

MAGDALENA TANONA<sup>1</sup>, PAWEŁ CZARNOTA<sup>1</sup>, BERNADETTA ORTYL<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Katedra Agroekologii, <sup>2</sup> Katedra Agrobiologii i Ochrony Środowiska, Wydział Biologiczno-Rolniczy Uniwersytetu Rzeszowskiego; e-mail: [magdalena.tanona@gmail.com](mailto:magdalena.tanona@gmail.com)

## WYKORZYSTANIE TRANSPLANTOWANYCH PLECH *HYPOGYMNA PHYSODES (L.) NYL.* W OCENIE ZANIECZYSZCZENIA MIASTA RZESZOWA

Ocenie poddano zanieczyszczenie atmosferyczne miasta Rzeszowa pierwiastkami chemicznymi S, N, Cr, Ni, Cu, Zn, Cd i Pb, jako wypadkowej poziomu ich kumulacji w transplantowanych plechach porostu *Hypogymnia physodes (L.) Nyl.* (lichenizowane Ascomycota). Plechy eksponowano w 37 punktach na terenie miasta przez okres 6 miesięcy w sezonie zimowo/wiosennym 2014/2015. Stężenie ołowiu w plechach po okresie ekspozycji wynosiło średnio 3,159 mg/kg s.m. Tym samym przekraczało zawartość tego pierwiastka w próbie porównawczej średnio o 43,24%. Wartości kumulacji pozostałych 7 pierwiastków były porównywalne z danymi otrzymanymi dla próby kontrolnej. Otrzymane wyniki wskazują, że metoda bioindykacyjna z użyciem transplantowanych plech porostów, choć kontrowersyjna w przypadku wyższych stężeń pierwiastków w próbie kontrolnej niż w próbach eksponowanych w obszarach miejskich, może być z powodzeniem stosowana w analizie przestrzennego rozkładu wielomiesięcznych zanieczyszczeń powietrza w miastach.

**Słowa kluczowe:** bioindykacja, zanieczyszczenie powietrza, porosty, CHNS, ASA

### I. WSTĘP

Jednym ze sposobów oceny i kontroli poziomów degradacji ekosystemów poddanych presji antropogenicznej, w tym środowisk wielkomiejskich i przemysłowych, jest lichenindykacja. Zaletą stosowania metod lichenindykacyjnych w monitorowaniu jakości powietrza obszarów miejskich jest możliwość długookresowej, jednoczesnej analizy poziomu zanieczyszczeń w całej badanej przestrzeni, podczas gdy pomiary w kosztownych, automatycznych stacjach pomiarowych najczęściej ograniczone są do niewielkiej liczby punktów badawczych. Biomonitoring zanieczyszczeń atmosferycznych może stanowić ważne ogniwo dla rozwoju idei zrównoważonego rozwoju miast, dzięki powiązaniu wspólnych interesów człowieka i żywych komponentów przyrody w zakresie jakości powietrza, przynosząc równocześnie korzyści ekonomiczne i społeczne. Te ostatnie miałyby się wypełnić poprzez unaocznienie społeczeństwu i decydom bezpośredniego wpływu emisji zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego na żywe organizmy, zwłaszcza w najbliższym otoczeniu człowieka [Mikłaszewski 2010, Rozenbajger i Kostecka 2012].

Powszechnie wykorzystywanym w badaniach lichenindykacyjnych gatunkiem testowym w miastach jest pustulka pęcherzykowata *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., (Parmeliaceae, Ascomycota). W samej tylko Polsce porost ten wykorzystywany był wielokrotnie, m.in. przez Pustelniak [1991], Bystrka i Wójciak [1994], Kepela [1999], Sawicką-Kapustę i Zakrzewską [2002], Józwiak [2007] i Matwiejuk [2007]. W dwóch ostatnich pracach zastosowano metodę transplantacji plech z obszarów o względnie małym zanieczyszczeniu powietrza na tereny miejskie. Wykorzystanie tej metody ma szczególne uzasadnienie w obszarach tzw. miejskich pustyń porostowych, oraz wszędzie tam, gdzie rozwój populacji porostów jest ograniczony w wyniku antropopresji. Z tego też powodu analiza transplantowanych plech *H. physodes* wydawała się także odpowiednia do oceny skażenia środowiska w Rzeszowie – stolicy Podkarpacia. Celem prezentowanych badań była ocena skażenia środowiska miejskiego Rzeszowa związkami azotu, siarki, a także metalami ciężkimi: Cr, Ni, Cu, Zn, Cd i Pb oraz określenie ich przestrzennego rozkładu. Uzyskane wyniki miały posłużyć także wykazaniu przydatności metody transplantacji plech *Hypogymnia physodes* w biomonitoringu atmosfery tego miasta opartym o akumulację wyżej wymienionych pierwiastków oraz potwierdzeniu hipotezy o większym zanieczyszczeniu obszarów sąsiadujących z ciągami komunikacyjnymi niż terenów osiedlowych.

## II. METODYKA BADAŃ

### *Teren badań*

Badania wykonano w Rzeszowie. W ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska (WIOŚ) w Rzeszowie prowadzi z urzędu [Dz. U. 2017 poz. 519] na posterunku pomiarowym przy ul. Rejtana systematyczne pomiary określonych wskaźników jakości atmosfery: NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, O<sub>3</sub> i PM<sub>2,5</sub> metodą automatyczną oraz PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub>, BaP i metali: As, Ni, Cd i Pb w pyle PM<sub>10</sub> metodą manualną [Dz. U. 2012 poz. 914]. Dane pomiarowe WIOŚ Rzeszów [2016a], udostępnione za okres 07.12.2014–07.06.2015 r. odpowiadający okresowi ekspozycji plech *Hypogymnia physodes* w niniejszej pracy, stanowią tło zanieczyszczeń badanych zastosowaną metodą bioindykacyjną.

