

Prądnik. Prace Muz. Szafera	28	117–132	2018
-----------------------------	----	---------	------

MARTA ZAKRZEWSKA, KATARZYNA SAWICKA-KAPUSTA

Instytut Nauk o Środowisku UJ
ul. Gronostajowa 7, 30–387 Kraków
e-mail: marta.zakrzewska@uj.edu.pl, katarzyna.sawicka-kapusta@uj.edu.pl

**ZMIANY ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA OJCOWSKIEGO PARKU
NARODOWEGO W LATACH 2001–2011 NA PODSTAWIE ZAWARTOŚCI
METALI CIĘŻKICH I SIARKI W TRANSPLANTOWANYCH POROSTACH**

**Changes of air pollution in Ojców National Park in year 2001–2011
on the basis of heavy metals and sulphur content in transplanted lichens**

Abstract. Lichen *Hypogymnia physodes* collected in reference area were transplanted in three transects of Ojców National Park in four summer (2001, 2006, 2010, 2011) and three winter (2001/2002, 2006/2007, 2010/2011) seasons. During each seasons lichens were transplanted to 27 sites. After six months of transplantation in lichen samples Cd, Pb, Cu, Zn, Fe and S were analysed. In almost all seasons heavy metal and sulphur accumulation in lichens from different transects were similar which confirm the same air pollution of whole area of Ojców NP. Highest accumulation of lead, cadmium, copper and sulphur were determined in summer 2001 and winter 2001/2002 while zinc and iron in summer 2011. Air pollution by cadmium, lead, copper and sulphur dioxide has been improved in Ojców National Park while zinc and iron were on the same level.

Key words: Ojców National Park, air pollution, heavy metals, sulphur dioxide, *Hypogymnia physodes*

WSTĘP

Monitoring biologiczny jest metodą określenia wartości środowiska przyrodniczego (jego jakości i kondycji a także degradacji) z wykorzystaniem organizmów żywych zwanych bioindykatorami. Jest znany i szeroko stosowany na świecie od połowy XX w. Początkowo głównie w Europie Zachodniej – przede wszystkim w Anglii, ale także w krajach skandynawskich (Szwecji, Norwegii, Finlandii, Dani) czy w Stanach Zjednoczonych, Kanadzie i Nowej Zelandii (LeBlanc, De Sloover 1970; Rühling, Tyler 1970; Nieboer i in. 1972; Seaward 1974; Pilegaard 1979; Martin, Coughtrey 1982; Burton 1986). W pierwszym okresie badania dotyczyły oceny zanieczyszczenia powietrza z zastosowaniem mchów i porostów jako bioindykatorów (Folkesson 1979; Burton 1986; Puckett 1988). Obecnie w ocenie zanieczyszczenia środowiska stosuje się również rośliny wyższe i organizmy zwierzęce – zarówno bezkręgowce jak i kręgowce (Martin, Coughtrey 1982; Zimny 2006). Pomimo, że metodę bioindykacji wprowadzono ponad 50 lat temu nadal jest ona powszechnie stosowana na świecie nie tylko do oceny zanieczyszczenia środowiska terenów

przemysłowych ale także zurbanizowanych, rolniczych, leśnych, obszarów chronionych jak również do oceny kondycji środowiska i rewitalizacji obszarów zdegradowanych (Rusu i in. 2006; Jeran i in. 2007; Sorbo i in. 2008; Bajpai i in. 2010; Lodenius i in. 2010; Olowoyo i in. 2011; Paoli i in. 2017; Sawicka-Kapusta i in. 2017).

Porosty, podobnie jak mchy, są bardzo dobrymi bioindykatorami zanieczyszczenia powietrza nie tylko ze względu na to, że substancje potrzebne do życia pobierają wprost z powietrza ale także akumulują duże ich ilości. Dodatkowo są one szeroko rozpowszechnione, dzięki czemu można je stosować w szerokim zakresie zarówno w skali lokalnej, regionalnej jak i globalnej (Burton 1986; Jeran i in. 2007; Nash III 2008). Porosty są lepszymi biowskaźnikami niż mchy gdyż równocześnie mogą być akumulatorami i indykatorami. Akumulują w swoim organizmie substancje chemiczne a jednocześnie uszkodzeniami plechy wskazują na ich obecność w powietrzu. W biomonitoringu wykorzystuje się zarówno metodę zbioru porostów *in situ* jak i metodę transplantacji (*ex situ*) na obszary w których naturalnie nie występują ze względu na wysokie stężenia zanieczyszczeń gazowych lub niekorzystne warunki środowiskowe (Conti, Cecchetti 2001; Kranner i in. 2002; Bergamaschi i in. 2007; Kularatne, de Freitas 2013; Paoli i in. 2017). W biomonitoringu używa się różnych gatunków porostów, najczęściej tych powszechnie występujących na badanym obszarze. W Polsce takim gatunkiem jest pustułka pęcherzykowata – *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. epifityczny porost listkowy z rodziny (*Parmeliaceae*) – tarczownicowatych (Fałtynowicz 2014). Do oceny zanieczyszczenia powietrza polskich parków narodowych w 1998 r. wykorzystano właśnie ten gatunek porostu zebrany w naturalnym środowisku. Na podstawie przeprowadzonych badań wykazano, że Ojcowski Park Narodowy (OPN) był najbardziej zanieczyszczony i zaliczono go wówczas do parków zdegradowanych (Sawicka-Kapusta i in. 2005). Ponieważ ocena tego Parku była oparta na niewielkiej liczbie prób (6 stanowisk) w latach 2001–2003 wykonano kompleksowe badania, także z zastosowaniem *Hypogymnia physodes*, ale tym razem porosty były transplantowane w 27 punktach na całym terenie OPN. Wyniki tych badań wykazały podobne zanieczyszczenie Parku (Sawicka-Kapusta i in. 2006). Kolejne transplantacje porostów, na tych samych stanowiskach i transektach, przeprowadzono w latach 2006–2011 aby sprawdzić, czy stan powietrza na terenie parku uległ poprawie w związku ze zmniejszoną emisją przemysłową z dużych ośrodków przemysłowych. Celem niniejszej pracy jest porównanie zanieczyszczenia powietrza OPN na przestrzeni dziesięciu lat (2001–2011) a także zweryfikowanie potencjalnych źródeł emisji metali ciężkich i dwutlenku siarki, oraz kierunku ich napływu.

MATERIAŁ I METODY

W latach 2001–2011, w 27 punktach zlokalizowanych na trzech transektach – Wąwóz Jamki, Złota Góra i Wąwóz Skałbania (ryc. 1), transplantowano porosty *Hypogymnia physodes*, przywiezione z Puszczy Boreckiej (badania w latach 2001–2003) lub Borów Tucholskich (badania w latach 2006–2011). W ciągu dziesięciu lat przeprowadzono cztery transplantacje letnie (2001, 2006, 2010, 2011) i trzy zimowe (2001/2002, 2006/2007, 2010/2011) (Sawicka-Kapusta i in. 2006; Pielach 2007; Ruciński 2011; Słotwińska 2012). Porosty transplantowano na okres sześciu miesięcy: w sezonie letnim od połowy kwietnia do połowy października, a w zimowym od połowy października do połowy kwietnia następnego roku. Gałązki sosny porośnięte porostami wiązano w wiązki i umocowywano na pniach drzew na wysokości 1,5–2,0 m nad poziomem gruntu. Każdorazowo przed transplantacją



Ryc. 1. Lokalizacja punktów transplancyjnych w trzech transektach na terenie Ojcowskiego Parku Narodowego. Transekt południowy: Wąwóz Jamki (punkty 1-9); Transekt środkowy: Złota Góra (punkty 10-18); Transekt wschodni: Wąwóz Skałbania (punkty 19-27).

Fig. 1. Location of sites with transplanted lichens in three transects in Ojców National Park

w przywiezionych porostach z terenu kontrolnego (Puszczy Boreckiej/Borów Tucholskich) analizowano poziom metali ciężkich i siarki w plechach. Po sześciomiesięcznej transplatacji na terenie OPN próby porostów przywożono do laboratorium, oczyszczano z kory i poddawano analizie chemicznej. Ocenę zanieczyszczenia powietrza OPN wykonano na podstawie akumulacji metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Zn, Fe) i siarki w plechach porostów. Metale ciężkie, po wcześniejszej mineralizacji prób porostów w mieszaninie spektralnie czystych stężonych kwasów $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ w stosunku 4:1 (Pilegaard 1979), analizowano metodą spektroskopii absorpcyjnej (AAS). Kadm, ołów i miedź oznaczano metodą bezpłomieniową w spektrofotometrze PerkinElmer AAnalyst 800 z kuwetą grafitową, a cynk i żelazo w spektrofotometrze PerkinElmer AAnalyst 200 w płomieniu gazowym acetylen-powietrze. Metale oznaczano przy następujących długościach fali: Cd – 228,8 nm, Pb – 283,3 nm, Cu – 324,7 nm, Zn – 213,9 nm i Fe – 248,3 nm. Analizowano również materiał referencyjny CRM 482. Odzysk wynosił od 94,0 do 99,9%.

