

Karolina KACZMAREK¹, Paweł ŚWISŁOWSKI¹ i Małgorzata RAJFUR¹

BIOMONITORING AKTYWNY Z ZASTOSOWANIEM MCHÓW W POBLIŻU MIASTECZKA ŚLĄSKIEGO

THE ACTIVE BIOMONITORING USING MOSSES AS BIOINDICATORS NEAR MIASTECZKO SLASKIE

Abstrakt: Celem przeprowadzonych badań była ocena przyrostu stężeń wybranych analitów w próbkach mchów. Badania biomonitoringowe zanieczyszczenia aerozolu atmosferycznego prowadzono na terenie miejscowości Miasteczko Śląskie (województwo śląskie). Potencjalnym emitorem zanieczyszczeń na obszarze badań jest Huta Cynku „Miasteczko Śląskie”. Zastosowano metodę biomonitoringu aktywnego (metoda woreczkowa), wykorzystując mchy z gatunku *Pleurozium schreberi* (rokietnik pospolity). Metale ciężkie w próbkach mchów oznaczono za pomocą absorpcyjnej spektrometrii atomowej (AAS). Wyniki badań zinterpretowano, wyznaczając współczynnik akumulacji względnej (RAF). Podczas prowadzenia eksperymentu uwzględniono odległość od głównego emitora zanieczyszczeń oraz różę wiatrów. Zaobserwowano, że kierunek wiatru ma znaczący wpływ na rozkład zanieczyszczeń na obszarze badań. W próbkach mchów stwierdzono największe przyrosty stężeń kadmu i ołowiu, dwóch najbardziej toksycznych i niebezpiecznych pierwiastków. Przeprowadzone badania potwierdzają, że mchy *Pleurozium schreberi* stanowią ważne źródło informacji o zanieczyszczeniu środowiska m.in. metalami ciężkimi.

Słowa kluczowe: metale ciężkie, Miasteczko Śląskie, współczynnik akumulacji względnej RAF, biomonitoring aktywny

Wprowadzenie

W metodach biologicznych wykorzystuje się różnego rodzaju organizmy wskaźnikowe w zależności od celu prowadzonych badań, dostępności oraz cech morfologicznych i fizjologicznych danego gatunku. W metodach biomonitoringowych wykorzystuje się głównie reakcje organizmów roślinnych. Tak duże zainteresowanie tymi organizmami wynika z ich szybkiej reakcji na chemiczne zmiany środowiska, które zaburzają ich prawidłową homeostazę oraz ze zdolności do akumulowania zanieczyszczeń [1]. Tak prowadzone badania pozwalają śledzić poziom zanieczyszczeń zarówno na skalę globalną, jak i lokalną oraz umożliwiają obserwację tych zanieczyszczeń w całym środowisku. Organizmy żywe lub ich części stosowane do oceny stanu środowiska stają się w tym przypadku próbnikami do pobierania analitów. Poziom zakumulowanego analitu zależy m.in. od czasu ekspozycji, stężenia analitu w otoczeniu oraz szybkości akumulacji analitów w próbniku [2-4].

Do oceny stanu zanieczyszczeń środowiska stosuje się różnego rodzaju bioindykatory, mogą być pochodzenia roślinnego (kora drzew, porosty, mchy, glony, inne rośliny) i zwierzęcego. Rośliny wykorzystywane w biomonitoringu powinny cechować się: łatwością zbioru, szybkim wzrostem, odpowiednim wiekiem, stanem zdrowia, gatunkiem,

¹ Samodzielna Katedra Biotechnologii i Biologii Molekularnej, Uniwersytet Opolski, ul. kard. B. Kominka 6, 45-032 Opole, tel. 77 401 60 42, email: mrajfur@o2.pl

Praca była prezentowana podczas konferencji ECOpole' 17, Polanica Zdrój, 4-7.10.2017

ich zdolność akumulacji zależy również od temperatury, wilgotności otoczenia i charakterystyki podłoża. Najczęściej wykorzystywanymi roślinami w tego typu badaniach są rośliny krzyżowate, motylkowe, trawy i rośliny złożone [1, 3, 5-7].

