

# MOŻLIWOŚCI WYKORZYSTANIA EPIFITÓW DO OCENY ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA W CENTRALNEJ CZĘŚCI GÓR ŚWIĘTOKRZYSKICH

Małgorzata Anna Józwiak

**Józwiak M.A., 2009:** Możliwości wykorzystania epifitów do oceny zanieczyszczenia powietrza w centralnej części Gór Świętokrzyskich (*Possible uses of epiphytes for air pollution assessment in the central part of the Świętokrzyskie (Holy Cross) Mountains*), *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, Nr 10, s. 57-64, Kieleckie Towarzystwo Naukowe, Kielce.

**Zarys treści:** W niniejszej pracy przedstawiono wyniki badań dotyczących możliwości wykorzystania epifitów do oceny zanieczyszczenia powietrza. Jako bioindykatora wykorzystano pustułek pęcherzykową *Hypogymnia physodes* (L.)Nyl. Roczny przyrost plechy porostów mierzony był na wyznaczonych stałych powierzchniach doświadczalnych, natomiast wielkość kumulacji metali ciężkich mierzono w plechach transplantowanych porostów. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że biota porostów stanowi dobry wskaźnik zmian w środowisku. W ekosystemach leśnych do oceny stopnia zanieczyszczenia powietrza można wykorzystywać porosty występujące na stałych powierzchniach lub transplantować je z obszarów o niewielkim stopniu zanieczyszczenia.

**Słowa kluczowe:** ekosystem leśny, zanieczyszczenie powietrza, biomonitoring, metale ciężkie, plecha porostu  
**Key words:** forest ecosystem, air pollution, biomonitoring, heavy metals, lichen thalli

Małgorzata Anna Józwiak, Uniwersytet Humanistyczno-Przyrodniczy Jana Kochanowskiego, Samodzielny Zakład Ochrony i Kształtowania Środowiska, ul. Świętokrzyska 15, 25-406 Katowice, małgorzata.jozwiak@vp.pl

## 1. Wprowadzenie

Jedną z metod oceny skażenia środowiska jest ocena biologiczna jego stanu, określana jako bioindykacja. Przez termin ten rozumie się charakterystyczne reakcje żywych organizmów – bioindykatorów – na zmiany zachodzące w środowisku. Testy biologiczne, bioindykatory reagują na zmieniające się parametry biotopowe ekosystemu. Zmiany tych parametrów najczęściej wynikają z oddziaływań antropogenicznych. Historyczny rozwój biomonitoringu wskazuje, że początkowo znalazł on zastosowanie przy analizie przyczyn spadku produkcji rolnej (Treshow, Bell 2002). Dopiero w końcu XIX wieku biolodzy zwrócili uwagę na związek wymierania lasów z lokalizacją przemysłu w obszarach Europy Środkowej i Wlk. Brytanii. Rozpoczęto wówczas ba-

dania, mające na celu ustalenie, który ze składników dymów hutniczych emitowanych do atmosfery jest w swoich skutkach najbardziej szkodliwy dla lasów. Oczywistym bodźcem, który kierunkował badania oceniające stan degradacji środowiska i ich wpływ na organizmy był aspekt ekonomiczny. Wskazywał on na duże straty finansowe wynikające z uszkodzeń i kurczenia się drzewostanów. Istotnymi badaniami były analizy fitotoksyczności ozonu troposferycznego w wielu obszarach leśnych, wykazujące jego wpływ na żywotność lasów, produkcję leśną, bioróżnorodność gatunków lasotwórczych i bezpośrednie uszkodzenia liści (Aschmore 2002). Prowadzono również szeroko zakrojone badania wpływu SO<sub>2</sub> na sosnę, daglezję, świerka i dąb na terenie USA, Kanady oraz badania nad świerkiem, sosną i modrzewiem w Niemczech, Czechach, Wlk. Brytanii, Rosji, Norwegii, Laponii i Syberii (Welburn 1988,

A Richer Forest 1990, Spies, Turner 2004). Tak wielostronne i szeroko zakrojone badania świadczą o istotnym znaczeniu tego problemu.