Siarkę ogólną oznaczono metodą turbidymetryczną Buttersa-Chenry'ego (Białońska i Dayan 2005). Wyniki koncentracji zarówno metali ciężkich jak i siarki w plechach porostów podano w $\mu\text{g g}^{-1}$ suchej masy. Stan zanieczyszczenia powietrza oceniono na podstawie akumulacji analizowanych pierwiastków w plechach *Hypogymnia physodes*. Wartość akumulacji otrzymano odejmując od koncentracji danego pierwiastka w porostach transplantowanych stężenie tego elementu w porostach z Puszczy Boreckiej/Borów Tucholskich.

Aby stwierdzić czy istnieją statystyczne różnice w sezonowej akumulacji pierwiastków pomiędzy latami jak również pomiędzy sezonem letnim i zimowym w danym roku zastosowano jednoczynnikową analizę wariancji i test *a posteriori* Tukey'ego (Łomnicki 2010).

WYNIKI

Akumulacja metali ciężkich i siarki w porostach transplantowanych w trzech transektach Ojcowskiego Parku Narodowego

Najwyższe średnie akumulacje większości badanych pierwiastków wykazano na początku badań – w sezonie letnim 2001, podczas gdy najwyższą akumulację cynku i żelaza stwierdzono w lecie 2011. Średnia akumulacja kadmu w plechach porostu *Hypogymnia physodes* na terenie Ojcowskiego Parku Narodowego w sezonie letnim 2001 wynosiła $1,37 \mu\text{g g}^{-1}$. Najwyższą – $2,10 \mu\text{g g}^{-1}$ wykazano dla transektu Wąwóz Jamki, a najniższą – $1,07 \mu\text{g g}^{-1}$ dla transektu Wąwóz Skałbania. W sezonie zimowym 2001/2002 średnia akumulacja kadmu dla całego parku była nieco niższa ($1,00 \mu\text{g g}^{-1}$) i wahała się od $1,27 \mu\text{g g}^{-1}$ wzdłuż Wąwozu Jamki do $0,86 \mu\text{g g}^{-1}$ dla transektu Złota Góra. Dla Wąwozu Skałbania wartość ta wynosiła $0,93 \mu\text{g g}^{-1}$. W sezonie letnim 2006 r. zanotowano niższą o około 50%, akumulację kadmu w transplantowanych porostach w porównaniu do okresu sprzed pięciu lat. Podobnie jak we wcześniejszym okresie najwyższą wartość ($1,34 \mu\text{g g}^{-1}$) wykazano dla transektu Wąwóz Jamki natomiast najniższą ($0,48 \mu\text{g g}^{-1}$) dla Złotej Góry. W sezonie zimowym 2006/2007 akumulacja kadmu była również niższa niż w okresie zimowym 2001/2002. Najwyższą wartością – $0,60 \mu\text{g g}^{-1}$ charakteryzował się transekt Wąwóz Jamki a najniższą – $0,34 \mu\text{g g}^{-1}$ transekt Złota Góra. W kolejnym okresie badawczym, w lecie 2010, zarejestrowano wzrost średniej akumulacji kadmu w transplantowanych porostach do $1,19 \mu\text{g g}^{-1}$. Najwyższą wartością wynoszącą $1,46 \mu\text{g g}^{-1}$ charakteryzował się transekt Wąwóz Jamki, a najniższą ($0,91 \mu\text{g g}^{-1}$) transekt Złota Góra. W sezonie zimowym 2010/2011, w porównaniu do zimy 2006/2007, nastąpił wzrost koncentracji kadmu w transplantowanej *Hypogymnia physodes* do $0,81 \mu\text{g g}^{-1}$. Wartości w poszczególnych transektach wahały się od $0,74 \mu\text{g g}^{-1}$ na Złotej Górze do $0,95 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Jamki. W sezonie letnim 2011 wykazano zmniejszenie zanieczyszczenia Ojcowskiego Parku Narodowego kadmem. Średnia akumulacja tego pierwiastka w transplantowanych porostach była najniższa i wynosiła $0,45 \mu\text{g g}^{-1}$. We wszystkich transektach akumulacja była podobna – od $0,42 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Skałbania do $0,51 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Jamki (tab. 1, ryc. 2).

Porosty transplantowane na terenie OPN akumulowały większe ilości ołowiu niż kadmu. W pierwszym sezonie badań średnie akumulacje dla sezonu letniego i zimowego wyniosły odpowiednio $23,38$ i $15,22 \mu\text{g g}^{-1}$. Najwyższą wartość dla lata 2001 wykazano w transekcje Wąwóz Jamki – $33,25 \mu\text{g g}^{-1}$ a najniższą – $19,37 \mu\text{g g}^{-1}$ w transekcje Złota Góra. W zimie 2001/2002 sytuacja była identyczna a stwierdzone wartości wyniosły odpowiednio $22,80$ i $9,29 \mu\text{g g}^{-1}$. Po pięciu latach, w sezonie letnim 2006, średnia akumulacja ołowiu wynosiła $7,56 \mu\text{g g}^{-1}$. Najwyższą wartość ($8,29 \mu\text{g g}^{-1}$) zarejestrowano w Wąwozie Skałbania a najniższą ($7,03 \mu\text{g g}^{-1}$) na Złotej Górze. W sezonie zimowym 2006/2007 średnia akumulacja ołowiu była wyższa i wynosiła $10,91 \mu\text{g g}^{-1}$. Porosty transplantowane w Wąwozie Jamki i Skałbania zakumulowały podobne wartości Pb (ponad $12 \mu\text{g g}^{-1}$) a ze Złotej Góry – $8,30 \mu\text{g g}^{-1}$. W lecie 2010 zarejestrowano wzrost akumulacji ołowiu, jego średnia wartość wynosiła $15,61 \mu\text{g g}^{-1}$. Najwyższą ilość tego metalu ($21,21 \mu\text{g g}^{-1}$) wykazano w plechach z transektu Wąwóz Jamki, a najniższą – $9,29 \mu\text{g g}^{-1}$ z Wąwozu Skałbania. W sezonie zimowym 2010/2011 średnia wartość ołowiu wynosząca $9,35 \mu\text{g g}^{-1}$ była podobna do tej z 2006/2007. Najwyższą akumulację stwierdzono w Wąwozie Jamki – $11,25 \mu\text{g g}^{-1}$, a najniższą – $8,06 \mu\text{g g}^{-1}$ w transekcje Wąwóz Skałbania. Ostatni okres badawczy

Tabela 1. Akumulacja ($\mu\text{g g}^{-1}\text{s.m.}$) kadmu, ołowiu i miedzi w plechach porostu *Hypogymnia physodes* transplantowanych w trzech transektach na terenie OPN w sezonach letnim i zimowym w latach 2001–2011. Średnia (zakres)

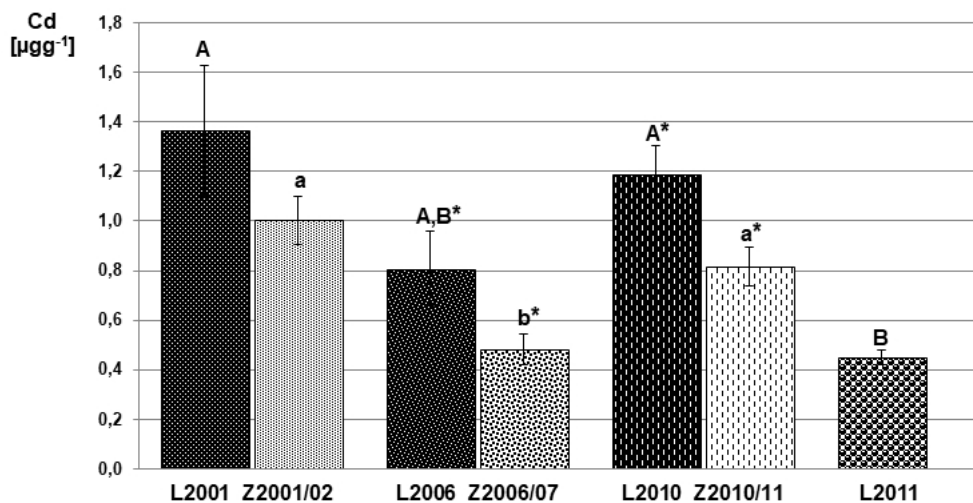
Table 1. Accumulation of cadmium, lead and copper ($\mu\text{g/g d.w.}$) in lichen *Hypogymnia physodes* transplanted in three transects of Ojców NP in summer and winter seasons in years 2001–2011. Average (range)