Metale ciężkie to szczególnie uciążliwe i niebezpieczne pierwiastki zagrażające całemu biotopowi. Chcąc określić ich stężenie w powietrzu atmosferycznym z wykorzystaniem naturalnych metod, stosuje się głównie mchy i porosty [8-11]. Ich zalety wynikają przede wszystkim z bardzo dobrych właściwości sorpcyjnych, dzięki którym łatwo można określić przyrost stężeń zanieczyszczeń na danym terenie w określonym czasie [2, 12-14]. Dodatkowym ich atutem jest również to, że są one łatwo dostępne przez cały rok, oraz to, że ich analiza jest łatwa i ekonomiczna [8]. Wyniki badań prowadzonych z wykorzystaniem tych dwóch bioindykatorów wykazują korelacje w przestrzennym rozkładzie zanieczyszczeń [15].

Głównym celem biomonitoringu jest zebranie danych na temat zanieczyszczenia środowiska oraz przewidywanie jego ewentualnych skutków. Badania te prowadzi się *in situ*, czyli w miejscu występowania zanieczyszczeń, umożliwia to bezpośrednie określenie skutków wywołanych przez anality [2, 16].

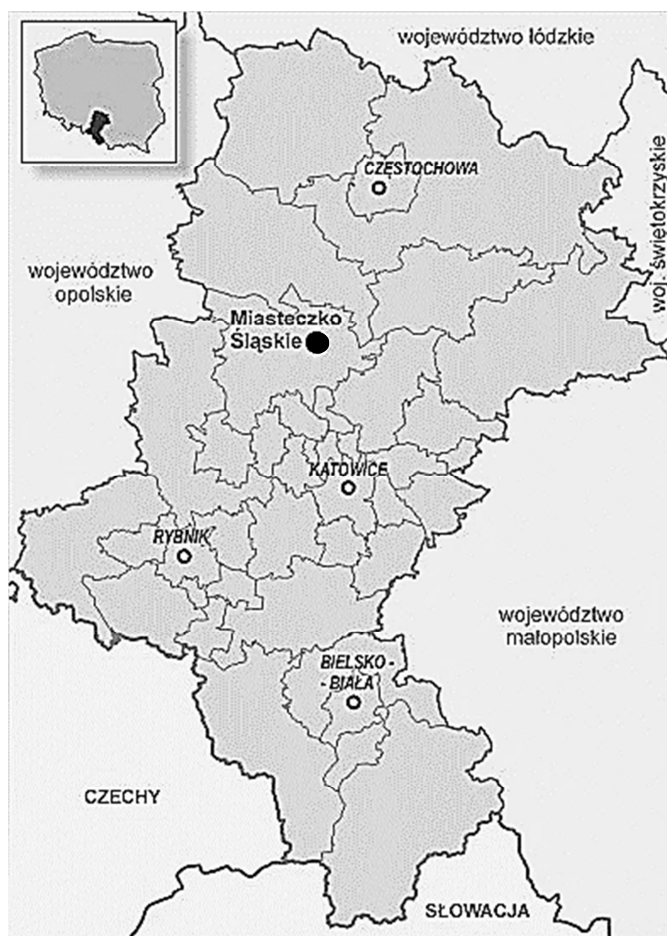
Ciągły rozwój przemysłu prowadzi do coraz większego stężenia metali ciężkich w środowisku, zarówno w glebie, w wodzie, jak i w powietrzu. Wymagają one stałego monitoringu oraz raportowania niepożądanych efektów zagrażających całemu ekosystemowi [17-19].

Jakość powietrza ma wielki wpływ na stan zdrowia mieszkańców. Wraz z ogromnym postępem cywilizacji czystość powietrza atmosferycznego stale się pogarsza. Wielu prac naukowych potwierdza zwiększoną zachorowalność i skrócenie długości życia ludzi zasiedlających miejsca o dużym stopniu zanieczyszczenia oraz negatywny wpływ na roślinność tych terenów [20].