Średniodobowe stężenie tlenków azotu w powietrzu nad Rzeszowem obliczone na podstawie stężeń jednogodzinnych w tym czasie wynosiło 35,1 µg/m<sup>3</sup>. Na potrzeby oceny zjawiska rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w województwie podkarpackim w 2015 r. WIOŚ Rzeszów przeprowadził analizę za pomocą modelu CALMET/CALPUFF [WIOŚ Rzeszów 2016b]. Największe w województwie stężenia średnioroczne NO<sub>2</sub> w przedziale 24–28 µg/m<sup>3</sup> zostały wykazane w Rzeszowie wzdłuż głównych szlaków komunikacyjnych.

Średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki na stanowisku przy al. Rejtana osiągnęło poziom 5,5 µg/m<sup>3</sup>. Wyniki modelowania na terenie miasta Rzeszów w 2015 r., wykazały stężenia SO<sub>2</sub> w zakresie 9–32 µg/m<sup>3</sup>. Najwyższe wartości odnotowano w dzielnicy Zalesie.

Zanieczyszczenie pyłem zawieszonym PM<sub>10</sub> na stacji pomiarowej w Rzeszowie w okresie ekspozycji plech porostów ustalono na średnim poziomie 29,8 µg/m<sup>3</sup> w ciągu doby. Wartości tego parametru określone na podstawie modelu za rok 2015, mieściły się w Rzeszowie w zakresie 11,1–43,6 µg/m<sup>3</sup>, z największą koncentracją w obszarze położonym wzdłuż rzeszowskiej obwodnicy.

Średnie tygodniowe stężenie niklu w okresie ekspozycji wyniosło 1,05 ng/m<sup>3</sup>. Model CALMET/CALPUFF wykazał rozrzut rocznych stężeń Ni w Rzeszowie w 2015 r. w zakresie 0,15–6,3 ng/m<sup>3</sup>. Najwyższy poziom tego pierwiastka określono dla osiedla Zwiężczyca.

Średnie tygodniowe stężenie kadmu w atmosferze w badanym okresie osiągnęło poziom 0,38 ng/m<sup>3</sup>. Wyniki modelowania zanieczyszczenia Cd w Rzeszowie ujawniły rozpiętość

poziomów średniorocznych w zakresie 0,11–1,0 ng/m<sup>3</sup>. Maksymalne wartości stężeń Cd wskazano w obrębie Śródmieścia, Nowego Miasta, Wilkowyi, Zwiężczy i Zalesia.

Średnie tygodniowe stężenie ołowiu na posterunku pomiarowym w Rzeszowie wynosiło w badanym okresie 12,6 ng/m<sup>3</sup> powietrza. Wartości stężeń uzyskane na obszarze miasta na podstawie modelu mieściły się w przedziale 4–20 ng/m<sup>3</sup>, ze szczególnym nasileniem na kilku odcinkach wzdłuż rzeszowskiej obwodnicy.

#### *Badania terenowe*

Do określenia obciążenia środowiska miejskiego Rzeszowa pierwiastkami: S, N, Cr, Ni, Cu, Zn, Cd i Pb wykorzystano transplantowane plechy modelowego gatunku – pustułki pęcherzykowej *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. Żywe plechy porostu przeniesiono do miasta z okolic rezerwatu krajobrazowego „Czartowe Pole” w Puszczy Solskiej (Roztocze Środkowe, gm. Józefów, woj. lubelskie); obszar ten, położony w głębi dużego kompleksu leśnego, oddalony od lokalnych źródeł zanieczyszczeń, uznano za względnie mało zanieczyszczony, spełniający warunki wyznaczenia próby kontrolnej. Metodę pobierania próbek przyjęto za Jeran’em i in. [1995]. Materiał w postaci świerkowych gałązek porośniętych plechami *H. physodes* zebrano 6 grudnia 2014 r. z wysokości 1–1,5 m nad ziemią. Rozdzielono go na 40 indywidualnych prób, z których jedną, mającą stanowić kontrolę, pozostawiono w miejscu zbioru. Pozostały materiał w dniach 7–8 grudnia 2014 r. rozlokowano na 39 stanowiskach na terenie Rzeszowa. Próby przytwierdzano za pomocą plastikowej opaski na gałęzi drzewa iglastego, na wysokości ok. 2 m nad poziomem gruntu, gdzie pozostawały przez okres 6 miesięcy, tj. do 6–7 czerwca 2015 r. Ostatecznie prób z dwóch stanowisk nie odnaleziono. Położenie pozostałych 37 punktów ekspozycji plech na terenie miasta z podziałem na stanowiska osiedlowe i położone wzdłuż ciągów komunikacyjnych przedstawia ryc. 1 A–C.

#### *Badania laboratoryjne*

Prace analityczne wykonano w Wydziałowym Laboratorium Analiz Zdrowotności Środowiska i Materiałów Pochodzenia Rolniczego na Wydziale Biologiczno-Rolniczym Uniwersytetu Rzeszowskiego. Po półrocznej ekspozycji, plechy z każdego stanowiska zebrano osobno do papierowych torebek i przewieziono do laboratorium, gdzie je starannie oddzielono od kory, wysuszono oraz zmielono. Zawartość azotu i siarki w próbach ustalono dla powstałych w ten sposób homogenicznych naważek 23 mg ( $\pm$  3 mg) w dwóch powtórzeniach metodą Analizy Elementarnej CHNS, przy pomocy analizatora Vario El Cube, według standardowej procedury analitycznej. Analizę wybranych metali ciężkich przeprowadzono metodą Spektroskopii Absorpcji Atomowej (AAS). W pierwszym etapie prac dokonano mokrej mineralizacji uprzednio przygotowanych homogenicznych prób o masie 1 g ( $\pm$  0,1 g) z wykorzystaniem mieszaniny stężonych kwasów: azotowego, nadchlorowego i siarkowego w stosunku objętościowym 20:5:1, w bloku grzejnym mineralizatora Foss Tecator 1012. Zawartość poszczególnych metali w roztworach po mineralizacji oznaczono przy pomocy spektrometru absorpcji atomowej Hitachi Z-2000. W zastosowanym procesie pomiarowym wykorzystano atomizację w płomieniu acetylenowo-powietrznym palnika (F–AAS).