Transekt/sezon		Cd	Pb	Cu
T1	Lato 2001	2,10 (1,37-2,49)	33,25 (18,13-44,48)	7,4 (4,1-9,2)
	Zima 2001/02	1,27 (0,67-2,01)	22,80 (9,73-57,39)	5,7 (2,5-13,0)
T2	Lato 2001	1,10 (0,20-2,89)	19,37 (12,53-38,79)	6,1 (3,6-9,0)
	Zima 2001/02	0,86 (0,48-1,32)	9,29 (1,43-18,08)	2,9 (1,5-5,7)
T3	Lato 2001	1,07 (0,98-1,19)	20,21 (10,45-31-77)	5,6 (4,8-7,3)
	Zima 2001/02	0,93 (0,34-1,85)	15,54 (0,69-54,54)	3,8 (2,3-7,6)
T1	Lato 2006	1,34 (0,52-2,88)	7,34 (0,76-18,73)	2,3 (1,1-3,8)
	Zima 2006/07	0,60 (0,00-1,13)	12,51 (4,31-34,12)	2,3 (0,3-7,2)
T2	Lato 2006	0,48 (0,00-1,12)	7,03 (2,78-14,00)	2,1 (1,1-3,1)
	Zima 2006/07	0,34 (0,00-0,93)	8,30 (4,30-16,31)	1,7 (0,3-2,5)
T3	Lato 2006	0,66 (0,00-1,75)	8,29 (0,00-22,08)	1,2 (0,0-2,9)
	Zima 2006/07	0,50 (0,13-0,93)	12,05 (0,33-36,23)	2,3 (0,7-4,9)
T1	Lato 2010	1,46 (0,88-3,45)	21,21 (4,38-56,71)	6,1 (0,0-15,7)
	Zima 2010/11	0,95 (0,32-2,15)	11,25 (3,25-31,85)	1,8 (0,0-4,4)
T2	Lato 2010	0,91 (0,24-1,32)	15,64 (4,53-36,45)	3,5 (0,7-7,7)
	Zima 2010/11	0,74 (0,22-1,20)	8,73 (4,45-11,30)	1,4 (0,0-3,3)
T3	Lato 2010	1,19 (0,41-1,74)	9,29 (4,71-13,93)	2,2 (0,0-5,0)
	Zima 2010/11	0,76 (0,36-1,45)	8,06 (3,05-16,79)	1,5 (0,0-3,8)
T1	Lato 2011	0,51 (0,28-0,78)	5,21 (2,30-9,68)	4,3 (1,9-6,5)
T2	Lato 2011	0,43 (0,17-0,71)	6,04 (1,57-17,87)	3,8 (2,0-5,5)
T3	Lato 2011	0,42 (0,24-0,66)	2,86 (1,39-5,54)	3,2 (1,2-4,8)

T1 – transekt/transect Wąwóz Jamki, T2 – transekt/transect Złota Góra, T3 – transekt/transect Wąwóz Skałbania

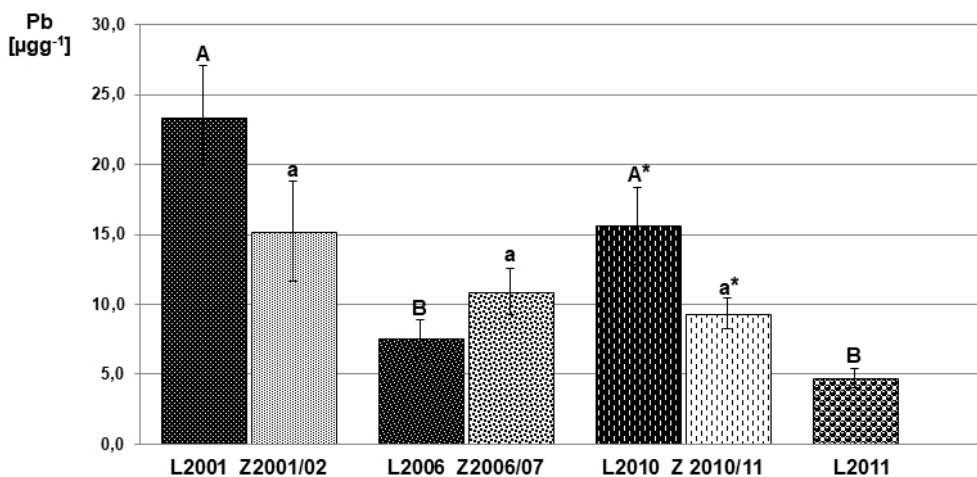
charakteryzował się najniższą średnią akumulacją ołowiu – $4,68 \mu\text{g g}^{-1}$. Najwięcej zakumulowały porosty transplantowane w transekcje Złota Góra ($6,04 \mu\text{g g}^{-1}$) a najmniej w Wąwozie Skałbania – $2,86 \mu\text{g g}^{-1}$ (tab. 1, ryc. 3).

Najwyższą średnią koncentrację miedzi – $6,3 \mu\text{g g}^{-1}$, w plechach *Hypogymnia physodes* wykazano w lecie 2001 r. Najwięcej tego pierwiastka ($7,4 \mu\text{g g}^{-1}$) zakumulowały porosty transplantowane w transekcje Wąwóz Jamki, a najmniej ($5,6 \mu\text{g g}^{-1}$) w Wąwozie Skałbania. W sezonie zimowym 2001/2002 średnia akumulacja miedzi była niższa i wynosiła $4,1 \mu\text{g g}^{-1}$. Najwyższą akumulacją ($5,7 \mu\text{g g}^{-1}$), podobnie jak w sezonie letnim, charakteryzowały się porosty z transektu Wąwóz Jamki, a najniższą transplantowane w transekcje Złota Góra ($2,9 \mu\text{g g}^{-1}$). W lecie 2006 średnia akumulacja miedzi była bardzo niska i wynosiła $1,8 \mu\text{g g}^{-1}$. Najwięcej tego pierwiastka – $2,3 \mu\text{g g}^{-1}$ zakumulowały plechy transplantowane wzdłuż Wąwozu Jamki, a najmniej ($1,2 \mu\text{g g}^{-1}$) z Wąwozu Skałbania. Podobnie bardzo niską średnią akumulację miedzi ($2,1 \mu\text{g g}^{-1}$) stwierdzono w zimie 2006/2007. Wartości najniższe – $1,7 \mu\text{g g}^{-1}$ wykazały porosty transplantowane w transekcje Złota Góra a tylko nieco wyższe – $2,3 \mu\text{g g}^{-1}$ eksponowane wzdłuż Wąwozów: Jamki i Skałbania. W lecie 2010 akumulacja miedzi była dwa razy wyższa aniżeli w poprzednim okresie letnim i wynosiła $4,0 \mu\text{g g}^{-1}$. Najwyższą wartość – $6,1 \mu\text{g g}^{-1}$ zarejestrowano w transekcje Wąwóz Jamki,



Ryc. 2. Średnia akumulacja kadmu w transplantowanych porostach na terenie OPN w sezonach letnich (L) i zimowych (Z) w latach 2001–2011. A, B – różnymi literami oznaczono statystycznie istotne różnice pomiędzy sezonami letnimi, $p < 0,05$; a, b – różnymi literami oznaczono statystycznie istotne różnice pomiędzy sezonami zimowymi, $p < 0,05$; * – oznacza różnice statystycznie istotne między sezonem letnim a zimowym w tym samym roku, $p < 0,05$;

Fig. 2. Average cadmium accumulation in transplanted lichen in Ojców NP in summer (L) and winter (Z) seasons during years 2001–2011. A, B – different letters indicate statistical differences between summer seasons, $p < 0,05$; a, b – different letters indicate statistical differences between winter seasons, $p < 0,05$; * – indicate statistical differences between summer and winter season in the same years, $p < 0,05$



Ryc. 3. Średnia akumulacja ołowiu w transplantowanych porostach na terenie OPN w sezonach letnich (L) i zimowych (Z) w latach 2001–2011.