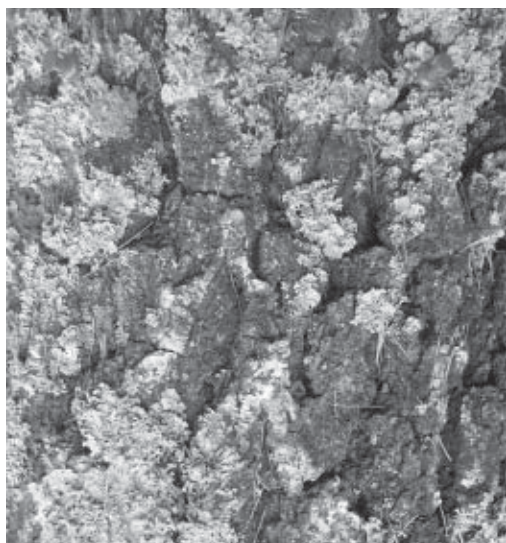
Celem badań jest dokonanie oceny możliwości wykorzystania epifitów w określaniu stanu sanitarnego powietrza atmosferycznego.

## 2. Obiekt i metody badań

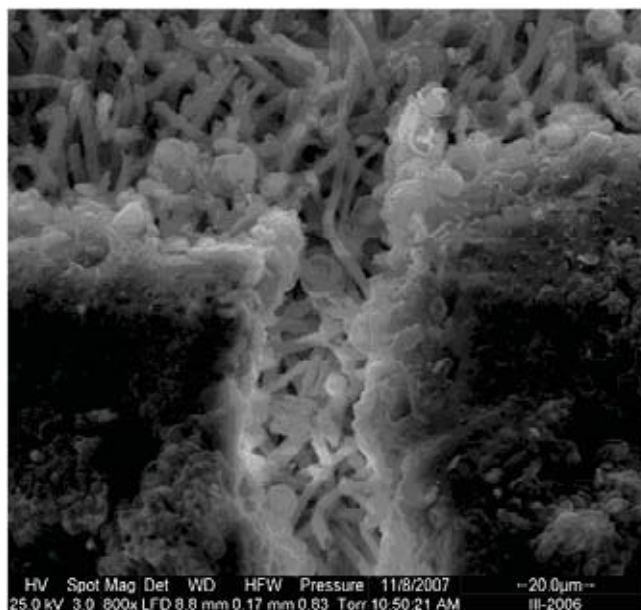
Badania przeprowadzono w latach 2003-2008 na terenie ekosystemu leśnego w centralnej części Gór Świętokrzyskich. Obiektem badań, był porost o heteromerycznej plesze *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. – pustulka pęczkoryzkowata z rodzaju *Hypogymnia* (Nyl.) Nyl., rodziny *Parmeliaceae* – tarczownicowatych (Nowak, Tobolewski 1975). Zbudowana jest z rozetkowatej plechy nieregularnego pokroju, głęboko powcinanej, koloru szarego lub szarzielonego (Fot. 1 - zob. kolor. wkładka).



Fot. 1. Plecha *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (Fot. M.A. Józwiak)  
 Phot. 1. Thalli structure of *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (Phot. M. A. Józwiak)



Fot. 3. Stanowiska stałe porostu *Hypogymnia physodes* w centralnej części Gór Świętokrzyskich (Fot. H. Wróblewski)  
 Phot. 3. Permanent sites of the *Hypogymnia physodes* lichen in the central part of the Świętokrzyskie Mountains (Phot. H. Wróblewski)



Fot. 2. Naturalne pęknięcie plechy porostu *Hypogymnia physodes* (Fot. M.A. Józwiak)  
 Phot. 2. Natural break in the *Hypogymnia physodes* lichen thallus (Phot. M.A. Józwiak)

Końcowe odcinki plechy są zwykle kilkakrotnie podzielone zachodzące na siebie brzegami, na zakończeniach odstające od podłoża. Na brzegach plechy znajdują się mało widoczne soralia wargowe utworzone na granicy warstwy kory dolnej i górnej. Plecha jest epifityczna, umocowana do podłoża zmarszczkami kory dolnej. Porost charakteryzuje się powszechnością występowania, samowystarczalnością życiową, przy jednoczesnej dużej wrażliwości na zmieniające się warunki środowiska. Słabe zabezpieczenie plechy przed wpływami warunków zewnętrznych i duża zdolność pochłaniania wilgoci z atmosfery powoduje, że posiada cechy bioindykatorów (Loppi i in. 1992, Fałtynowicz 1995). Imisja zanieczyszczeń w głąb plechy ułatwiona jest rów-





Ryc. 1. Kombinacje doświadczalne porostu *Hypogymnia physodes* na północnym stoku Łysca w centralnej części Gór Świętokrzyskich

Objaśnienia:  
 → punkty transplantacji porostu na różnych wysokościach n.p.m.  
 ○ stała kombinacja doświadczalna

Fig. 1. Experimental combinations of the *Hypogymnia physodes* lichen on the northern slope of Mt. Łysiec in the central part of the Świętokrzyskie Mountains

Symbols:  
 → lichen transplantation sites at various heights above sea level  
 ○ permanent experimental combination

niez dzięki specyfice fizjologicznej plechy. Pseudocyfele stanowiące miejsca rozluźnienia warstwy korowej, jak również soralia wargowe plechy *Hypogymnia physodes* do wrota dla zanieczyszczeń (Fot. 2).