Walidację zastosowanych metod pomiarowych ustalono w oparciu o certyfikowany materiał odniesienia (SRM 1547 peach leaves). W przypadku Analizy Elementarnej stopień odzysku N i S wynosił odpowiednio 94 i 82%. W metodzie AAS odzysk Cu i Zn przekraczał 90%, natomiast dla Cr, Ni, Cd i Pb otrzymano >80% odzysku.

### Analiza danych

Do prezentacji wielkości kumulacji metali śladowych w plechach porostów zastosowano proponowany przez Grodzińską [1978] sumaryczny indeks zanieczyszczenia ( $S_j$ ) obliczany według wzoru:

$$S_j = \sum_{i=1}^s y_{ij}$$

dla:

$$y_{ij} = \frac{x_{ij} - \bar{x}_i}{\bar{x}_i}$$

gdzie:

$x_{ij}$  – stężenie  $i$ -tego pierwiastka w eksponowanych plechach *H. physodes* na  $j$ -tej powierzchni,

$\bar{x}_i$  – średnia zawartość  $i$ -tego pierwiastka z ogółu stanowisk.

Na podstawie uzyskanych wyników przetestowano hipotezę o wpływie lokalizacji punktów pomiarowych na wynik kumulacji badanych pierwiastków w plechach *H. physodes*. W tym celu stanowiska ekspozycji plech podzielono na dwie grupy: stanowiska położone w pobliżu ciągów komunikacyjnych (1–28) i stanowiska położone w głębi terenów zielonych lub osiedli mieszkaniowych (29–37).

Opracowanie statystyczne zebranych wyników, tj.:

- testy F–Senecora i t–Studenta dla N, S i Pb,
- test U Manna–Whitneya dla sumarycznego indeksu zanieczyszczeń ( $S_j$ ),
- analiza korelacji  $r$  Pearsona pomiędzy wartościami stężenia metali ciężkich: Ni, Cd i Pb w plechach porostów oraz ich stężeniami w pyłe zawieszonym PM10,

zostało wykonane za pomocą programu Statistica 13.1, przy poziomie istotności statystycznej  $\alpha=0,05$ . Analizy przestrzennej danych dokonano z wykorzystaniem oprogramowania ArcGis 10.0 firmy ESRI, poprzez interpolację metodą Kriging z rozdzielczością 5 m.

Celem ustalenia przydatności wykorzystanej metody bioindykacyjnej w ocenie przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń w obszarach zurbanizowanych, takich jak Rzeszów, posłużono się wynikami rozprzestrzeniania się w Rzeszowie NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> i PM10, wg modelu CALMET/CALPUF [WIOŚ Rzeszów 2016a]. Dane te porównano odpowiednio z uzyskanymi rozkładami kumulacji w plechach porostów N i S oraz sumarycznym indeksem zanieczyszczeń ( $S_j$ ). Kierowano się założeniem, że koncentracja pierwiastków w plechach po okresie ekspozycji pozytywnie koreluje z ich zawartością w powietrzu, co potwierdzają m.in. badania autorów: Bari i in. [2001], Costa i in. [2002], Loppi i Paoli [2015] oraz Loppi i in. [2015]. Niezależnie od trudności, jakie towarzyszą porównywaniu chwilowych stężeń zanieczyszczeń w powietrzu z długoterminowymi zawartościami pierwiastków w plechach [Nimis i in. 2002, Purvis i in. 2013], uzyskane rozkłady przestrzennego rozmieszczenia pierwiastków powinny w jak największym stopniu pokrywać się z rozkładami wykreowanymi przez model, a także prezentować zbliżoną proporcję do stężeń wykazanych za pomocą pomiarów automatycznych. Średnie stężenie skumulowanych N, S, Ni, Cd i Pb porównano z danymi uzyskanymi na posterunku pomiarowym w okresie odpowiadającym okresowi ekspozycji prób, w odniesieniu do NO<sub>x</sub> i SO<sub>2</sub> oraz niklu, kadmu i ołowiu w pyłe PM10.

### III. WYNIKI

W badanych próbkach plech *Hypogymnia physodes* oceniono zawartości 8 pierwiastków, których obecność i stężenie są wynikiem depozycji w powietrzu

atmosferycznym głównie dwutlenku siarki (SO<sub>2</sub>), tlenków azotu (NO<sub>2</sub>, NO i N<sub>2</sub>O) oraz soli metali ciężkich (tab. 1).

Akumulacja azotu po półrocznej ekspozycji prób na terenie Rzeszowa mieściła się w przedziale 0,97–1,55% s.m. plech (SD = 0,122;  $\bar{x}$  = 1,248% s.m.). Największą ilość azotu wykazały plechy transplantowane na stanowiskach 3, 5 i 14 położonych w sąsiedztwie obwodnicy. Najmniejszą zawartość tego pierwiastka odnotowano w okolicy skrzyżowania al. Witosy z ul. Gen. Langiewicza (25), a także na odsuniętych od centrum miasta stanowiskach na osiedlach Paderewskiego (23) i Baranówka (34) (ryc. 1A).

Koncentracja siarki osiągnęła poziom 0,111–0,157% s.m. plech (SD = 0,012;  $\bar{x}$  = 0,133% s.m.). Strefa największego zanieczyszczenia tym pierwiastkiem rozciąga się równoleżnikowo przez środkową i północną część miasta. Najwyższe stężenie S stwierdzono w Śródmieściu, na stanowisku przy ul. Jana III Sobieskiego (12), natomiast najniższe w okolicy Zakładu Karnego w dzielnicy Załęże, na obrzeżach miasta (19) (ryc. 1B).