Fig. 3. Average lead accumulation in transplanted lichen in Ojców NP in summer (L) and winter (Z) seasons during years 2001–2011.

A, B, a, b * – objaśnienia pod ryc. 1/description see Fig. 1

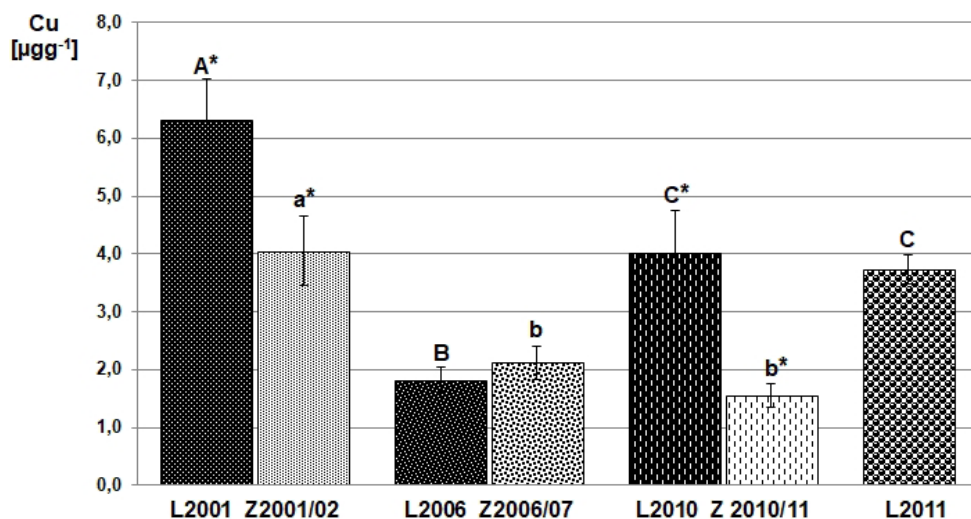
Tabela 2. Akumulacja ($\mu\text{g g}^{-1}$ s.m.) cynku, żelaza i siarki w plechach porostu *Hypogymnia physodes* transplantowanych w trzech transektach na terenie OPN w sezonach letnim i zimowym w latach 2001–2011. Średnia (zakres)

Table 2. Accumulation of zinc, iron and sulphur ($\mu\text{g/g d.w.}$) in lichen *Hypogymnia physodes* transplanted in three transects of Ojców NP in summer and winter seasons in years 2001–2011. Average (range)

Transekt/sezon		Zn	Fe	S
T1	Lato 2001	58 (30-108)	1068 (394-1486)	1268 (996-1416)
	Zima 2001/02	28 (0-68)	680 (365-1174)	531 (100-1238)
T2	Lato 2001	16 (3-33)	656 (154-1408)	1007 (870-1139)
	Zima 2001/02	34 (0-96)	338 (56-955)	800 (179-1722)
T3	Lato 2001	42 (26-60)	475 (399-541)	1247 (332-2611)
	Zima 2001/02	33 (6-80)	446 (70-1441)	1009 (232-1700)
T1	Lato 2006	35 (10-82)	412 (195-777)	447 (292-566)
	Zima 2006/07	19 (0-55)	359 (0-1614)	692 (433-1014)
T2	Lato 2006	40 (14-69)	426 (249-584)	430 (247-699)
	Zima 2006/07	17 (0-56)	192 (0-327)	577 (284-722)
T3	Lato 2006	36 (0-101)	315 (0-719)	333 (120-536)
	Zima 2006/07	28 (0-71)	289 (0-735)	614 (297-1173)
T1	Lato 2010	35 (0-115)	619 (197-1100)	1006 (584-1507)
	Zima 2010/11	45 (22-87)	268 (77-644)	602 (362-1116)
T2	Lato 2010	33 (0-86)	506 (181-1282)	698 (203-1353)
	Zima 2010/11	43 (14-79)	194 (13-422)	717 (378-1435)
T3	Lato 2010	15 (0-36)	462 (0-889)	644 (32-1262)
	Zima 2010/11	31 (12-63)	168 (32-615)	665 (432-1934)
T1	Lato 2011	44 (28-68)	1101 (384-2337)	789 (458-1008)
T2	Lato 2011	46 (22-79)	777 (368-1011)	624 (365-1015)
T3	Lato 2011	42 (25-64)	669 (410-911)	590 (379-855)

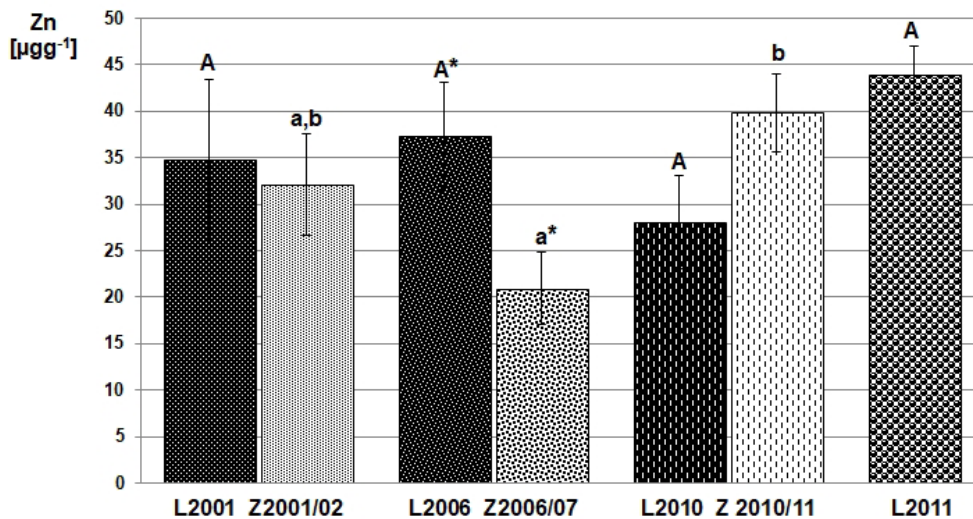
a najniższą – $2,2 \mu\text{g g}^{-1}$ w transekcie Wąwóz Skałbania. W sezonie zimowym 2010/2011 średnia akumulacja tego pierwiastka ($1,6 \mu\text{g g}^{-1}$) była najniższą ze wszystkich okresów zimowych. Średnie wartości dla transektów wahały się od $1,4 \mu\text{g g}^{-1}$ na Złotej Górze i w Wąwozie Skałbania do $1,8 \mu\text{g g}^{-1}$ w transekcie Wąwóz Jamki. W sezonie letnim 2011 akumulacja miedzi utrzymywała się na podobnym poziomie jak w 2010 r. Najwyższą wartość ($4,3 \mu\text{g g}^{-1}$), wykazano w Wąwozie Jamki a najniższą ($3,2 \mu\text{g g}^{-1}$) w Wąwozie Skałbania (tab. 1, ryc. 4).

Średnia akumulacja cynku w całym okresie badawczym wahała się od $21 \mu\text{g g}^{-1}$ w ziemie 2006/2007 do $44 \mu\text{g g}^{-1}$ w lecie 2011 (ryc. 5). W sezonie letnim 2001 najniższą akumulację wykazano w transekcie Złota Góra ($16 \mu\text{g g}^{-1}$), a najwyższą w porostach z transektu Wąwóz Jamki ($58 \mu\text{g g}^{-1}$). W ziemie 2001/2002 akumulacja tego metalu wynosiła około $30 \mu\text{g g}^{-1}$. W sezonie letnim 2006 najwyższe wartości ($40 \mu\text{g g}^{-1}$) notowano na Złotej Górze, a najniższe ($35 \mu\text{g g}^{-1}$) w Wąwozie Jamki. W ziemie 2006/2007 wartości były niższe niż w lecie i wahały się od $17 \mu\text{g g}^{-1}$ na Złotej Górze do $28 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Skałbania. W sezonie letnim 2010 najniższą akumulację cynku ($15 \mu\text{g g}^{-1}$) zarejestrowano w transekcie Wąwóz Skałbania. W pozostałych transektach wartość ta była dwa razy wyższa. W dwóch ostatnich okresach badań wartości były nieco wyższe. W ziemie 2010/2011 wahały się od 31 do $45 \mu\text{g g}^{-1}$ odpowiednio w Wąwozie Skałbania i Jamki. W lecie 2011 na wszystkich transektach miały podobną wartość (tab. 2, ryc. 5).



