, do $112,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ tuż przy torach kolejowych. Podobnie jak w przypadku miedzi, zawartości cynku maleją w miarę oddalania się od szlaku kolejowego. Nominalne stężenia Zn w glebach Polski określone na poziomie 25 do $90 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Szczepocka A. 2005) w przypadku analizowanego terenu zostały przekroczone. Badania Liu H. i in. (2009) potwierdzają podwyższone zawartości Zn w bezpośredniej bliskości torów kolejowych. Na stacji Iława Główna koncentracja cynku koło peronów dochodziła nawet do $1438 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ gleby (Wiłkomirski B. i in. 2011). Zawartości Zn w glebie znajdującej się w pobliżu linii torów i nasypu na poziomie $84,6$ i $90,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ zostały określone przez Liu H. i in. (2009) wzdłuż górskiego szlaku kolejowego w Sichuan w Chinach.

Na obszarze objętym badaniami spośród określanych metali ciężkich przeważa występowanie cynku, co również znalazło odzwierciedlenie w zawartości tego pierwiastka w *Pleurozium schreberi* pochodzącego z punktu pomiarowego A. Średnia zawartość Zn w *Pleurozium schreberi* w Polsce wynosiła w 1995 roku $48 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Grodzińska K. i in. 1999), a w 2000 roku (Grodzińska K. i in. 2001) zawartość ta kształtowała się na poziomie $61,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Na analizowanym odcinku szlaku kolejowego zawartość Zn w mchu była dość zróżnicowana w poszczególnych miejscach badawczych i wynosiła od $211,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. w miejscu A do $81,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. w miejscu B.

Zawartość niklu w glebie wywołana obecnością infrastruktury kolejowej dużym stopniu związana jest z procesem ścierania się stali, z której produkuje się koła pojazdów kolejowych (Mukherjee M. i in. 2015), polskie normy dopuszczają 0,3% zawartość tego pierwiastka (Szelaąg A. 2006). Ponadto, do zanieczyszczenia niklem może dochodzić poprzez spalanie węgla i ropy naftowej w lokomotywach (Burkhardt M. i in. 2008). Najwyższą zawartość tego pierwiastka ($21,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) określono w punkcie pomiarowym A, który był najdalej oddalony w kierunku północnym i znajdował się w odległości 1 metra od torów kolejowych. Otrzymane zawartości niklu były nieco wyższe w odniesieniu do

średnich zawartość Ni w glebach Polski, które wg. Szczepockiej A. (2005) zawierają się w przedziale od 8 do 15 mg·kg⁻¹. Również Mazur Z., i in. (2013) potwierdzają podwyższone zawartości tego pierwiastka w bezpośredniej bliskości torów kolejowych.

Zawartość niklu w *Pleurozium schreberi* zawierała w przedziale od 7,2 mg·kg⁻¹ do 15,2 mg·kg⁻¹ s.m. i wielokrotnie przekraczała średnie zawartości wynoszące w Polsce od 1,6 do 2,3 mgNi·kg⁻¹ s.m. (Grodzińska K. i in. 2003, Deczkowska A. i in. 2008 Suchara I. i in 2007). Zawartość niklu w *Pleurozium schreberi* w badaniach Mazura Z. i in. (2013) przyjmowała wartości od 3.8 mg·kg⁻¹ s.m. do 30,0 mg·kg⁻¹ s.m.

Koncentracja ołowiu w otoczeniu szlaku kolejowego, którego głównym źródłem mogą być paliwa (Liu H. i in. 2009) w glebach objętych badaniami zawierała się w przedziale od 23,2 mg·kg⁻¹ do 54,4 mg·kg⁻¹ (Tab. 2). Występowanie wysokich stężeń ołowiu w pobliżu linii kolejowych dowodzą badania przeprowadzone przez Jian-Hua M. i in. (2009). Również wysoką koncentrację ołowiu sięgającą 75-448 mg·kg⁻¹ gleby koło szlaków kolejowych potwierdza Wilkomirski B. i in. (2011). Dla gleb Polski zawartość tego pierwiastka wynosi od 10 do 70 mg·kg⁻¹ (Kabata-Pendias A., Dudka S., 1991). Liu H. i in. (2009) określili zawartości ołowiu w pobliżu linii torów i nasypu odpowiednio na poziomie 16,7 i 17,5 mg·kg⁻¹. W prezentowanych badaniach wraz ze wzrostem odległości od linii torów średnie wartości tego pierwiastka malały, co również potwierdzają badania Zhang H. i in. (2012), które zostały przeprowadzone wzdłuż szlaku kolejowego Qinghai w Tybecie.