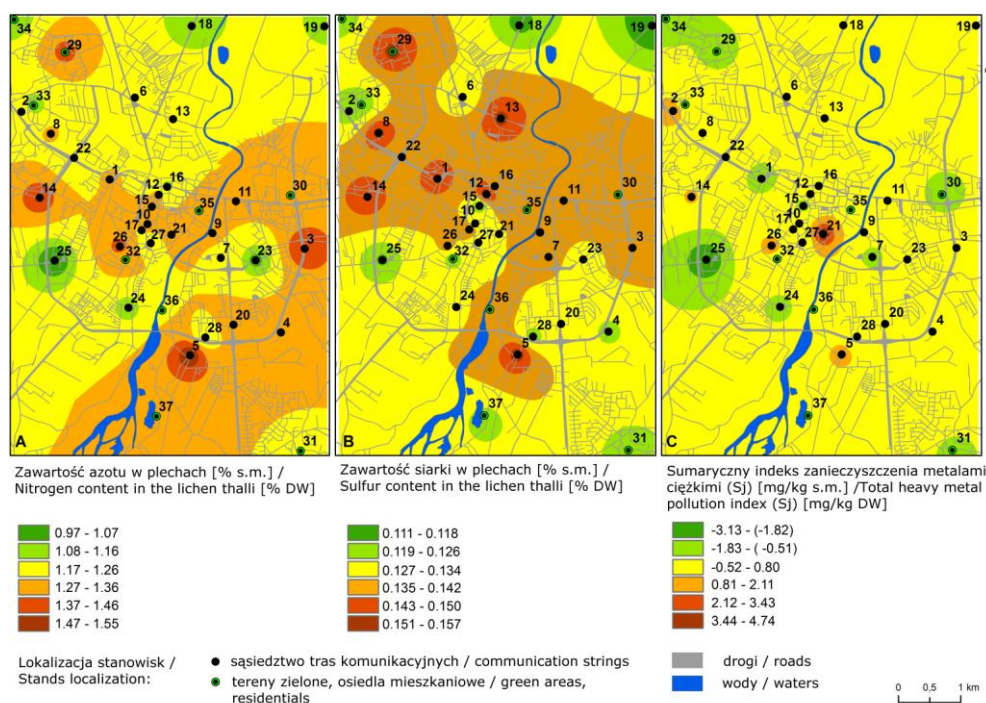
**Tabela 1 / Table 1**

Wyniki pomiarów akumulacji pierwiastków w plechach *Hypogymnia physodes* w okresie 7/8.12.2014–6/7.06.2015 na stanowiskach w Rzeszowie i w próbie porównawczej ( $\pm$  niepewność standardowa pomiaru dla N i S) oraz wartości sumarycznego indeksu zanieczyszczenia metalami ciężkimi (Sj) / *Results of elements accumulation in the transplanted thalli of Hypogymnia physodes and the control sample ( $\pm$  standard uncertainty of measurements for N and S) in the period of 7/8.12.2014–6/7.06.2015 and the values of the total heavy metal pollution index (Sj) in the research stations located in Rzeszów city*

Nr/No.	N	S	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Sj	
	[% s.m. / % DW]		[mg/kg s.m. / mg/kg DW]							-
Ciagi komunikacyjne / Communication strings	1.	1,27±0,08	0,15±0,026	2,557	2,106	5,253	51,313	0,499	2,505	-1,238
	2.	1,24±0,18	0,122±0,014	4,121	2,743	15,956	80,304	0,503	3,778	1,666
	3.	1,465±0,225	0,139±0,017	2,789	2,105	8,002	65,287	0,523	4,373	0,015
	4.	1,335±0,235	0,125±0,021	3,028	2,931	6,492	55,984	0,498	4,799	0,194
	5.	1,55±0,07	0,153±0,002	4,363	2,891	12,828	75,777	0,462	3,55	1,175
	6.	1,205±0,105	0,128±0,011	3,202	2,247	6,766	69,347	0,671	4,089	0,282
	7.	1,25±0,1	0,134±0,005	2,491	1,678	5,057	78,663	0,682	1,628	-1,002
	8.	1,275±0,075	0,151±0,005	3,259	2,408	6,809	77,845	0,584	1,958	-0,349
	9.	1,27±0,06	0,143±0,020	3,438	2,255	5,141	92,507	0,634	2,403	-0,137
	10.	1,325±0,095	0,128±0,004	4,744	2,805	6,688	62,68	0,44	3,301	0,141
	11.	1,295±0,175	0,138±0,005	3,872	2,417	7,597	72,721	0,582	3,363	0,291
	12.	1,28±0,29	0,157±0,027	4,409	2,681	10,037	69,317	0,529	2,404	0,41
	13.	1,22±0,025	0,151±0,001	4,04	2,141	6,053	57,505	0,445	4,338	-0,154
	14.	1,445±0,175	0,149±0,034	4,255	2,555	8,787	77,101	0,544	4,353	0,91
	15.	1,265±0,005	0,117±0,01	3,257	1,728	5,258	66,091	0,44	2,816	-1,015
	16.	1,125±0,175	0,138±0,024	4,28	2,425	6,591	55,532	0,385	2,403	-0,653
	17.	1,245±0,145	0,143±0,007	4,987	1,985	5,352	65,143	0,451	3,936	-0,061
	18.	1,09±0,18	0,117±0,005	4,173	2,099	6,941	69,888	0,421	2,833	-0,367
	19.	1,135±0,105	0,111±0,007	3,474	2,458	9,878	88,834	0,571	3,008	0,592
	20.	1,32±0,15	0,13±0,015	2,921	2,355	7,088	68,768	0,535	4,289	0,086
	21.	1,31±0,13	0,134±0,009	8,885	3,341	30,044	92,235	0,391	3,082	4,769
	22.	1,16±0,07	0,135±0,006	5,182	2,401	11,375	65,766	0,466	3,497	0,846
	23.	1,035±0,165	0,131±0,004	4,052	3,127	7,474	65,873	0,619	2,948	0,471