Ryc. 4. Średnia akumulacja miedzi w transplantowanych porostach na terenie OPN w sezonach letnich (L) i zimowych (Z) w latach 2001–2011. A,B,C, a,b * – objaśnienia pod ryc. 1

Fig. 4. Average copper accumulation in transplanted lichen in Ojców NP in summer (L) and winter (Z) seasons during years 2001–2011. Description see Fig. 1



Ryc. 5. Średnia akumulacja cynku w transplantowanych porostach na terenie OPN w sezonach letnich (L) i zimowych (Z) w latach 2001–2011. A,B, a,b * – objaśnienia pod ryc. 1

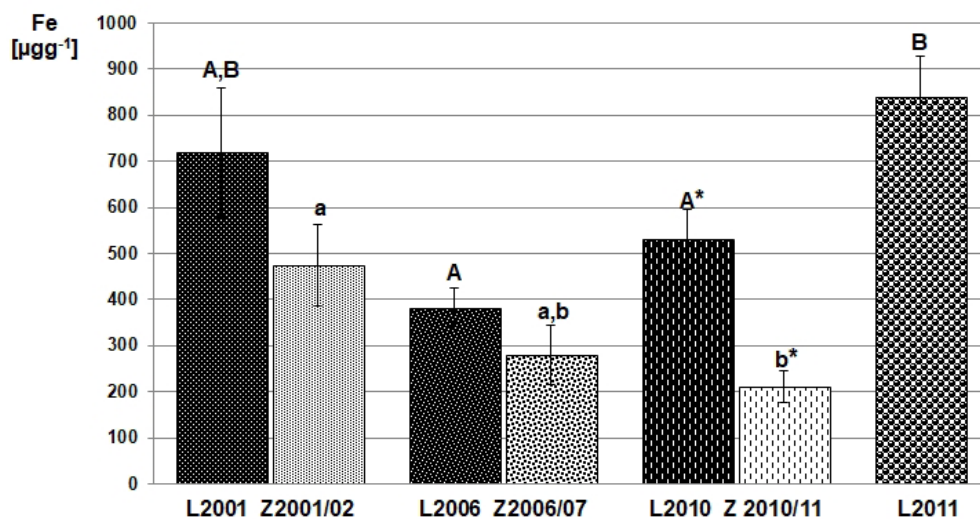
Fig. 5. Average zinc accumulation in transplanted lichen in Ojców NP in summer (L) and winter (Z) seasons during years 2001–2011. Description see Fig. 1

W stosunku do pozostałych metali transplantowane porosty akumulowały znacznie wyższe ilości żelaza. W sezonie letnim 2001 najniższe średnie wartości ($475 \mu\text{g g}^{-1}$) zarejestrowano w transekcje Wąwóz Skałbania a najwyższe ($1068 \mu\text{g g}^{-1}$) w transekcje Wąwóz Jamki. W sezonie zimowym 2001/2002 akumulacje żelaza we wszystkich transektach były niższe i wahały się od $338 \mu\text{g g}^{-1}$ na Złotej Górze do $680 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Jamki. W lecie 2006 średnie wartości były niższe od pierwszego sezonu letniego i bardziej wyrównane. Najniższe zarejestrowano w Wąwozie Skałbania ($315 \mu\text{g g}^{-1}$) a najwyższe na Złotej Górze ($426 \mu\text{g g}^{-1}$). W sezonie zimowym 2006/2007 akumulacja żelaza była niższa w porównaniu do zimy 2001/2002 a jej najniższe średnie wartości ($192 \mu\text{g g}^{-1}$) wykazano w transekcje Złota Góra a najwyższe ($359 \mu\text{g g}^{-1}$) w transekcje Wąwóz Jamki. W kolejnym okresie letnim 2010 zaobserwowano niewielki wzrost akumulacji żelaza w transplantowanych porostach w stosunku do lata 2006. Najniższe średnie ($462 \mu\text{g g}^{-1}$) wykazano w Wąwozie Skałbania a najwyższe ($619 \mu\text{g g}^{-1}$) w Wąwozie Jamki. Okres zimowy 2010/2011 charakteryzował się podobnym poziomem żelaza w stosunku do zimy 2006/2007 mieszczącym się w granicach od $168 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Skałbania do $268 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Jamki. W ostatnim sezonie badawczym, w lecie 2011, zarejestrowano ponownie większe nagromadzenie tego metalu. Średnia wartość dla całego sezonu była najwyższa w stosunku do wszystkich wykazanych wcześniej. Wartości dla poszczególnych transektów wahały się od $669 \mu\text{g g}^{-1}$ dla Wąwozu Skałbania do $1101 \mu\text{g g}^{-1}$ dla Wąwozu Jamki (tab. 2, ryc. 6).

Na podstawie zawartości siarki w plechach porostów oceniamy zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki w związku z tym analiza tego pierwiastka jest bardzo ważna. Najwyższą akumulację siarki w transplantowanej na terenie OPN *Hypogymnia physodes* wykazano w sezonie letnim 2001 ($1160 \mu\text{g g}^{-1}$). We wszystkich trzech transektach akumulacja była bardzo wysoka i kształtowała się pomiędzy $1007 \mu\text{g g}^{-1}$ na Złotej Górze a $1268 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Jamki. W okresie zimowym 2001/2002 akumulacja siarki była nieco niższa ($791 \mu\text{g g}^{-1}$). Najniższą wartością ($531 \mu\text{g g}^{-1}$) charakteryzowały się porosty z transektu Wąwóz Jamki, a najwyższą ($1009 \mu\text{g g}^{-1}$) z Wąwozu Skałbania. W sezonie letnim 2006 zarejestrowano znaczne obniżenie akumulacji siarki na całym terenie OPN: od $333 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Skałbania do $447 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Jamki. Sezon ten cechował się najniższymi wartościami zakumulowanej siarki w transplantowanych porostach w całym okresie badawczym. W zimie 2006/2007 akumulacje siarki były nieco wyższe w porównaniu do lata 2006, ale niższe w stosunku do sezonu zimowego 2001/2002. Najniższą akumulację ($577 \mu\text{g g}^{-1}$) zarejestrowano na Złotej Górze, a najwyższą $692 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Jamki. W stosunku do poprzedniego okresu letniego, w sezonie 2010, zaobserwowano wyższe nagromadzenie siarki w transplantowanej *Hypogymnia physodes*. Średnie wartości wahały się od 644 do $1006 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Skałbania i Jamki, odpowiednio. W okresie zimowym 2010/2011 średnie koncentracje siarki były podobne jak w zimie 2006/2007. Najniższą akumulację ($602 \mu\text{g g}^{-1}$) wykazano w transekcje Wąwóz Jamki, a najwyższą ($717 \mu\text{g g}^{-1}$) w transekcje Złota Góra. W ostatnim okresie badań – w lecie 2011 nagromadzenie siarki w transplantowanych porostach utrzymywało się na zbliżonym poziomie: od $590 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Skałbania do $789 \mu\text{g g}^{-1}$ w Wąwozie Jamki (tab. 2, ryc. 7).