Inną ważną cechą tego porostu jest długi czas życia i zdolność do kumulowania substancji toksycznych w ilościach szkodliwych dla innych organizmów.

W celu określenia dynamiki przyrostu plechy porostu *Hypogymnia physodes*, w warunkach długotrwałej, zdalnej kwaśnej imisji zastosowano metodę liniową (Nieboer, Richardson 1981). Polegała ona na wyznaczeniu stałych powierzchni (6 stanowisk – drzew), na których występował porost. Raz w roku wykonywano pomiary pokrycia kory pnia porostem obliczane w stosunku do obwodu pnia na wysokości pierśnicy.

Badano również poziom kumulacji metali ciężkich pochodzących z powietrza w plechach porostu w ekosystemie leśnym w zależności od wysokości nad poziomem morza. Wobec braku dostatecznej ilości porostu *Hypogymnia physodes* występującego w warunkach naturalnych na obszarze przyjętym do badań, w współpracy z Zakładem Monitoringu Środowiska Uniwersytetu Jagiellońskiego zastosowano metodę transplantacji. Polegała ona na ekspozycji plech porostu przywożonego z Puszczy Boreckiej (NE Polska) na gałązkach, które umieszczano na wysokości 2 m nad powierzchnią gleby, na drzewach (Sawicka-Kapusta, Zakrzewska 2002). Gałązki rozwieszano w 17 kombinacjach doświadczalnych w zależności od wysokości nad poziomem morza, od 590 m n.p.m. do 328 m n.p.m. Transplantacji dokonywano dwa razy do roku (okres od kwietnia do sierpnia i od września do marca). Dla każdej ekspozycji pobierana była próbka zerowa.

W zebranych porostach oznaczano metale ciężkie (Pb, Zn, Fe, Cu, Cd) przy użyciu spektrofotometru absorpcji atomowej IL 251. Analiza była wykonywana w Zakładzie Monitoringu Środowiska UJ. Dodatkowo, zmiany morfologiczne plech porostów po ekspozycji obserwowano w elektronowym mikroskopie skaningowym Quanta 200. Badania przeprowadzono w Pracowni Mikroskopii Elektronowej SGGW w Warszawie.

### 3. Obszar badań

Badania przeprowadzono na północnym stoku Łysca (Św. Krzyż) w centralnej części Gór Świętokrzyskich. Głównym elementem morfologicznym parku są Łysogóry stanowiące wschodnią, trzonową część zbudowanego ze skał kambryjskich Pasma Łysogórskiego. Gatunkiem dominującym w parku jest jodła pospolita *Abies alba* Mill., której na zboczach masywu Łysogór towarzyszy buk pospolity *Fagus sylvatica* L. Obszar ten wyniesiony w stosunku do otoczenia od 100 do 300 m znajduje się pod wpływem zarówno lokalnych, jak i zdalnych emisji przemysłowych i transportowych, szczególnie z kierunków dominujących zachodnich oraz północno- i południowo-zachodnich wiatrów (Kowalkowski 1994, Józwiak 2001, 2007). Zanieczyszczenia napływają z najbardziej uprzemysłowionych rejonów Polski, Czech i Niemiec (Tofel, Wolski 1996) – rycina 2.

Liczne publikacje dotyczące kondycji zdrowotnej lasów występujących w Świętokrzyskim Parku Narodowym, szczególnie dotyczących obumierania starodrzewi jodłowych wskazują na silne zakwaszenie środowiska (Kapuściński 1993, Kowalkowski, Józwiak



Ryc. 2. Kierunki napływu mas zanieczyszczonego powietrza nad obszar centralnej części Gór Świętokrzyskich  
 Fig. 2. Directions of polluted air inflow over the central part of the Świętokrzyskie Mountains

2000, 2003, Józwiak, Kozłowski 2005). Od kilku lat rozwija się również choroba buka (Kowalkowski i wsp. 1990, Kapuściński 1993).