	24.	1,105±0,085	0,132±0,008	3,228	2,001	5,486	64,906	0,449	2,556	-0,958
	25.	0,97±0,18	0,118±0,013	1,336	1,149	3,561	37,816	0,292	1,438	-3,128
	26.	1,42±0,26	0,137±0,022	4,793	2,895	8,96	76,099	0,678	4,017	1,362
	27.	1,17±0,17	0,127±0,01	2,119	1,49	4,399	86,211	0,667	3,545	-0,583
	28.	1,15±0,1	0,123±0,014	3,104	3,335	5,076	88,947	0,672	1,957	0,11
Tereny zielone, osiedla Green areas, residential	29.	1,39±0,28	0,151±0,013	2,434	1,533	6,792	57,335	0,424	3,998	-0,906
	30.	1,325±0,085	0,14±0,005	3,073	2,652	5,44	54,057	0,434	2,092	-1,058
	31.	1,205±0,065	0,122±0,002	3,456	2,127	6,228	62,259	0,433	3,055	-0,657
	32.	1,28±0,13	0,121±0,012	3,825	2,411	8,427	84,059	0,621	3,261	0,586
	33.	1,11±0,004	0,12±0,011	2,673	2,153	7,822	81,658	0,604	2,745	-0,145
	34.	1,085±0,145	0,12±0,006	3,533	2,075	4,862	67,749	0,405	1,465	-1,314
	35.	1,325±0,005	0,137±0,001	4,356	2,232	6,673	61,396	0,425	4,283	0,051
	36.	1,255±0,055	0,14±0,01	3,871	2,325	6,156	88,419	0,494	2,522	-0,149
	37.	1,285±0,005	0,124±0,003	2,898	1,837	4,913	65,132	0,733	4,308	-0,086
$\Sigma$		<b>1,248±0,125</b>	<b>0,133±0,011</b>	<b>3,689</b>	<b>2,327</b>	<b>7,737</b>	<b>70,284</b>	<b>0,519</b>	<b>3,159</b>	<b>0</b>
Pk/Cs*		<b>1,22±0,02</b>	<b>0,14±0,017</b>	<b>3,578</b>	<b>2,525</b>	<b>10,993</b>	<b>68,145</b>	<b>0,552</b>	<b>1,793</b>	<b>-</b>

\* - próba kontrolna / control sample



Ryc. 1 A–C. Rozkład przestrzenny zanieczyszczenia azotem (A) i siarką (B) oraz sumarycznego indeksu zanieczyszczenia [Sj] (C) plech *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. metalami śladowymi na terenie Rzeszowa, na tle mapy dróg miejskich

Fig. 1 A–C. Spatial distribution of the nitrogen (A) and sulfur (B) contamination and the total heavy metal pollution index [Sj] (C) of *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. thalli in Rzeszów, against the background of the urban road map

Średnie stężenie siedmiu z ośmiu badanych pierwiastków, tj. azotu, siarki, chromu, niklu, miedzi, cynku i kadmu na stanowiskach miejskich było porównywalne do wyników otrzymanych w Puszczy Solskiej. Jedynie ilość skumulowanego w mieście ołowiu istotnie przewyższała tę z próby porównawczej, osiągając w Rzeszowie średnią wartość o 43,24% większą, niż w odległym od bezpośrednich źródeł zanieczyszczeń obszarze leśnym. Poszczególne stanowiska wykazywały duże zróżnicowanie depozycji ołowiu w przedziale 1,438–4,799 mg/kg s.m. ( $SD = 0,916$ ;  $\bar{x} = 3,159$  mg/kg s.m.), przy czym największe wartości osiągnęły stanowiska przy obwodnicy Rzeszowa, tj. przy al. Armii Krajowej (3 i 4) oraz al. Witosa (14). Najmniej Pb skumulowała próba eksponowana na stanowisku 25.

Sumaryczny indeks zanieczyszczenia ( $S_j$ ) obliczony dla 6 badanych metali ciężkich przyjmował w Rzeszowie wartości w przedziale -3,128–4,769 (ryc. 1 C);  $SD = 1,191$ . Wśród wszystkich badanych powierzchni 18 uzyskało wartości wskaźnika  $S_j$  dodatnie, zaś 17 ujemne. Największą łączną koncentrację metali ciężkich wykazał punkt badawczy przy ul. Szopena, w pobliżu centrum miasta (21). Wysokie sumaryczne obciążenie tymi pierwiastkami ( $S_j > 1,0$ ) charakteryzuje również stanowisko przy ul. Langiewicza w okolicach centrum (26) oraz punkty położone w bliskim sąsiedztwie rzeszowskiej obwodnicy, tj. przy ul. Krakowskiej (stacja paliw Shell) (2) i ul. Granicznej (5). Najmniejszą wartością  $S_j$  wyróżnił się punkt przy skrzyżowaniu al. W. Witosa z ul. Gen. M. Langiewicza. Niska kumulacja metali wystąpiła też w parku miejskim przy ul. Miłocińskiej na NW obrzeżach Rzeszowa (34), a także pod Wiaduktem Śląskim (1).

Przeprowadzona testem t-Studenta dla par niezależnych analiza istotności różnic dla stężenia skumulowanych w transplutowanych plechach pierwiastków: N, S i Pb oraz testem nieparametrycznym U Manna-Whitneya dla sumarycznego indeksu zanieczyszczenia ( $S_j$ ) nie potwierdziła hipotezy, że oddalenie od liniowych źródeł zanieczyszczenia, jakim są drogi, wpływa na spadek poziomu zanieczyszczeń na terenie miasta (dobór testów poprzedzono analizą rozkładu danych). W żadnym z testowanych przypadków nie było podstaw do odrzucenia hipotezy zerowej o braku różnic między stężeniami pierwiastków w punktach zlokalizowanych wzdłuż szlaków komunikacyjnych i poza nimi ( $p > 0,05$ ). Prawdopodobieństwo wystąpienia takich różnic dla  $S_j$  było najbliższe założonemu poziomowi istotności ( $p$  testu  $Z = 0,09267$ ), co może wskazywać jednak na generalnie większe obciążenie metalami ciężkimi rejonów przydrożnych miasta.