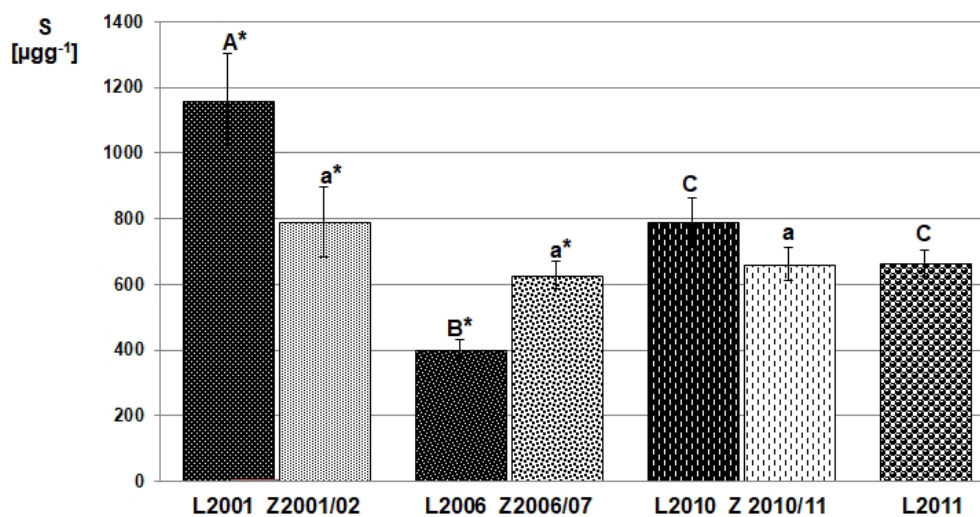
Akumulacji metali ciężkich i siarki w sezonach letnich i zimowych

Na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza istotny wpływ mają warunki meteorologiczne, które różnią się zasadniczo w zależności od pory roku. Przeanalizowano więc akumulację metali ciężkich i siarki w porostach transplantowanych na terenie OPN w dwóch porach roku. Analiza statystyczna wykazała wyższą akumulację kadmu w se-



Ryc. 6. Średnia akumulacja żelaza w transplantowanych porostach na terenie OPN w sezonach letnich (L) i zimowych (Z) w latach 2001–2011. A, B, a, b * – objaśnienia pod ryc. 1

Fig. 6. Average iron accumulation in transplanted lichen in Ojców NP in summer (L) and winter (Z) seasons during years 2001–2011. Description see Fig. 1



Ryc. 7. Średnia akumulacja siarki w transplantowanych porostach na terenie OPN w sezonach letnich (L) i zimowych (Z) w latach 2001–2011. A, B, C, a, b * – objaśnienia pod ryc. 1

Figure 7. Average sulphur accumulation in transplanted lichen in Ojców NP in summer (L) and winter (Z) seasons during years 2001–2011. Description see Fig. 1

zonach letnich 2006 i 2010 w stosunku do odpowiednich okresów zimowych 2006/2007 i 2010/2011 (ryc. 2). Wyższą akumulację ołowiu w transplantowanych porostach zarejestrowano w dwóch sezonach letnich w 2001 i 2010 r., odpowiednio 23,38 i 15,61 $\mu\text{g g}^{-1}$. Jednak statystycznie istotną różnicę wykazano tylko pomiędzy latem 2010 i analogicznym sezonem zimowym. W sezonie letnim 2006 akumulacja ołowiu była niższa aniżeli w okresie zimowym 2006/2007, ale wartości te nie różniły się statystycznie (ryc. 3). Podobnie jak w przypadku ołowiu, akumulacja miedzi w sezonach letnich 2001 i 2010 r. była wyższa niż w odpowiadających im okresach zimowych, z tym że obie te różnice były istotne statystycznie (ryc. 4). Akumulacja cynku była wyższa w sezonach letnich 2001 i 2006 niż w sezonach zimowych 2001/2002 i 2006/2007 ale tylko dla lata 2006 i zimy 2006/2007 były to różnice istotne. Pomimo, że sezon letni 2010 charakteryzował się niższą koncentracją cynku (28 $\mu\text{g g}^{-1}$) w stosunku do zimy 2010/2011 (40 $\mu\text{g g}^{-1}$) to analiza statystyczna nie wykazała istotnych różnic pomiędzy sezonami (ryc. 5). Akumulacja żelaza była zawsze wyższa w porostach transplantowanych w okresach letnich w porównaniu do transplantacji zimowych, ale tylko dla lata 2010 różnica ta była istotna statystycznie (ryc. 6). Wzór akumulacji siarki był podobny do wzoru akumulacji ołowiu i miedzi. Większą ilość siarki wykazano w sezonach letnich 2001 i 2010 w stosunku do odpowiadających im sezonów zimowych, ale tylko dla lata 2001 różnica była istotna. Natomiast w zimie 2006/2007 wykazano wyższą statystycznie akumulację tego pierwiastka w porównaniu do lata 2006 (ryc. 7). Podsumowując otrzymane wyniki należy podkreślić, że akumulacja badanych metali ciężkich nie zawsze zależała od pory roku. Zanieczyszczenie powietrza OPN dwutlenkiem siarki było statystycznie wyższe tylko w zimie 2006/2007 a w sezonie zimowym 2010/2011 było podobne jak w okresie letnim. Akumulacja w danym sezonie nie jest również związana z rodzajem pierwiastka. Tylko dwa z nich (kadm i żelazo) wykazały większą ilość w lecie w porównaniu do zimy, nie zawsze jednak różnice zostały potwierdzone statystycznie.

DYSKUSJA

Pod względem zanieczyszczenia powietrza metalami ciężkimi szczególnie ważne są metale toksyczne nie pełniące żadnych funkcji fizjologicznych i biochemicznych w organizmach żywych. Należą do nich między innymi kadm, ołów i rtęć. Ich negatywny wpływ jest widoczny już w niewielkich ilościach w zależności od organizmu. W przypadku pierwiastków fizjologicznych takich jak miedź, cynk i żelazo dopiero podwyższone ich ilości są szkodliwe dla organizmów i jest to zróżnicowane w zależności od gatunku. Natomiast zanieczyszczenia gazowe takie jak SO_2 , którego zawartości w powietrzu wnioskujemy na podstawie akumulacji siarki, w podwyższonych stężeniach są szkodliwe dla roślin i ludzi (Kabata-Pendias, Pendias 1999).

Rezultaty pierwszej oceny zanieczyszczenia powietrza metalami ciężkimi i dwutlenkiem siarki Ojcowskiego Parku Narodowego z zastosowaniem transplantowanych porostów *Hypogymnia physodes* przedstawiono w 2006 r. Wyniki oparto na czterech sezonach transplantacyjnych: dwóch letnich (2001 i 2002) i dwóch zimowych (2001/2002 i 2002/2003). Na ich podstawie wykazano niewielkie zmniejszenie zanieczyszczenia powietrza OPN metalami ciężkimi głównie kadmem, ołowiem i miedzią zarówno w sezonie letnim 2002 jak i zimowym 2002/2003. Zanieczyszczenie cynkiem w sezonie letnim utrzymywało się na tym samym poziomie, a w zimie 2002/2003 wzrosło. Zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki nie zmieniło się a akumulacja tego pierwiastka w sezonie