Celem przeprowadzonych badań była ocena przyrostu stężeń wybranych metali ciężkich w próbkach mchów *Pleurozium schreberi* (rokitnik pospolity) eksponowanych w ramach biomonitoringu aktywnego na terenie miejscowości Miasteczko Śląskie (województwo śląskie).

Obszar badań

Miasteczko Śląskie to miasto położone w środkowo-zachodniej części województwa śląskiego. Od 1995 roku jest miastem gminnym (powiat tarnogórski) o powierzchni 12 hektarów. W skład gminy wchodzi: Miasteczko Śląskie, Żyglin, Żyglinek, Bibiela oraz Brynica. Miejscowość należy do jednej z najbardziej zaludnionych oraz silnie uprzemysłowionych w Polsce. Badany obszar leży w obrębie Płaskowyżu Tarnowickiego oraz Doliny Małej Panwi, które wchodzi w skład Wyżyny Śląskiej [21-23]. Na rysunku 1 przedstawiono usytuowanie Miasteczka Śląskie na tle całego województwa.



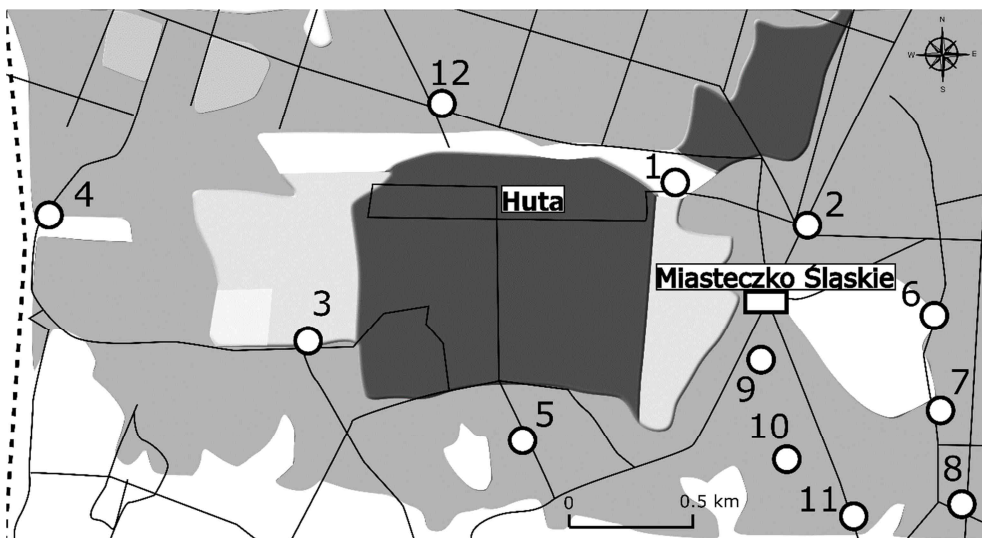
Rys. 1. Lokalizacja Miasteczka Śląskiego

Fig. 1. Location of the Miasteczko Slaskie

Metodyka badań

Badania prowadzone były na terenie miasta Miasteczko Śląskie, wchodzącego w skład Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. Materiał biologiczny przeznaczony do badań pochodził z lasów w województwie opolskim. Do badań wykorzystano zielone części gametofitu mchów *Pleurozium schreberi*. Próbkę mchów o masie 2 g każda eksponowano na wysokości ok. 1,5 m od powierzchni ziemi w 12 miejscach pomiarowych w pobliżu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. Na rysunku 2 przedstawiono lokalizację punktów pomiarowych.

Czas ekspozycji mchów wynosił 3 miesiące (lipiec-wrzesień 2016 r.). Podczas wyznaczania punktów pomiarowych uwzględniono najczęściej występujący kierunek wiatru, tj. kierunek południowo-zachodni (31%) [24].