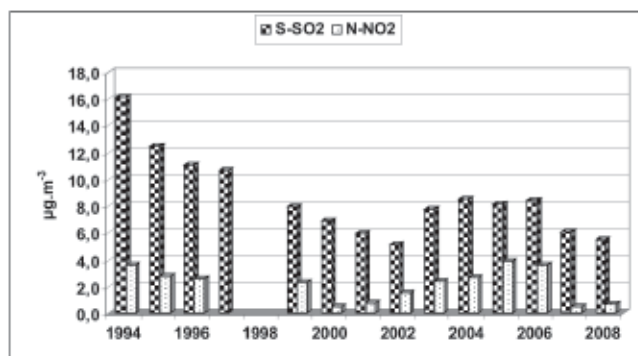
#### 4. Wyniki

Na podstawie 15-letniej serii danych Stacji Monitoringu Samodzielnego Zakładu Ochrony i Kształtowania Środowiska UJK stwierdzono, że w dynamice wielkości zanieczyszczenia powietrza S-SO<sub>2</sub> i N-NO<sub>2</sub> w centralnej części Gór Świętokrzyskich można wyróżnić 3 okresy (Ryc. 3). Pierwszy to lata 1994-2002, które charakteryzowały się systematycznym spadkiem stężeń S-SO<sub>2</sub>, od 16,10 μg·m<sup>-3</sup> (1994 r.) do 5,10 μg·m<sup>-3</sup> (2002 r.), drugi to 2003-2006, kiedy nastąpił wzrost stężeń S-SO<sub>2</sub> od 7,8 μg·m<sup>-3</sup> do 8,4 μg·m<sup>-3</sup> i trzeci, lata 2007-2008, w których zanotowano kolejny spadek stężeń do wartości od 6,1 μg·m<sup>-3</sup> do 5,5 μg·m<sup>-3</sup>.

Podobne okresy można wyróżnić dla N-NO<sub>2</sub>, przy czym pierwszy okres spadku stężenia był krótszy i obejmował lata 1994-2000, natomiast okres wzrostu był dłuższy i trwał 6 lat (2001-2006). W tym czasie stężenie N-NO<sub>2</sub> wzrastało od 0,8 μg·m<sup>-3</sup> do 3,60 μg·m<sup>-3</sup> (Ryc. 3).

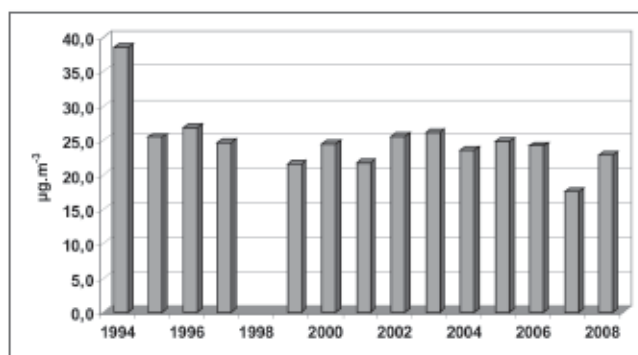
Średnie roczne stężenia zanieczyszczeń powietrza pyłem zawieszonym całkowitym w centralnej części Gór Świętokrzyskich w latach 1994-1999 również wskazywały tendencje spadkową. W tym okresie obniżyło się stężenie pyłu o 16,9 μg·m<sup>-3</sup>, natomiast od roku 2000 utrzymuje się na względnie stałym poziomie (Ryc. 4). Wyjątek stanowił rok 2007, w którym średnie

roczne stężenie wynosiło 17,6 μg·m<sup>-3</sup> i było najniższe w wieloleciu 1994-2008.



Ryc. 3. Średnie roczne stężenia S-SO<sub>2</sub> i N-NO<sub>2</sub> w centralnej części Gór Świętokrzyskich w latach 1994-2008

Fig. 3. Mean annual concentrations of S-SO<sub>2</sub> and N-NO<sub>2</sub> in the central part of the Świętokrzyskie Mountains in the years 1994-2008



Ryc. 4. Średnie roczne stężenia pyłu zawieszonego w centralnej części Gór Świętokrzyskich w latach 1994-2008

Fig. 4. Mean annual concentration of suspended dust in the central part of the Świętokrzyskie Mountains in the years 1994-2008