zimowym 2002/2003 była wyższa niż w sezonie wcześniejszym (Sawicka-Kapusta i in. 2006). Aby sprawdzić czy jakość powietrza Ojcowskiego Parku Narodowego uległa poprawie, w niniejszej pracy przeanalizowano dziesięcioletni okres badań (2001–2011) włączając wyniki dwóch pierwszych sezonów transplantacyjnych: lata 2001 i zimy 2001/2002. Generalnie największe zanieczyszczenie powietrza badanymi metalami ciężkimi i dwutlenkiem siarki wykazano w początkowym okresie badań. Najwyższą akumulację kadmu ($1,37$ i $1,00 \mu\text{g g}^{-1}$), ołowiu ($23,38$ i $15,22 \mu\text{g g}^{-1}$), miedzi ($6,3$ i $4,1 \mu\text{g g}^{-1}$) i siarki (1160 i $791 \mu\text{g g}^{-1}$) w transplantowanych porostach wykazano odpowiednio w sezonie letnim 2001 i zimowym 2001/2002. Również akumulacja cynku i żelaza w obydwu sezonach pierwszego okresu badań była wysoka, przy czym należy podkreślić, że najwyższą akumulację obydwu tych metali, odpowiednio 44 i $839 \mu\text{g g}^{-1}$, stwierdzono w lecie 2011 (ryc. 2–7). Analizując wahania akumulacji kadmu na przestrzeni dziesięciu lat prowadzonych badań należy zauważyć, że w stosunku do dwóch pierwszych sezonów wystąpiło obniżenie jego akumulacji – w okresie letnim 2006 do wartości $0,81 \mu\text{g g}^{-1}$ a w zimowym 2006/2007 do $0,48 \mu\text{g g}^{-1}$ z tym, że tylko dla sezonu zimowego była to różnica istotna statystycznie (ryc. 2). Po upływie kolejnych czterech lat wykazano znów wyższe nagromadzenie tego toksycznego metalu do $1,19 \mu\text{g g}^{-1}$ w sezonie letnim 2010 i $0,81 \mu\text{g g}^{-1}$ w zimowym 2010/2011 i podobnie jak poprzednio różnica istotna statystycznie wystąpiła tylko pomiędzy sezonami zimowymi. W sezonie letnim 2011 zarejestrowano istotne statystycznie, w stosunku do wszystkich wcześniejszych okresów letnich, obniżenie akumulacji kadmu. Należy podkreślić, że w ciągu 10 lat badań zanieczyszczenie powietrza OPN kadmem utrzymywało się na takim samym, stosunkowo wysokim poziomie (brak statystycznych różnic pomiędzy sezonami letnimi) i dopiero w ostatnim okresie letnim nastąpiła poprawa jakości powietrza (ryc. 2). Skażenie powietrza Ojcowskiego Parku Narodowego ołowiem było wysokie, najwyższe w pierwszym okresie badań. Po pięciu latach nastąpiło zmniejszenie akumulacji tego metalu w obydwu sezonach, z tym, że istotne różnice zanotowano tylko pomiędzy latem 2001 i latem 2006. Niestety po upływie kolejnych 4 lat zarejestrowano ponowny statystycznie istotny wzrost ilości ołowiu w transplantowanych porostach w sezonie letnim 2010. W ostatnim okresie badawczym akumulacja tego toksycznego metalu była najniższa w porównaniu do pozostałych i różniła się istotnie od sezonu letniego 2001 i 2010. Wyniki analizy statystycznej potwierdziły podobne zanieczyszczenie powietrza OPN ołowiem na przestrzeni 10 lat (sezony zimowe nie różniły się istotnie pomiędzy sobą) a poprawę jakości powietrza wykazały dopiero w lecie 2011 r. (ryc. 3). Wzór zanieczyszczenia powietrza miedzią był bardzo podobny do przedstawionego dla ołowiu, z najwyższą akumulacją zarejestrowaną dla lata 2001 i zimy 2001/2002. W następnym sezonie letnim i zimowym istotnie zmniejszyła się akumulacja tego metalu. W lecie 2010 jej nagromadzenie znowu statystycznie istotnie wzrosło i poziom ten utrzymał się do ostatniego okresu badań (lato 2011). Tym niemniej w porównaniu do 2001 r., zanieczyszczenie powietrza OPN miedzią zmniejszyło się (ryc. 4). Zanieczyszczenie powietrza cynkiem nie zmieniło się na przestrzeni dziesięciu lat. Dla okresów letnich akumulacje tego metalu w transplantowanych porostach nie różniły się statystycznie między sobą. W sezonach zimowych stwierdzono większe wahania akumulacji. Wyraźny wzrost nastąpił w ostatnim okresie zimowym (porównywalny do lata 2011). Brak różnic pomiędzy sezonami letnimi 2001 i 2011 świadczy o takim samym zanieczyszczeniu powietrza OPN cynkiem (ryc. 5). Zanieczyszczenie obszaru OPN żelazem w sezonach letnich utrzymywało się na takim samym poziomie do 2010 r. W lecie 2011 nastąpił istotny wzrost w stosunku do lata 2006 i 2010, nieróżniący się od pierwszego sezonu. W okresach zimowych wykazano wprawdzie istotne

statystycznie zmniejszenie się akumulacji żelaza, jednak należy podkreślić, że nie ma to większego znaczenia ze względu na bardzo duży wzrost akumulacji tego metalu w sezonie letnim 2011 (ryc. 6). Zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki jest niezwykle ważne ze względu na skutek jaki ono powoduje w postaci zakwaszenia środowiska. Najwyższą akumulację siarki stwierdzono na początku badań, natomiast najniższą w sezonie letnim 2006 i zimowym 2006/2007. Wartości stwierdzone w sezonach zimowych nie różniły się statystycznie między sobą. We wszystkich sezonach letnich akumulacje były istotnie niższe od stwierdzonej w 2001 r. Reasumując należy podkreślić, że pomimo występujących fluktuacji, zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki na terenie OPN zmniejszyło się w ciągu badanego okresu (ryc. 7).

Zanieczyszczenie środowiska Ojcowskiego Parku Narodowego, w tym także powietrza, jest niezwykle ważne nie tylko ze względu na unikalne walory przyrodnicze Parku, w tym rzadkie gatunki roślin i zwierząt, ale również ze względu na ogromną ilość turystów przebywających w ciągu prawie całego roku na jego terenie, w tym dużej liczby dzieci przywożonych z wycieczkami szkolnymi. Z przeprowadzonych badań wynika że Ojcowski Park Narodowy jest nadal zanieczyszczony jeśli porównać go z obszarem Borów Tucholskich z których pochodziły porosty do transplantacji. Koncentracja metali ciężkich i siarki w *Hypogymnia physodes* z tego terenu kontrolnego była istotnie statystycznie niższa w porównaniu do koncentracji tych pierwiastków po transplantacji na obszarze OPN. Podobną zależność wykazano również dla porostów zebranych z naturalnych stanowisk z Ojcowskiego PN (Sawicka-Kapusta i in. 2006). Akumulacja metali ciężkich i siarki w transplantowanych na terenie OPN porostach zarówno w sezonach letnich jak i zimowych jest wyższa od akumulacji w porostach *Hypogymnia physodes* transplantowanych na Stacjach Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w latach 2003–2013 (Sawicka-Kapusta i in. 2017). Bardzo ważny jest fakt, że w 2011 r. nastąpiła poprawa jakości powietrza OPN wynikająca ze zmniejszenia się zanieczyszczenia kadmem, ołowiem i miedzią. Nadal utrzymuje się zanieczyszczenie powietrza cynkiem i żelazem, ale wyższy poziom tych fizjologicznych pierwiastków nie jest taki groźny dla organizmów jak stężenie Cd i Pb. Obniżyło się również zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki powodujące zakwaszenie środowiska, które zwiększa dostępność metali ciężkich dla organizmów. Należy podkreślić, że obszar Ojcowskiego Parku Narodowego jest równomiernie zanieczyszczony zarówno w sezonie zimowym jak i letnim. Analiza statystyczna nie wykazała różnic w akumulacji pierwiastków w plechach porostów pomiędzy badanymi transektami dla danego sezonu, co świadczy o takim samym zanieczyszczeniu powietrza Ojcowskiego Parku Narodowego tymi metalami. Należy tylko zastanowić się nad źródłami zanieczyszczenia parku. Jego położenie geograficzne pomiędzy aglomeracją krakowską a śląską a także niekorzystne warunki meteorologiczne sprzyjają napływowi zanieczyszczeń, głównie z kierunku zachodniego. Także obecność lokalnych źródeł niskiej emisji w otulinie parku nie sprzyja zmniejszeniu się napływu zanieczyszczeń.

Niewątpliwie, na przestrzeni ostatnich lat, mniejszy wpływ mają emisje przemysłowe, które w latach dziewięćdziesiątych dominowały. Mniejsza jest emisja pyłów i gazów z zakładów szczególnie uciążliwych, choć nie zmieniła się emisja metali ciężkich (Ochrona Środowiska 2016). W przypadku OPN wciąż duży wpływ mają emisje z położonych na zachód od Parku Zakładów Górniczo-Hutniczych „Bolesław S.A.” w Bukowni. Zakłady te wprawdzie zmniejszyły ilości emitowanych metali takich jak Cd, Pb czy Fe jednak emisje cynku i SO₂ nadal są znaczne co odzwierciedla akumulacja cynku w porostach. Należy również podkreślić ogromny negatywny wpływ lokalnych źródeł takich jak paleniska

domowe i transport, których emisji nie da się ocenić. Na pewno należy je maksymalnie ograniczyć, ale to związane jest już z edukacją ekologiczną czy środowiskową naszego społeczeństwa.

Serdecznie dziękujemy Pracownikom Ojcowskiego Parku Narodowego za pomoc okazaną podczas prac terenowych. Badania sfinansowano ze środków przyznanych na działalność statutową UJ: Instytut Nauk o Środowisku DS 759.

PIŚMIENNICTWO

Bajpai R., Upreti D. K., Nayaka S., Kumari B. 2010. *Biodiversity, bioaccumulation and physiological changes in lichens growing in the vicinity of coal-based thermal power plant of Raebareli district, north India*. "Journal of Hazardous Materials", **174**: 429–436.

Białońska D., Dayan F. E. 2005. *Chemistry of the lichen Hypogymnia physodes transplanted to an industrial region*. "Journal of Chemical Ecology", **31**: 2975–2991.

Bergamaschi L., Rizzio E., Giaveri G., Loppi S., Gallorini M. 2007. *Comparison between the accumulation capacity of four lichen species transplanted to a urban site*. "Environmental Pollution", **148**: 468–476.