WNIOSKI

Analiza wyników badań nad oddziaływaniem szlaku kolejowego na odcinku Warszawa-Dawidy na akumulację wybranych metali ciężkich w glebie i mchu (*Pleurozium schreberi*) pozwala na sformułowanie następujących wniosków: (1) Zanieczyszczenie badanych gleb w biskiej odległości od linii torów Cu i Zn przekracza dopuszczalne stężenia określone Rozporządzeniem Ministra Środowiska. Największą zawartość spośród analizowanych metali, w przypowierzchniowej warstwie gleb wykazał Zn, natomiast najmniejszą – Ni. (2) Koncentracje Cu, Zn, Ni i Pb w glebie w miarę oddalania się od linii torów zmniejszały się, osiągając najmniejsze wartości w odległości 30 m. (3) Stężenia Cu, Zn i Ni w *Pleurozium schreberi* przekraczały średnie wartości charakterystyczne dla Polski, co może wskazywać na negatywne oddziaływanie szlaku kolejowego na poszczególne komponenty środowiska naturalnego.

Autorzy dziękują Wiolecie Koziół i Marcie Kosmatce za pomoc w wykonaniu prac terenowych i laboratoryjnych.

LITERATURA

- Baltrėnas, P., Vaitiekūnas, P., Bačiulytė, Ž. (2009). *Investigation of soil's contamination with heavy metals by railway transport*. Journal of Environmental Engineering and Landscape Management, 17, 244-251.
- Binkiewicz, P. (2005). *Infrastruktura kolejowa a krajobraz na wybranych przykładach z Dolnego Śląska* [w:] Struktura przestrzenno-funkcjonalna krajobrazu (red.): A. Szponar, S. Horska-Schwarz, Problemy Ekologii Krajobrazu. XVII, 205-215.
- Burkhardt, M., Rossi, L., Boller, M. (2008). *Diffuse release of environmental hazards by railways*. Desalination, 226, 106-113.
- Chen, Z., Ai Y., Fang, C., Wang, K., Li, W., Liu, S., Li, C., Xiao, J., Huang, Z. (2015). *Distribution and phytoavailability of heavy metal chemical fractions in artificial soil on rock cut slopes alongside railways*. Journal of Hazardous Materials, 273, 165-173.
- Chuan, M.C., Shu, G.Y., Liu, J.C. (1996.) *Solubility of heavy metals in a contaminated soil: effects of redox potential and pH*. Water, Air, and Soil Pollution, 90, 543-556.
- Dećkowska, A., Pierścieniak, M., Gworek, B., Macjesezek, D. (2008). *Wybrane gatunki roślin jako wskaźniki zmian w środowisku*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, nr 37, s. 128-138.
- Ferdous, A., Manalo, A. (2014). *Failures of mainline railway sleepers and suggested remedies – Review of current practice*. Engineering Failure Analysis, 44, 17-35.
- Gehrig, R., Hill M., Lienemann, P., Zwicky, C.N., Bukowiecki, N., Weingartner, E. (2007) *Contribution of railway traffic to local PM10 concentrations in Switzerland*. Atmospheric Environment, 41, 923-933.
- Grodzińska, K. Szarek-Lukaszewska, G. (2001). *Response of mosses to the heavy metal deposition in Poland – an overview*. Environmental Pollution, 114, 443-451.
- Grodzińska, K., Szarek-Lukaszewska, G. Godzik, B. (1999). *Survey of heavy metal deposition in Poland using mosses as indicators*. The Science of the Total Environment, 229, 41-51.
- Grodzińska, K., Frontasyeva, M., Szarek-Lukaszewska, G., Klich, M., Kucharska-Fabiś, A., Gundorina, S.F. Ostrovnaya, T.M. (2003). *Trace element contamination in industrial regions of Poland studied by moss monitoring*. Environmental Monitoring and Assessment, 87, 255-270.
- Imperato, M., Adamo, P., Naimo, D., Arienzo, M., Stanzone, D. Violante, P. (2003). *Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy)*. Environmental Pollution, 124/2, 247-256.
- Jian-Hua, M., Chun-Jie, C., Jian, J., Bo, S. (2009). *Heavy Metal Pollution in Soils on Railroad Side of Zhengzhou-Putian Section of Longxi-Haizhou Railroad, China*. Pedosphere 19/1, 121-128.

Kabata-Pendias, A. Dudka, S. (1991). *Baseline data for cadmium and lead in soils and some cereals of Poland*. Water, Air, and Soil Pollution, 57/58, 723-731.