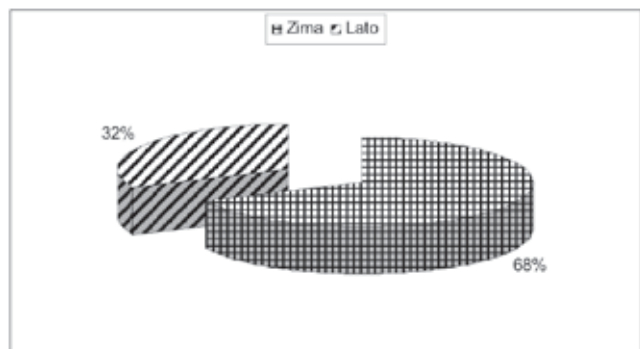
Tab. 1. Zmiany wielkości powierzchni plech *Hypogymnia physodes* na stałych kombinacjach doświadczalnych  
 Table 1. Changes to the area of the *Hypogymnia physodes* lichen thallus in permanent experimental combinations

Stanowisko	Gatunek drzewa (podłoża)	Lata obserwacji						Przyrost plechy po 5 latach w cm <sup>2</sup>	Przyrost plechy po 5 latach w %
		2003	2004	2005	2006	2007	2008		
		cm <sup>2</sup>							
1	<i>Larix decidua</i> Mill. modrzew europejski	89,2	117,8	171,8	113,3	113,9	143,5	54,3	60,87
2	<i>Pinus sylvestris</i> L. sosna pospolita	1,9	4,9	3,4	3,5	3,6	4,1	2,2	115,79
3	<i>Betula pendula</i> Roth. brzoza brodawkowata	68,8	94,5	115,8	137,0	136,8	165,3	96,5	140,26
4	<i>Betula pendula</i> Roth. brzoza brodawkowata	79,2	104,4	104,0	113,8	114,1	116,1	36,9	46,59
5	<i>Quercus robur</i> L. dąb szypułkowy	1,6	4,1	3,8	7,1	7,3	13,6	12	750
6	<i>Betula pendula</i> Roth. brzoza brodawkowata	8,7	21,5	23,2	23,7	24,1	35,4	26,7	306,9

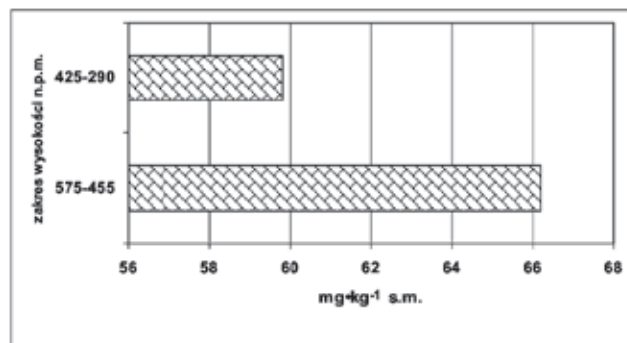
W takich warunkach sanitarnych powietrza atmosferycznego w centralnej części Gór Świętokrzyskich badano zmiany przyrostu wielkości powierzchni plechy porostu pustułki pęcherzykowatej. Pomiarów dokonywano na stałych kombinacjach doświadczalnych, które stanowiły: *Larix decidua* Mill. – modrzew europejski, *Pinus sylvestris* L. – sosna pospolita, *Betula pendula* Roth. – brzoza brodawkowata, *Quercus robur* L. – dąb szypułkowy. Analiza wyników zestawionych w tabeli 1 wskazuje, że od 2003 roku w każdej kombinacji nastąpił wzrost powierzchni plechy *Hypogymnia physodes*. Świadczy to o dobrych warunkach biotopowych jakie występowały na badanym terenie w latach 2003-2008. Na poszczególnych stanowiskach odnotowano zróżnicowane wielkości przyrostu plechy. Największe stwierdzono na dębie – stanowisko 5 (przyrost 750%) i brzozie – stanowisko 6 (przyrost 306,9%), najmniejsze na brzozie – stanowisko 4 (przyrost 46,59%) – Tabela 1. Warty odnotowania jest fakt, że tak duże przyrosty plechy *Hypogymnia physodes* nastąpiły w roku 2008, w którym odnotowano najniższe stężenia S-SO<sub>2</sub> i N-NO<sub>2</sub>. Nie jest to oczywiście efekt jednego roku, ale generalnie poprawy stanu sanitarnego powietrza w centralnej części Gór Świętokrzyskich.

Niekorzystnie przedstawia się stan zanieczyszczenia powietrza metalami ciężkimi w parku. Badania przy wykorzystaniu porostu *Hypogymnia physodes* jako bio wskaźnika wykazały, że średnie roczne stężenia metali ciężkich wynosiły 65,21 mg·kg<sup>-1</sup>s.m. ze zdecydowaną przewagą Fe (90%). Kolejnym metalem zaznaczającym się w sposób widoczny był Zn (7,5%). Wielkość kumulacji metali ciężkich w plechach porostu uzależniona była od pory roku. W półroczu zimowym stwierdzono wyraźnie większe stężenia wszystkich badanych metali niż w półroczu letnim (Ryc. 5).