Burton M.A.S. 1986. *Biological monitoring of environmental contaminants*. MARC Rep. 32, Monitoring and Assessment Research Centre, King's College London, University of London, London.

Conti M.E., Cecchetti G. 2001. *Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review*. "Environmental Pollution", **114**: 471–492.

Fałtynowicz W. 2014. *Porosty jako biowskaźniki zmian w środowisku Karkonoszy*. Karkonoski Park Narodowy. Jelenia Góra.

Folkeson L. 1979. *Interspecies calibration of heavy-metal concentrations in nine applicability mosses and lichens: – applicability to deposition measurements*. "Water, Air and Soil Pollution", **11**: 253–260.

Jeran Z., Mrak T., Jačimović R., Batič F., Kastelec D., Mavsar R., Simončič P. 2007. *Epiphytic lichens as biomonitors of atmospheric pollution in Slovenian forests*. "Environmental Pollution", **146**: 324–331.

Kabata-Pendias A., Pendias H. 1999. *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.

Kranner I., Beckett R. P., Varma A. K. (red.) 2002. *Protocols in lichenology. Culturing, biochemistry, ecophysiology and use in biomonitoring*. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York.

Kularatne K. I. A., de Freitas C. R. 2013. *Epiphytic lichens as biomonitors of airborne heavy metal pollution*. "Environmental and Experimental Botany", **88**: 24–32.

LeBlanc F., De Sloover J. 1970. *Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal*. "Canadian Journal of Botany", **48**: 1485–1496.

Lodenius M., Kiiskinen J., Tulisalo E. 2010. *Metal levels of an epiphytic lichen as indicators of air quality in a Finnish suburb*. "Boreal Environment Research", **15**: 446–452.

Łomnicki A. 2010. *Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników*, Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.

Martin M.H., Coughtrey P.J. 1982. *Biological monitoring of heavy metal pollution, Land and air*. Applied Science Publishers. London and New York.

Nash III T.H., (red.) 2008. *Lichen biology*. Cambridge University Press. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, Sao Paulo, Delhi.

Nieboer E., Ahmed H. M., Puckett K.J., Richardson D. H. S. 1972. *Heavy metal content of lichens in relation to distance from a nickel smelter in Sudbury*. Ontario, "Lichenologist", **5**: 292–304.

Ochrona Środowiska 2016. *Informacje i opracowania statystyczne*. GUS. Warszawa.

Olowoyo J., van Heerden E., Fischer J. L. 2011. *Trace element concentrations from lichen transplants in Pretoria, South Africa*. "Environmental Science Pollution Research", **18**: 663–668.

Paoli L., Winkler A., Guttová A., Sagnotti L., Grassi A., Lackovičová A., Senko D., Loppi S. 2017. *Magnetic properties and element concentrations in lichens exposed to airborne pollutants released during cement production*. "Environmental Science Pollution Research", **24**: 12063–12080.

Pielach M. 2007. *Ocena zanieczyszczenia powietrza Ojcowskiego Parku Narodowego z zastosowaniem transplantowanego porostu Hypogymnia physodes*. Praca magisterska ZMŚ, Instytut Nauk o Środowisku UJ, Kraków.

Pilegaard K. 1979. *Heavy metals in bulk precipitation and transplanted Hypogymnia physodes and Dicranoweisia cirrata in the vicinity of a Danish steelworks*. "Water, Air and Soil Pollution", **11**: 77–91.

Puckett K.J. 1988. *Bryophytes and lichens as monitors of metal deposition*. *Lichens, Bryophytes and Air Quality*. „Bibliotheca Lichenologica”, **30**: 231–267.

Ruciński M. 2011. *Ocena zanieczyszczenia powietrza Ojcowskiego Parku Narodowego na podstawie akumulacji metali ciężkich i siarki w transplantowanych porostach Hypogymnia physodes*. Praca magisterska ZMŚ, Instytut Nauk o Środowisku UJ, Kraków.

Rühling A., Tyler G. 1970. *Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch.*. "Oikos", **21**: 92–97.

Rusu A. M., Jones G.C., Chimonides P. D. J., Purvis O. W. 2006. *Biomonitoring using the lichen *Hypogymnia physodes* and bark samples near Zlatna, Romania immediately following closure of a copper ore-processing plant*. "Environmental Pollution", **143**: 81–88.

Sawicka-Kapusta K., Zakrzewska M., Gdula-Argasińska J., Stochmal M. 2005. *Ocena narażenia środowiska obszarów chronionych. Zanieczyszczenie metalami i SO₂ parków narodowych*. Kraków.

Sawicka-Kapusta K., Zakrzewska M., Ślusarski G. 2006. *Zanieczyszczenie powietrza Ojcowskiego Parku Narodowego*. „Prądnik. Prace Muz. Szafera”, **16**: 39–48.

Sawicka-Kapusta K., Zakrzewska M., Dudzik P. 2017. *Zmiany zanieczyszczenia powietrza Stacji Bazowych ZMŚP w latach 2001–2011 na podstawie zawartości metali ciężkich i siarki w porostach*, [w:] *Stan i przemiany środowiska przyrodniczego geoekosystemów Polski w latach 2001–2015 w oparciu o realizację programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego*, red. A. Kostrzewski, M. Majewski. Biblioteka Monitoringu Środowiska, **32**: 417–448.

Seaward M.R.D. 1974. *Some observations on heavy metal toxicity and tolerance in lichens*. "Lichenologist", **6**: 158–164.

Słotwińska A. 2012. *Ocena zanieczyszczenia powietrza Ojcowskiego Parku Narodowego w latach 2010–2011 przy użyciu transplantowanych porostów Hypogymnia physodes*. Praca magisterska ZMŚ, Instytut Nauk o Środowisku UJ, Kraków.

Sorbo S., Aprile G., Strumia S., Cobianchi R.C., Leone A., Basile A. 2008. *Trace element accumulation in *Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf exposed in Italy's so called Triangle of Death*. "Science of Total Environment", **407**: 647–654.

Zimny H., 2006. *Ekologiczna ocena stanu środowiska. Bioindykacja i biomonitoring*. Agencja Reklamowo-Wydawnicza Arkadiusz Grzegorzcyk. Warszawa.

SUMMARY

The aim of the study was to assess air contamination of Ojców National Park and to find out if situation has been improved during ten years (2001–2011). Air pollution by heavy metals and sulphur dioxide was estimated using transplanted lichens *Hypogymnia physodes* as bioindicator. Lichens collected in reference area Borecka Forest during 2001–2003 and in Bory Tucholskie during 2006–2011 were transplanted to 27 sites located in three different transects in Ojców NP. Lichens were exposed in two seasons summer and winter for six months each. Summer season cover time from 15 April to 15 October while winter season from 15 October till 15 April next year. Lichens were transplanted in four summer (2001, 2006, 2010, 2011) and three winter seasons (2001/2002, 2006/2007, 2010/2011). *Hypogymnia physodes* collected in control area and lichen samples after each transplantation were analysed for concentration of heavy metals (Cd, Pb, Cu, Zn, Fe) and sulphur. The first with using AAS and in the latter turbidimetric method. In almost all seasons heavy metals and sulphur accumulation in lichens from different transects were similar which confirm the same air pollution of whole area of Ojców NP. Highest accumulation of lead, cadmium, copper and sulphur were determined in summer 2001 and winter 2001/2002 while zinc and iron in summer 2011. Statistical differences between seasons were found for Cd between summer 2006 and winter 2006/2007 and summer 2010 and winter 2010/2011 for Pb between summer 2010 and winter 2001/2011, for Cu between summer 2001 and winter 2001/2002 and summer 2010 and winter 2010/2011, for Zn between summer 2006 and winter 2006/2007 and for Fe between summer 2010 and winter 2010/2011. Sulphur accumulation was statistically higher in summer 2001 than in winter 2001/2002 and in winter 2006/2007 than in summer 2006. Statistical higher lower accumulation of Cd, Pb, Cu and S in transplanted lichen were found in summer 2001 when compare with summer 2011. No statistical differences were found in Zn and Fe accumulation between 2001 and 2011. During ten years of study fluctuation of heavy metals and sulphur in transplanted lichens was observed. Air pollution by cadmium, lead, copper and sulphur dioxide has been improved in Ojców National Park while zinc and iron were on the same level. Ojców National Park is still contaminated when compare with low air pollution of the base stations of Integrated Monitoring of Natural Environment. The main sources of air pollution in Ojców NP are zinc smelter, local lower emission as well as heavy traffic.

Translated by authors