#### IV. DYSKUSJA

Stwierdzona w doświadczeniu akumulacja azotu w transplutowanych na terenie Rzeszowa plechach *Hypogymnia physodes* częściowo pokrywa się z rozkładem przestrzennym ustalonym dla  $NO_2$  na podstawie modelu CALMET/CALPUFF [WIOŚ Rzeszów 2016b). Największa depozycja azotu miała miejsce w próbach ulokowanych przy obwodnicy Rzeszowa charakteryzujących się dużym nasileniem ruchu drogowego. Podobnej zbieżności nie wykazują natomiast rozkłady akumulacji w plechach porostów siarki i wspólnej depozycji metali ciężkich wyrażonej wskaźnikiem  $S_j$ , w stosunku do rozkładów  $SO_2$  i pyłu zawieszonego  $PM_{10}$ , uzyskanych z pomiarów  $PM_{10}$ .

Największą sumaryczną zawartość metali śladowych stwierdzono przy ul. Szopena (21). Pozostawiona tam próba odznaczyła się również stężeniami azotu i siarki przekraczającymi średnie poziomy wyznaczone dla tych pierwiastków w mieście. Wysokie wartości akumulacji pierwiastków na tym stanowisku może tłumaczyć intensywny ruch uliczny. W jego bliskim sąsiedztwie znajduje się węzeł drogowy łączący główne szlaki prowadzące w kierunku centrum.



Spośród analizowanych pierwiastków, w powietrzu atmosferycznym na terenie Rzeszowa jedynie poziom ołowiu w sposób istotny różnił się dodatnio od wartości Pb skumulowanego równocześnie w obszarze referencyjnym. Obecność podwyższonych stężeń tego metalu w mieście jest głównie konsekwencją stosowania w dalszym ciągu niewielkich ilości organicznych połączeń ołowiu jako dodatków przeciwstukowych do benzyn silnikowych ( $\leq 5$  mg/l) [Dz. U. Nr 221, poz. 1441].

Najmniejsza akumulacja metali ciężkich miała miejsce na stanowisku 25, przy skrzyżowaniu al. Witosza z ul. Langiewicza. Eksponowana tam próba wykazała także najmniejszą w spośród innych prób w mieście zawartość azotu i jedną z najniższych zawartości siarki. Skrzyżowanie to jest miejscem o bardzo dużym natężeniu ruchu drogowego, zaś w pobliżu zlokalizowane jest przedsiębiorstwo farmaceutyczne ICN Polfa Rzeszów, potencjalny emitor do atmosfery związków azotu z procesów produkcji leków. Z tych powodów przypuszcza się, że na stanowisku 25 doszło do ograniczenia pobierania substancji toksycznych przez plechy porostów, spowodowanego wczesnym pogorszeniem ich kondycji fizjologicznej. Być może, słusznym rozwiązaniem w tej sytuacji byłoby skrócenie okresu ekspozycji plech do 3-4 miesięcy, a także połączenie analizy składu pierwiastkowego plech, z obserwacją ich zmian anatomiczno-morfologicznych lub fizjologicznych. Takim połączeniem metod lichenindykacyjnych w ocenie jakości powietrza w miastach i na terenach przekształconych posłużyli się m.in.: Kepel [1999], Józwiak [2007], Paoli i in. [2011], Nannoni i in. [2015] oraz Mateos i Gonzales [2016]. Uzyskane w ten sposób informacje mogłyby stanowić uzupełnienie danych o kumulacji pierwiastków, a także pomóc we właściwej ich interpretacji, np. poprzez określenie zależności pomiędzy ilością zdeponowanych w plechach zanieczyszczeń, a stopniem uszkodzenia plechy, czy ograniczeniem procesów życiowych. Obserwacje te pozwoliłyby także ograniczyć problem doboru odpowiedniego stanowiska pobierania próbek.

Stosunek N:S w plechach porostów wynosił 9,4:1, natomiast stosunek odpowiednich tlenków tych pierwiastków w powietrzu 6,4:1. Wzajemne proporcje Ni: Cd: Pb w plechach miały się jak 4,5:1:6,1, zaś w powietrzu wyniosły odpowiednio 2,8:1:33,2. Zbyt mała liczba przypadków uniemożliwia określenie współczynnika korelacji  $r$  Pearsona dla pomiarów N i S. Dla metali identyfikowanych w pyłe PM<sub>10</sub> współczynnik ten uzyskuje wartość 0,7744 przy poziomie istotności  $\alpha=0,05$ . Wynik ten jest nieistotny statystycznie. Analiza uzyskanych danych wykazała, że nie istnieje istotna statystycznie różnica w poziomie kumulacji pierwiastków na stanowiskach położonych wzdłuż szlaków komunikacyjnych w stosunku do punktów zlokalizowanych w otoczeniu parków miejskich, czy też osiedli mieszkaniowych. Wynika z tego wyraźnie, że roślinność miejska, czy nawet budynki mogą nie stanowić dostatecznie szczelnej osłony przed przenikaniem zanieczyszczeń pyłowych, a tym bardziej gazowych.

Według klasyfikacji stanów równowagi atmosfery Pasquilla w modyfikacji Turnera [1969], w okresie ekspozycji plech pustułki pęcherzykowatej na terenie Rzeszowa, w większej części panowały korzystne warunki dla rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń [WIOŚ Rzeszów 2016b]. Emisje dalekiego zasięgu mogą tłumaczyć jedne z bardziej wymownych wyników tej pracy, dotyczące wysokich wartości kumulacji pierwiastków w plechach porostów na stanowisku kontrolnym. Podobne wyniki obserwowali np. Klimek i in. [2015] w trakcie badań nad zanieczyszczeniem wysokich partii Beskidów w paśmie Zewnętrznych Karpat Zachodnich, wykorzystując rosnące *in situ* plechy *H. physodes*, stwierdzili zawartości kadmu i ołowiu na poziomie kilkukrotnie przekraczającym ilości tych pierwiastków oznaczonych w trakcie prezentowanych tu badań w Rzeszowie, a także ponad dwukrotnie większe zawartości cynku. Jednocześnie zawartości niklu i miedzi są do



prób z Rzeszowa porównywalne. Może to oznaczać, że w większym stopniu o przestrzennym rozmieszczeniu zanieczyszczeń atmosferycznych w tym mieście decyduje ruch mas powietrza, nie zaś bezpośrednie, lokalne źródła emisji.