Rys. 2. Rozmieszczenie punktów pomiarowych w pobliżu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”

Fig. 2. Measuring points near the zinc smelter „Miasteczko Slaskie”

Granice wykrywalności i granice oznaczalności dla spektrometru iCE 3500 [mg/dm³] [25]

Tabela 1

The instrumental detection limits (IDL) and instrumental quantification limits (IQL) for the spectrometer iCE 3500 [mg/dm³][25]

Table 1

Metal	Granice wykrywalności	Granice oznaczalności
Mn	0.0016	0.020
Fe	0.0043	0.050
Ni	0.0043	0.050
Cu	0.0045	0.033
Zn	0.0033	0.010
Cd	0.0028	0.013
Pb	0.0130	0.070

Po czasie ekspozycji mchy przewieziono do laboratorium. Próbkę mchów suszono w temperaturze nieprzekraczającej 303 K do uzyskania suchej masy. Tak przygotowane próbki były przechowywane w szczelnie zamkniętych pojemnikach polietylenowych. Reprezentatywne (uśrednione) próbki mchów o masie $0,400 \pm 0,001$ g s.m. (s.m. - sucha masa) były mineralizowane w mieszaninie kwasu azotowego(V) i nadtlenu wodoru (HNO_3 65% : H_2O_2 30% = 5 : 3) w mineralizatorze mikrofalowym Speedwave Four firmy Berghof, DE. Proces mineralizacji prowadzono w temperaturze 190°C. Roztwory sporządzano, wykorzystując odczynniki firmy MERCK. Metale ciężkie (Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd i Pb) w zmineralizowanych próbkach oznaczono metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej (AAS), wykorzystując aparat iCE 3500 firmy Thermo Electron Corporation (USA). W tabeli 1 podano granice wykrywalności oraz granice oznaczalności metali

ciężkich, charakteryzujące spektrometr iCE 3500 [25]. Do kalibrowania aparatu wykorzystano wzorce firmy ANALYTIKA Ltd. (CZ).

W tabeli 2 przedstawiono stężenia metali ciężkich oznaczone w certyfikowanym materiale referencyjnym BCR-482 *lichen*, wytworzonym przez Institute for Reference Materials and Measurements, Belgia.

Tabela 2

Porównanie zmierzonych i certyfikowanych wartości stężeń analitów w BCR-482 *lichen*

Table 2

Comparison of measured and certified concentrations in BCR-482 *lichen*

Metal	BCR-482 <i>lichen</i>		AAS		Dev. **
	Stężenie	±Niepewność	Średnia	±SD *	
	[mg/kg s.m.]				
Mn	33,00	0,50	31,70	0,68	-3,9
Fe	804	160	n.d.	n.d.	n.d.
Ni	2,47	0,07	2,16	0,32	-13
Cu	7,03	0,19	6,63	0,17	-5,7
Zn	100,6	2,2	95,1	2,3	-5,5
Cd	0,56	0,02	0,53	0,03	-5,3
Pb	40,9	1,4	38,2	1,0	-6,6

* odchylenie standardowe

** względna różnica pomiędzy stężeniem zmierzonym i certyfikowanym $100\% \cdot (c_z - c_c) / c_c$

n.d. - nie oznaczano

Sposób interpretacji wyników

Przyrosty stężeń analitów w mchach, wskazujące na zanieczyszczenie aerozolu atmosferycznego, wyznaczono na podstawie współczynnika akumulacji względnej (*RAF* - *Relative Accumulation Factor*):

$$RAF = \frac{(C_{x,1} - C_{x,0})}{C_{x,0}}$$

gdzie: $C_{x,0}$ - początkowe stężenie analitu w mchach przed okresem ekspozycji [mg/kg s.m.], $C_{x,1}$ - stężenie analitu w mchach po okresie ekspozycji [mg/kg s.m.] [26].

Wyniki badań i ich omówienie

W tabeli 3 przedstawiono stężenia metali ciężkich zakumulowane w próbkach mchów po okresie ekspozycji. Po trzymiesięcznym okresie ekspozycji próbek mchów stwierdzono zróżnicowane przyrosty stężeń badanych analitów w porównaniu do próbki kontrolnej. Stężenie Ni w większości miejsc pomiarowych było poniżej granicy oznaczalności zastosowanej metody analitycznej.