Istotne znaczenie dla kumulacji metali ciężkich w plechach transplantowanej pustułki pęcherzykowatej miała lokalizacja powierzchni w zależności od wysokości nad poziomem morza. Wyniki jakie uzyskano z 17 kombinacji doświadczalnych pozwalają na stwierdzenie, że plechy eksponowane na działanie zanieczyszczonego powietrza w miejscach położonych wyżej kumulują więcej metali ciężkich w stosunku do plech eksponowanych na mniejszych wysokościach. Wyraźną granicą zwiększonej kumulacji metali ciężkich jest wysokość powyżej 455 m n.p.m. (Ryc. 6). W miejscach położonych wyżej kumulacja metali ciężkich w plechach była średnio o 7 mg·kg<sup>-1</sup> s.m. wyższa od terenów położonych niżej.



Ryc. 5. Udział metali ciężkich w plechach *Hypogymnia physodes* w okresach ekspozycji  
 Fig. 5. Participation of heavy metals in the *Hypogymnia physodes* thallus in exposition periods



Ryc. 6. Udział metali ciężkich w plechach *Hypogymnia physodes* w zależności od wysokości n.p.m.  
 Fig. 6. Participation of heavy metals in the *Hypogymnia physodes* thallus in relation to height above sea level

Jest to efekt wyniesienia badanego terenu ponad otaczający teren i nanoszenia zanieczyszczeń z terenów sąsiadujących, na co zwracają uwagę Józwiak (2001, 2007), Józwiak i Kozłowski (2005).

## 5. Zakończenie i wnioski

Problemy i niepokoje związane z zanieczyszczeniem powietrza skupiały się do niedawna nad koncentracją poszczególnych zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym. W ostatnich latach zintensyfikowano badania oceny stanu środowiska przyrodniczego przy użyciu bioindykatorów. Ocena chemicznej jakości środowiska przeprowadzana na podstawie wskaźników biologicznych jest bardzo dobrą formą sprawdzenia, jak organizmy żywe reagują na zmiany w składzie chemicznym powietrza. Szkodliwe oddziaływanie zanieczyszczeń środowiska na organizm człowieka jest bardzo trudne do uchwycenia. Najczęściej diagnozujemy schorzenie i jego przyczynę, a nie zapobiegamy jego wystąpieniu. Określane Rozporządzeniem Ministra Środowiska dopuszczalne normy stężeń zanieczyszczeń powietrza poszczególnymi składnikami (Rozporządzenie 2002) nie normuje wartości progowych dla organizmów żywych, jest zatem bardzo trudne do odniesienia bezpośrednio do organizmów żywych. Analizując reakcje porostu *Hypogymnia physodes* na zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w Świętokrzyskim Parku Narodowym należy stwierdzić, że ten czynnik nie przesądza o reakcjach indykatora na zmieniające się warunki biotopowe. Wskazują na to systematycznie notowane przyrosty plechy na stałej kombinacji doświadczalnej, mimo okresów wzrostu koncentracji zanieczyszczeń powietrza, szczególnie pyłem zawieszonym i niektórymi metalami ciężkimi. Należałoby przypuszczalnie zwrócić uwagę na wzrost toksyczności zanieczyszczeń w zależności od kombinacji poszczególnych rodzajów zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym. Istotna jest również wielkość depozycji i toksyczność zanieczyszczenia oraz reakcji na nie bioindykatora. Wzrost koncentracji zanieczyszczeń w badanych plechach porostu wyraźnie wskazuje na zależność między koncentracją metali ciężkich a lokalizacją kombinacji doświadczalnej w stosunku do wysokości n.p.m. Zależność ta wynika najprawdopodobniej z synergistycznych reakcji między organizmem a zwiększoną koncentracją zanieczyszczeń gazowych i pyłowych z metalami ciężkimi.

Biota porostów stanowi dobry wskaźnik zmian w środowisku, głównie ze względu na ich budowę anatomiczną tj. brak tkanki okrywającej, bardzo małą zawar-

tość chlorofilu w stosunku do masy plechy oraz zdolność pobierania wilgoci w postaci pary wodnej z otoczenia wraz z zanieczyszczeniami zawartymi w powietrzu. Cechy te były podstawą doboru porostów jako biowskaźnika do badań prowadzonych przez Fałtynowicza (1995), Cuny'ego i wsp. (2000), Sawicką-Kapustę i wsp. (2002, 2005), Calvelo, Liberatore (2004).