W świetle uzyskanych wyników problemem jawi się kwestia wyboru odpowiedniego stanowiska zbioru plech do transplantacji, ponieważ różnica stężeń analitów w próbie kontrolnej i próbach rozmieszczonych na terenie miasta po upływie czasu ekspozycji, stanowi podstawę wnioskowania o stopniu zanieczyszczenia powietrza. Jeśli Puszcza Solska okazała się obiektem pod tym względem niezadawalającym, w warunkach południowej Polski odnalezienie miejsca „czystego” może być w ogóle niemożliwe. Usytuowanie kontroli w takim rejonie nie jest jednak przeszkodą w wykorzystaniu zdolności kumulacyjnych plech porostów do przestrzennej analizy porównawczej w obrębie samego miasta. Inną, także kontrowersyjną metodycznie kwestią jest optymalny czas ekspozycji transplantowanych plech. Zbyt długie ekspozowanie prób może doprowadzić do ich fizjologicznej śmierci i utraty właściwości bioindykacyjnych. Wskazują na to także badania Pustelniak [1991] prowadzone w okresie zimowym właśnie w Rzeszowie, w których ekspozowane przez 6 miesięcy transplantowane plechy *H. physodes* wykazywały już całkowitą śmiertelność komórek glonowych. Z drugiej strony, wyniki Palomäki i in. [1992] w mieście Siilinjärvi świadczą, iż dopiero po okresie 4-6 miesięcy, poziom zanieczyszczenia transplantowanych plech tego samego gatunku porostu zrównuje się z zawartością pierwiastków w plechach rosnących w miejscu ekspozycji. Wydaje się, że czas eksperymentu powinien być dobrany stosownie do poziomu i rodzaju zanieczyszczeń konkretnego obiektu.

## V. WNIOSKI

1. Uśrednione dla wszystkich stanowisk badawczych w Rzeszowie wyniki kumulacji poszczególnych pierwiastków w ekspozowanych plechach *Hypogymnia physodes*, z wyjątkiem ołowiu, nie różniły się istotnie od wartości wykazanych w próbie kontrolnej, zlokalizowanej w oddalonym od ośrodków miejsko-przemysłowych środowisku leśnym.
2. Analiza statystyczna stężeń N, S, Pb i sumarycznego indeksu zanieczyszczenia metalami ciężkimi (Sj) nie ujawniła istotnych różnic pomiędzy obciążeniem badanymi pierwiastkami obszarów miasta wzdłuż ciągów komunikacyjnych i położonych w obrębie parków miejskich lub osiedli zabudowy mieszkaniowej. Może to świadczyć o stosunkowo dużej homogenizacji zanieczyszczeń atmosferycznych na terenie całego miasta.
3. Bioindykacyjna metoda transplantacji dla uzyskania przekonywujących wyników wymaga odpowiedniego czasu ekspozycji i właściwego wyboru miejsca pobierania plech porostów (lokalizacji próby kontrolnej).
4. Analiza chemiczna składu pierwiastkowego plech porostów ekspozowanych na zanieczyszczenia miejskie, powinna być wsparta innymi metodami lichenindykacji w celu lepszej interpretacji wyników; niemniej, do analiz przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń może być z powodzeniem stosowana.

**Podziękowania:** Panu Marcinowi Pieniążkowi i Pani Małgorzacie Szostek z Wydziałowego Laboratorium Analiz Zdrowotności Środowiska i Materiałów Pochodzenia Rolniczego za bezcenną pomoc przy wykonaniu prac laboratoryjnych