W tabeli 4 oraz na rysunku 3 przedstawiono wartości współczynnika akumulacji względnej *RAF* dla próbek mchów eksponowanych na obszarze badań.

Po 3-miesięcznym okresie ekspozycji stwierdzono zróżnicowane przyrosty stężeń oznaczonych metali ciężkich. Współczynnik akumulacji względnej *RAF* osiągnął największe wartości dla kadmu i ołowiu, natomiast najmniejsze przyrosty stężeń na tym obszarze odnotowano dla Mn i Fe.

Tabela 3

Zawartość metali ciężkich w próbkach mchów [mg/kg s.m.]

Table 3

The content of heavy metals in mosses samples [mg/kg s.m.]

Miejsce pomiarowe	Pierwiastek						
	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
1	393	716	5,00	58,0	527	133	1080
2	345	899	5,00	55,0	505	110	1130
3	437	453	< 3,00	8,00	240	7,00	93,0
4	329	573	< 3,00	9,00	288	10,0	128
5	333	436	< 3,00	13,0	340	18,0	164
6	259	555	< 3,00	25,0	436	53,0	450
7	435	529	< 3,00	17,0	403	35,0	324
8	288	432	< 3,00	11,0	368	23,0	168
9	318	755	4,00	42,0	590	207	1420
10	268	633	7,00	96,0	511	108	743
11	316	581	< 3,00	21,0	426	38,0	363
12	303	584	< 3,00	14,0	369	20,0	252

Tabela 4

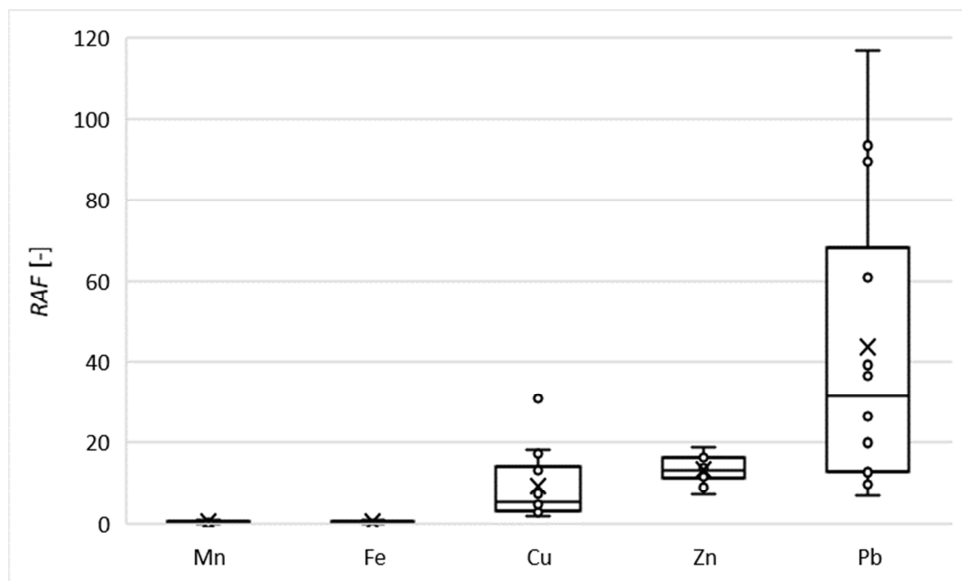
Wartości RAF wyznaczone dla próbek mchów po okresie ekspozycji

Table 4

RAF values determined for mosses samples after the exposure period

Miejsce pomiarowe	RAF						
	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
1	0,52	0,64	> 0,67	18,3	17,2	> 165	89,5
2	0,33	1,06	> 0,67	17,3	16,4	> 135	93,4
3	0,69	0,02	-	1,67	7,28	> 7,75	6,75
4	0,27	0,31	-	2,00	8,93	> 11,5	9,67
5	0,29	0	-	3,33	10,3	> 21,5	12,7
6	0,00	0,27	-	7,33	14,0	> 65,3	36,5
7	0,68	0,21	-	4,67	12,9	> 42,8	26,4
8	0,12	-	-	2,67	11,7	> 27,8	13,0
9	0,23	0,45	> 0,33	31,0	18,9	> 258	117
10	0,04	0,73	> 1,33	13,1	16,6	> 134	61,0
11	0,22	0,33	-	6,00	13,7	> 46,5	39,3
12	0,17	0,34	-	3,67	11,7	> 24,0	20,0
średnia	0,29	0,39	> 0,85	9,25	13,3	> 78,3	43,8