Ważną cechą porostów jest ich powszechność występowania i zdolność do kumulowania substancji toksycznych w koncentracjach, które są szkodliwe dla roślin wyższych i zwierząt (Puckett 1988, Jones i wsp. 1991, Józwiak 2007).

Przeprowadzone badania przyrostu plechy porostu *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl oraz wielkości kumulacji metali ciężkich w plechach pozwalają na dokonanie oceny możliwości wykorzystania tych organizmów do monitoringu zanieczyszczenia powietrza w ekosystemie leśnym. Stwierdzono, że:

- biota porostów stanowi dobry wskaźnik zmian w środowisku, głównie ze względu na budowę anatomiczną, która umożliwia pobieranie wilgoci w postaci pary wodnej z otoczenia, a wraz z nią zanieczyszczeń zawartych w powietrzu;
- w ekosystemach leśnych rzadko mamy do czynienia z tzw. pustynią porostową, dlatego do oceny stopnia zanieczyszczenia powietrza można wykorzystywać porosty występujące na stałych powierzchniach. Wówczas przyrost lub ubytek powierzchni plechy wskazuje na stan sanitarny powietrza atmosferycznego i jednocześnie określa warunki biotopowe;
- do oceny stopnia zanieczyszczenia powietrza, głównie metalami ciężkimi w ekosystemach leśnych narażonych na imisję można wykorzystywać porosty transplątowane z obszarów o niewielkim stopniu zanieczyszczenia.

## 6. Literatura

- A Richer Forest 1990:** *the National Board of Forestry*, Sweden.
- Aschmor M.R., 2002:** *Wpływ utleniaczy na poziomie organizmu i zbiorowska roślinnego*. W: J. N. B. Bell, M. Treshow (red.). *Zanieczyszczenie powietrza a życie roślin*. Wyd. Naukowo-Techn.: 101-128.
- Calvelo S., Liberatore S., 2004:** *Applicability of In Situ or Transplanted Lichens for Assessment of Atmospheric Pollution in Patagonia, Argentina*. *Journal of Atmospheric Chemistry* 49: 199-210.
- Cuny D., van Haluvin Ch., Pesch R., 2000:** *Biomonitoring od trace elements in air and soil compart-*