## BIBLIOGRAFIA

1. Bari A., Rosso A., Minciardi M.R., Troiani F., Piervittori R. 2001. Analysis of heavy metals in atmospheric particulates in relation to their bioaccumulation in explanted *Pseudevernia furfuracea* thalli. *Environ. Monit. Assess.* 69 (3). 205-220. doi: 10.1023/A:1010757924363.
2. Bystrek J., Wójciak H. 1994. Mapa bioindykacyjna miasta Lublina oparta o porosty. Raport – cz. I. Maszynopis. Lublin.
3. Costa C.J., Marques A.P., Freitas M.C., Reis M.A., Oliveira O.R. 2002. A comparative study for results obtained using biomonitors and PM10 collectors in Sado Estuary. *Environ. Pollut.* 120 (1). 197-106. doi: 10.1016/S0269-7491(02)00132-X.
4. Grodzińska K. 1978. Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in polish national parks. *Water Air Soil Poll.* 9 (1). 83-97. doi: 10.1007/BF00185749.
5. Jeran Z., Byrne A.R., Batič F. 1995. Transplanted epiphytic lichens as biomonitors of air contamination by natural radionuclides around the Žirowski VRH Uranium Mine. Slovenia. *Lichenologist.* 27 (5). 375-385. doi: 10.1006/lich.1995.0035.
6. Józwiak M. 2007. Kumulacja metali ciężkich i zmiany morfologiczne w plechach porostu *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. *Monitoring Środowiska Przyrodniczego.* 8. 51-56.
7. Kepel A. 1999. Porosty Poznania jako wskaźniki zanieczyszczenia atmosfery. Maszynopis pracy doktorskiej. Zakład Taksonomii Roślin UAM. Poznań.
8. Klimek B., Tarasek A., Hajduk J. 2015. Trace Element Concentrations in Lichens Collected in the Beskidy Mountains, the Outer Western Carpathians. *Bull. Environ. Contam. Tox.* 94 (4). 532-536. doi: 10.1007/s00128-015-1478-8.
9. Loppi S., Paoli L. 2015. Comparison of the trace element content in transplants of the lichen *Evernia prunastri* and in bulk atmospheric deposition: a case study from a low polluted environment (C Italy). *Biologia.* 70 (4). 411-558. doi: 10.1515/biolog-2015-0053.
10. Loppi S., Pozo K., Estellano V.H., Corsolini S., Sardella G., Paoli L. 2015. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by lichen transplants: Comparison with gas-phase passive air samplers. *Chemosphere.* 134. 39-43. doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.03.066.
11. Mateos A.C., Gonzáles C.M. 2016. Physiological response and sulfur accumulation in the biomonitor *Ramalina celastri* in relation to the concentrations of SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> in urban environments. *Microchem. J.* 125. 116-123. doi: 10.1016/j.microc.2015.11.025.
12. Matwiejuk A. 2007. Porosty Białegostoku jako wskaźniki zanieczyszczenia atmosfery. T. II. *Ekonomia i Środowisko.* Białystok.
13. Mikłaszewski A. 2010. Edukacja dla zrównoważonego rozwoju. [w:] R. Masztalski (red.). *Homo naturalis. Człowiek, przyroda, przestrzeń w myśl rozwoju zrównoważonego.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej. Wrocław. 33-40.
14. Nannoni F., Santorini R., Protano G. 2015. Heavy element accumulation in *Evernia prunastri* lichen transplants around a municipal solid waste landfill in central Italy. *Waste Manage.* 43. 353-362. doi: 10.1016/j.wasman.2015.06.013.
15. Nimis P.L., Scheidegger C., Wolseley P.A. 2002. Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens. An introduction. [In:] P.L. Nimis, C. Scheidegger, P.A. Wolseley. (eds.). *Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens.* Springer. Netherlands. 1-4. ISBN 978-94-010-0423-7. doi: 10.1007/978-94-010-0423-7.
16. Palomäki V., Tynnyrinen S., Holopainen T., 1992. Lichen transplantation in monitoring fluoride and sulphur deposition in the surroundings of a fertilizer plant and a strip mine at Siilinjärvi. *Ann. Bot. Fenn.* 29 (1). 25-34.
17. Paoli L., Pisani T., Guttová B.A., Sardella C.G., Loppi S. 2011. Physiological and chemical response of lichens transplanted in and around an industrial area of south Italy: Relationship

- with the lichen diversity. *Ecotox. Environ. Safe.* 74 (4). 650-657. doi: 10.1016/j.ecoenv.2010.10.011.
18. Purvis O.W., Williamson B.J., Spiro B., Udachin V., Mikhailova I.N., Dolgoplova A. 2013. Lichen monitoring as a potential tool in environmental forensics: case study of the Cu smelter and former mining town of Karabash, Russia. [In:] D. Pirrie, A. Ruffell, L.A. Dawson (eds.). *Environmental and Criminal Geoforensics. J. Geolog. Soc.* 384. 133-146. doi: 10.1124/SP384.6.
  19. Pustelniak L. 1991. Zastosowanie metody transplantacji w badaniach nad wpływem środowiska miejskiego na żywotność plech *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. *Zeszyty Naukowe UJ. Prace Botaniczne.* 22. 193-201.
  20. Rozenbajger N., Kostecka J. 2012. Edukacja dla zrównoważonego rozwoju – program WARTA. *Zesz. Nauk. PTIE i PTG w Rzeszowie.* 15. 81-88.
  21. Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 9 grudnia 2008 r. w sprawie wymagań jakościowych dla paliw ciekłych. *Dz. U. Nr 221. poz. 1441.*
  22. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 2 sierpnia 2012 r. w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza. *Dz. U. 2012 poz. 914.*
  23. Sawicka-Kapusta K., Zakrzewska M. 2002. Zanieczyszczenie powietrza w Świętokrzyskim Parku Narodowym w latach 1991–2001 na podstawie biowskaźnika *Hypogymnia physodes*. *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego.* 3 (02). 83-86.
  24. Turner D.B. 1971. *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates.* U.S. Environmental Health Series. Air Pollution. Publication nr AP-26. North Carolina. [dok. elektr. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=9101GKEZ.txt>. data wejścia 27.9.2017].
  25. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. *Dz. U. 2017 poz. 519.* tekst jednolity z późn. zm.
  26. WIOŚ Rzeszów. 2016a. Dane pomiarowe dotyczące poziomu zanieczyszczeń pyłowych i gazowych w powietrzu na terenie Rzeszowa w 2015 r., zebrane w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska.
  27. WIOŚ Rzeszów. 2016b. Roczna ocena jakości powietrza w województwie podkarpackim. Raport za rok 2015. Rzeszów: Biblioteka Monitoringu Środowiska.

## USE OF TRANSPLANTED THALLI OF *HYPOGYMNI*A *PHYSODES* (L.) NYL. IN ASSESSING OF THE CONTAMINATION IN RZESZÓW CITY

### Summary

*Evaluation was made of the air pollution level in Rzeszów city (SE Poland) caused by chemical elements: S, N, Cr, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb based on their accumulation in the transplanted *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (lichenized Ascomycota) thalli. Samples were distributed within the city area in 37 monitoring points in the winter/spring season of 2014/2015. The average concentration of lead in the city was 3.159 mg/kg DW, and it exceeded the content of the element in relation to the reference at the average amount of 43.24%. The accumulation values of other 7 elements were comparable with those in the*

*control sample. The results show, that bioindication method using transplanted lichen thalli, although controversial when the level of elements in the control sample is higher than the contamination in samples exposed within investigated city, may be successfully used in analysis of several months spatial distribution of an air pollution in towns.*

**Key words:** bioindication, air pollution, lichens, CHNS, AAS