Liu, H., Chen, L.P., Ai, Y.W., Yang, X., Yu, Y.H., Zuo, Y.B.. (2009). *Heavy metal contamination in soil alongside mountain railway in Sichuan, China*. Environmental Monitoring Assessment, 152, 25-33.

Ma, J.H., Chu, C.J., Li, J., Song, B. (2009). *Heavy metal pollution in soils on railroad side of Zhengzhou – Putian section of Longxi–Haizhou railroad, China*. Pedosphere, 19:121-8.

Malawska, M., Wiołkomirski, B. (2001). *An analysis of soil and plant (Taraxacum Officinale) contamination with heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the area of the railway junction Ilawa Główna, Poland*. Water Air Soil Pollution, 127, 339-49.

Mukherjee, M., Saha, S., Pal, T.K. Kanjilal, P. (2015). *Influence of modes of metal transfer on grain structure and direction of grain growth in low nickel austenitic stainless steel weld metals*. Materials Characterization, 102, 9-18.

Mazur, Z., Radziemska, M., Maczuga, O., Makuch, A. (2013). *Heavy metal concentrations in soil and moss surroundings railroad*. Fresenius Environmental Bulletin, 22/4, 955-961.

Moczarski, M. (2000). *Ekologiczne aspekty mycia wagonów pasażerskich* [w:] Technika Transportu Szynowego, 10, 40-45.

Plakhotnik, V.N., Onyshchenko, J.V., Yaryshkina, L.A. (2005). *The environmental impacts of railway transportation in the Ukraine*. Transportation Research Part D, 10, 263-268.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku w sprawie standardów jakości gleb oraz standardów jakości ziemi. Dz. U. z 2001 r. Nr 62, poz. 627 i Nr 115 z późniejszymi zmianami.

Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Tavakol, T., Lahijanzadeh, A.R., Jaafarzadeh, N., Kerman, M. (2015). *Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran*. Science of the Total Environment, 505, 712-723.

Suchara, I., Florek, M., Godzik, B., Mankovska, B., Rabnecz, G., Sucharova, J., Tuba, Z., Kapusta, P., (2007). *Mapping of main sources of pollutants and their transport In the Visegrad Space. Part I: Eight toxic metals. Export group on biomonitoring the atmospheric deposition loads in the Visegrad countries*. Vyzkumny ustav, Silva Taroucy pro krajinu a okrasne zahradnictvi, v.v.i., Pruhoňice, KLEMO, Zvolen, 1-127.

Szeląg, A. (2006). *Problemy oddziaływania trakcji elektrycznej na środowisko*. Eksploatacja, 11-12, 46-57.

Szczepocka, A. (2005). *Kryteria oceny zanieczyszczeń gleb metalami ciężkimi*. Zeszyty Naukowe SGSP, nr 32.

Transport (2010). *Wyniki działalności w 2009*, GUS, Warszawa, s. 46.

Watmough, S.A., McDonough, A.M., Raney, S.M. (2014). *Characterizing the influence of highways on springtime NO₂ and NH₃ concentrations in regional forest monitoring plots*. Environmental Pollution, 190, 150-158.

Wilkomirski, B., Sudnik-Wójcikowska, B., Galera, H., Wierzbička, M., Malawska, M. (2011). *Railway transportation as a serious source of organic and inorganic pollution*. Water, Air and Soil Pollution, 218/1-4, 333-345.

Yuan, C., Fitzpatrick, R., Mosley, L.M., Marschner P. (2015). *Sulfate reduction in sulfuric material after re-flooding: Effectiveness of organic carbon addition and pH increase depends on soil properties*. Journal of Hazardous Materials, 298, 138-145.

Zhang, H., Wang, Z., Zhang, Y., Hu, Z. (2012). *The effects of the Qinghai – Tibet railway on heavy metals enrichment in soils*. Science of the Total Environment, 439, 240-248.

Dr inż. Maja Radziemska¹, Dr inż. Joanna Fronczyk²
Szkola Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
Katedra Kształtowania Środowiska¹, Katedra Geoinżynierii²
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa
e-mail: maja_radziemska@sggw.pl; joanna_fronczyk@sggw.pl

Dr inż. Zbigniew Mazur
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie
Katedra Chemii Środowiska
Pl. Łódzki 4, 10-772 Olsztyn
e-mail: zbigniw.mazur@uwm.edu.pl

Dr inż. Magdalena Vavrková
Mendel University in Brno
Zemědělská 1665/1, 613 00 Brno, Czech Republic
e-mail: magda.vavrkova@uake.cz

Wpłynęło: 14.10.2015

Akceptowano do druku: 7.03.2016