Na mapie na rysunku 4 przedstawiono te punkty pomiarowe, dla których wartości RAF dla Cd i Pb były powyżej wartości średniej.



Rys. 3. Współczynnik akumulacji względnej w mchach po okresie ekspozycji

Fig. 3. *RAF* in mosses after the exposure period



Rys. 4. Wartości *RAF* powyżej ich średniej dla kadmu i ołowiu na badanym terenie

Fig. 4. Arrangement of samples depending on *RAF* for cadmium in the studied area

Analizując dane przedstawione graficznie na rysunku 4, można stwierdzić, że najmniejsze stężenia Cd i Pb występują po zachodniej stronie huty. Wyniki te są zgodne

z przewidywaniami, biorąc pod uwagę różne wiatrów występujących na obszarze badań (rys. 5) [24].



Rys. 5. Dominujące kierunki wiatrów na terenie Polski [24]

Fig. 5. The dominant wind directions in Poland [24]

Najbardziej występującymi wiatrami w pobliżu huty „Miasteczko Śląskie” są wiatry północne i północno-wschodnie (ok. 10%). Dodatkowo po stronie zachodniej zakładu znajdują się tereny leśne, które pełnią naturalną barierę dla analitów znajdujących się w powietrzu. Znacznie bardziej narażone na emisję zanieczyszczeń są tereny po wschodniej stronie huty. Dominującymi wiatrami są wiatry wiejące z kierunków zachodniego i południowo-zachodniego (ok. 31%), niosą one ze sobą m.in. metale ciężkie pochodzące zarówno z huty, jak i zakładów znajdujących się w miejscowości Miasteczko Śląskie.

Podsumowanie i wnioski

Biomonitoring dostarcza bardzo istotnych informacji na temat stanu środowiska. Pozwala stwierdzić m.in., czy emisja zanieczyszczeń na danym terenie jest stopniowo ograniczana, czy też utrzymuje się na stałym poziomie bądź wzrasta.

Badania prowadzone na terenie Miasteczka Śląskiego w pobliżu huty cynku potwierdziły przydatność metod biomonitoringowych z zastosowaniem mchów do oceny zanieczyszczenia aerozolu atmosferycznego metalami ciężkimi. Z przeprowadzonych badań wynika, że:

1. Duże znaczenie dla rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń ma kierunek wiatrów występujących na badanym terenie.
2. Głównymi emitarami zanieczyszczeń na obszarze badań są Huta Cynku „Miasteczko Śląskie” oraz m.in. ruch komunikacyjny w pobliżu stacji paliw „S1”.
3. W mchach stwierdzono przyrosty stężeń analityków zgodnie z szeregiem: Mn < Fe < Ni < Cu < Zn < Pb < Cd. Tak duże stężenia zanieczyszczeń toksycznych Cd i Pb mogą być wynikiem bardzo dużej uciążliwości zakładów dla środowiska oraz nieskutecznym stosowaniem barier dla emitowanych zanieczyszczeń.
4. Na podstawie danych literaturowych oraz badań własnych można stwierdzić, iż mchy są dobrym bioindykatorem zanieczyszczeń aerozolu atmosferycznego.

Literatura

- [1] Conti ME, Cecchetti G. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment - a review. *Environ Pollut*. 2001;114:471-492. DOI: 10.1016/S0269-7491(00)00224-4.
- [2] Traczeńska T. Biologiczne metody oceny skażenia środowiska. Wrocław: Ofic Wyd Politechniki Wrocławskiej; 2011. ISBN: 9788374935975.
- [3] Wardencki W. Bioanalitika w ocenie zanieczyszczeń środowiska. Gdańsk: CEFAM; 2004.
- [4] Suoranta T, Niemelä M, Poikolainen J, Piispanen J, Nadeem S, Bokhari H, et al. Active biomonitoring of palladium, platinum, and rhodium emissions from road traffic using transplanted moss. *Environ Sci Pollut Res*. 2016;23:16790-16801. DOI: 10.1007/s11356-016-6880-1.
- [5] Krems P, Rajfur M, Waclawek M, Klos A. The use of water plants in biomonitoring and phytoremediation of waters polluted with heavy metals. *Ecol Chem Eng S*. 2013;20(2):353-370. DOI: 10.2478/eces-2013-0026.
- [6] Jakubus MB, Tatuško N. Przegląd wybranych biologicznych metod oceny stanu środowiska naturalnego. *Inż Ekol*. 2015;42:78-86. DOI: 10.12912/23920629/1989.
- [7] Culicov OA, Mocanu R, Frontasyeva MV, Yurukova L, Steinnes E. Active moss biomonitoring applied to an industrial site in Romania: relative accumulation of 36 elements in moss-bags. *Environ Monit Assess*. 2005;108(1-3):229-40. DOI: 10.1007/s10661-005-1688-9.
- [8] Kosior G, Samecka-Cymerman A, Kolon K, Kempers AJ. Bioindication capacity of metal pollution of native and transplanted *Pleurozium schreberi* under various levels of pollution. *Chemosphere*. 2010;81(3):321-326. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.07.029.
- [9] Korzeniowska J, Panek E. The content of trace metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) in selected plant species (*Moss Pleurozium schreberi*, *Dandelion Taraxacum officinale*, *Spruce Picea Abies*) along the road Cracow - Zakopane. *Geomatics and Environ Eng*. 2012;6(1):43-50. DOI: 10.7494/geom.2012.6.1.43.
- [10] Samecka-Cymerman A, Kosior G, Kempers AJ. Comparison of the moss *Pleurozium schreberi* with needles and bark of *Pinus sylvestris* as biomonitors of pollution by industry in Stalowa Wola (southeast Poland). *Exotoxicol Environ Saf*. 2006;65(1):108-117. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2005.05.009.
- [11] Józwiak MA. Ectohydricity of lichens and role of cortex layer in accumulation of heavy metals. *Ecol Chem Eng S*. 2013;20(4):659-676. DOI: 10.2478/eces-2013-0045.
- [12] Niemelä M, Piispanen J, Poikolainen J, Perämäki P. Preliminary study of the use of terrestrial moss (*Pleurozium schreberi*) for biomonitoring traffic-related Pt and Rh deposition. *Archives Environ Contamin Toxicol*. 2007;52(3):347-354. DOI: 10.1007/s00244-006-0028-0.
- [13] Klimek B, Tarasek A, Hajduk J. Trace element concentrations in lichens collected in the Beskidy Mountains, the Outer Western Carpathians. *Bull Environ Contam Toxicol*. 2015;94(4):532-536. DOI: 10.1007/s00128-015-1478-8.
- [14] Gupta Sen B, Curran M, Hasan S, Ghosh TK. Adsorption characteristics of Cu and Ni on Irish peat moss. *J Environ Manage*. 2009;90(2):954-960. DOI:10.1016/j.jenvman.2008.02.012.

- [15] Szczepaniak K, Biziuk M. Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. *Environ Res.* 2003;93:221-230. DOI: 10.1016/S0013-9351(03)00141-5.
- [16] Arena C, De Maio A, De Nicola F, Santorufo L, Vitale L, Maisto G. Assessment of eco-physiological performance of *quercus ilex* l. leaves in urban area by an integrated approach. *Water Air Soil Pollut.* 2014;225:1824. DOI: 10.1007/s11270-013-1824-6.
- [17] Samecka-Cymerman A, Kolon K, Kempers AJ. Differences in concentrations of heavy metals between native and transplanted *Plagiothecium denticulatum*: A case study of soils contaminated by oil well exudates in South East Poland. *Arch Environ Contam Toxicol.* 2005;49(3):317-321. DOI: 10.1007/s00244-004-0161-6.
- [18] Pīrāga D, Tabors G, Nikodemus O, Žigūre Z, Brūmelis G. Current content of selected pollutants in moss, humus, soil and bark and long-term radial growth of pine trees in the Mezaparks forest in Riga. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2017;24(13):11964-11977. DOI: 10.1007/s11356-015-5540-1.
- [19] Agnan Y, Séjalon-Delmas N, Claustres A, Probst A. Investigation of spatial and temporal metal atmospheric deposition in France through lichen and moss bioaccumulation over one century. *Sci Total Environ.* 2015;529:285-296. DOI:10.1016/j.scitotenv.2015.05.083.
- [20] Miller KA, Siscovick DS, Sheppard L, Shepherd K, Sullivan JH, Anderson GL, Kaufman JD. Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. *New Engl J Med.* 2007;356:447-458. DOI: 10.1056/NEJMoa054409.
- [21] Opracowanie ekofizjograficzne dla miasta Miasteczko Śląskie. http://www.miasteczko-slaskie.pl/files/OPRACOWANIE_EKOFIZJOGRAFICZNE_MIASTECZKO_SLASKIE.pdf.
- [22] Główny Urząd Statystyczny, Departament Metodologii, Standardów i Rejestrów. Powierzchnia i ludność w przekroju terytorialnym w 2016 r. Warszawa: GUS; 2016. https://stat.gov.pl/download/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultaktualnosci/5468/7/13/1/powierzchnia_i_ludnosc_w_przekroju_terytorialnym_w_2016_r.pdf+&cd=1&hl=pl&ct=clnk&gl=pl&client=firefox-b-ab.
- [23] Gerold-Śmietañska I. Kierunki przemian fitocenoz borowych obserwowanych na stałych powierzchniach badawczych w okolicach huty cynku w Miasteczku Śląskim. Katowice: Uniwersytet Śląski; 2007. <https://sbc.org.pl/dlibra/publication/7509/edition/7003/content?ref=desc>.
- [24] https://www.igipz.pan.pl/tl_files/igipz/ZGWiRL/APW/Rozdzial1/1.1.7.Dominujace_kierunki_wiatrow.png
- [25] iCE 3000 Series AA Spectrometers Operators Manuals. Cambridge: Thermo Fisher Scientific; 2011. <http://photos.labwrench.com/equipmentManuals/9291-6306.pdf>.
- [26] Kłos A. Porosty w biomonitoringu środowiska. Opole: Wyd Uniwersytetu Opolskiego; 2009. ISBN: 9788373952607.

THE ACTIVE BIOMONITORING USING MOSSES AS BIOINDICATORS NEAR MIASTECZKO ŚLĄSKIE

Chair of Biotechnology and Molecular Biology, University of Opole, Opole

Abstract: The aim of the study was to assess the increase in concentrations of selected analytes in moss samples. Biomonitoring studies of atmospheric aerosol contamination were carried out in the Miasteczko Śląskie area (Silesian Voivodeship). A potential emitter of contaminants in the research area is the zinc smelter "Miasteczko Śląskie". The method of active biomonitoring (moss bag method) was used, using the *Pleurozium schreberi* moss species (the red-stemmed feathermoss). Heavy metals in moss samples were determined using atomic absorption spectrometry (AAS). The results of the study were interpreted by determining the Relative Accumulation Factor (RAF). During the experiment, the distance from the main pollution emitter and the wind rose were taken into account as well. It was observed that the wind direction has a significant influence on the distribution of contaminants in the studied area. The highest concentrations of cadmium and lead, the two most toxic and dangerous elements, were determined in the moss samples. The study confirms that *Pleurozium schreberi* moss is an important source of information on environmental contamination with, i.a. heavy metals.

Keywords: heavy metals, Miasteczko Śląskie, Relative Accumulation Factor (RAF), active biomonitoring