- ments along the major motorway in France. Water, Air, and Soil Pollution 125: 273-289.
- Fałtynowicz W., 1995:** *Wykorzystanie porostów do oceny zanieczyszczenia powietrza, zasady, metody, klucze do oznaczania zanieczyszczenia powietrza.* FCEE Wsi, Krosno.
- Jones D., Wilson M.J., McHardy W.J., 1991:** *Heavy metals lichens.* W: J.G. Farmer (red.). Proc. Inter. Conf. Heavy metals in the Environment. September 1991, CEP Consultants, Edinburg, 1: 115-117.
- Józwiak M.A., 2007:** *Kumulacja metali ciężkich a zmiany morfologiczne w plechach porostu Hypogymnia physodes (L.)Nyl., Monitoring Środowiska Przyrodniczego 8/07: 57-66.*
- Józwiak M., 2001:** *Funkcjonowanie wybranego geoekosystemu w Górach Świętokrzyskich w warunkach kwaśnej imisji.* Przegl. Geolog., 49, 9:775-779
- Józwiak M., 2007:** *Processes presently progressing in geoecosystems: an example of the Świętokrzyskie Region.* Geography Science in the Regional Studies, V, Kielce: 155-173.
- Józwiak M., Kozłowski R., 2005:** *Właściwości fizykochemiczne i chemizm opadów atmosferycznych w Górach Świętokrzyskich.* Przegl. Geolog. 53, nr 11: 1059-1060.
- Kapuściński R., 1993:** *Funkcje i organizacja monitoringu skażeń na terenie Świętokrzyskiego Parku Narodowego.* W: A. Kowalkowski (red.). Monitoring Środowiska Regionu Świętokrzyskiego 1/93, KTN, Kielce: 59-63.
- Kowalkowski A., 1994:** *Interpretacja niektórych układów imisji na Stacji Geoekologicznej Św. Krzyż.* W: A. Kowalkowski (red.). Funkcjonowanie i monitoring ekosystemów, Kielce: 56-62.
- Kowalkowski A., Józwiak M., 2000:** *Zmiany w środowisku glebowym.* W: S. Cieśliński, A. Kowalkowski (red.). Monografia Świętokrzyskiego Parku Narodowego, Kraków-Bodzentyn: 427-439.
- Kowalkowski A., Józwiak M., 2003:** *Die Bedeutung des Streufallmonitorings für die Ermittlung des Elementumlaufs im Waldökosystem, BMVEL in Zusammenarbeit mit der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Forstliches Umweltmonitoring“ und dem IFOM Projekt des BMBF: 229-234.*
- Kowalkowski A., Brogowski Z., Kocoń J., Swaldek M., 1990:** *Stan odżywienia a zdrowotność jodły (Abies Alba Mill.) w Świętokrzyskim Parku Narodowym.* Rocznik Świętokrzyski, t. 17, PWN, Warszawa-Kraków: 11-27.
- Loppi S., Corsini A., Chiti F., Bernardi L., 1992:** *Air quality bioindication by epiphytic lichens in central-northern Italy.* Allionia 31: 107-119.
- Nieboer E., Richardson D.H.S., 1981:** *Lichens as monitors of atmospheric deposition.* In: S.J. Eisenreich (ed.). Atmospheric Pollutants in Natural Waters, Ann. Arbor Science: 339-388.
- Nowak J., Tobolewski Z., 1975:** *Porosty polskie, opisy i klucze do oznaczania porostów w Polsce dotychczas stwierdzonych lub prawdopodobnych.* PWN, Warszawa, Kraków.
- Puckett K. J., 1988:** *Bryophytes and lichens as monitors as metal deposition.* Lichens, Bryophytes and Air Quality. Bibl. Lichenol. 30: 231-267.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska, z dnia 6.06.2002 r.** w sprawie oceny poziomu substancji w powietrzu; Dziennik Ustaw nr 87 poz. 798.
- Sawicka-Kapusta K., Zakrzewska M., 2002:** *Zanieczyszczenie powietrza w Świętokrzyskim Parku Narodowym w latach 1991-2001 na podstawie bio wskaźnika Hypogymnia physodes.* Reg. Monit. Środ. 3/02: 83-86.
- Sawicka-Kapusta K., Zakrzewska M., Gdula-Argasińska J., Stochmal M., 2005:** *Zanieczyszczenie metalami i SO<sub>2</sub> parków narodowych.* UJ, Kraków.
- Spies T.A., Turner M.G. 2004:** *Dynamic forest mosaic.* In: M.L. Jr. Hunter (ed.). Mountaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press.
- Toffel A., Wolski K., 1996:** *Migracje zanieczyszczeń przemysłowych nad Kielecczyną,* Aura 10-12.
- Treshow M., Bell J.N.B., 2002:** *Rys historyczny.* W: J. N. B. Bell, M. Treshow (red.). Zanieczyszczenie powietrza a życie roślin. Wyd. Naukowo-Techn.: 7-25.
- Welburn A., 1988:** *Air pollution and acid rain.* Longman Scientific and technical. Harlow.

POSSIBLE USES OF EPIPHYTES FOR AIR  
POLLUTION ASSESSMENT IN THE CENTRAL  
PART OF THE ŚWIĘTOKRZYSKIE  
(HOLY CROSS) MOUNTAINS

*Summary*

Until recently, the problems and anxieties related to air pollution have centred around the concentration of individual pollutants in atmospheric air. In recent years, research into the assessment of the natural environment's condition has been intensified with the use of bioindicators. An assessment of the environment's chemical quality, conducted on the basis of biological indicators, is a very good method of checking how living organisms respond to changes in the chemical composition of air. The objective of the present study has been to provide an assessment of possible uses of epiphytes for specification of the sanitary condition of atmospheric air. The study was conducted in the years 2003-2008 in the area of a forest ecosystem in the central part of the Świętokrzyskie Mountains. The subject of the study was a lichen with a heterometric thallus, *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. – Hooded Tube Lichen, Genus: *Hypogymnia* (Nyl.) Nyl., Familia: *Parmeliaceae*.

In order to determine the dynamics of the *Hypogymnia physodes* lichen thallus growth under conditions of prolonged, remote acidic ambient concentration, the linear method was used (Nieboer, Richardson 1981). It consisted in the selection of fixed areas (6 sites – trees) where the lichen occurred (Photo 3) and annual measurement of the thallus area. The cumulation levels of heavy metals from the air in the lichen thallus were also measured in the Świętokrzyskie National Park forest ecosystem in relation to the height above sea level. The lichens were exposed at 17 sites in the transect on the northern slope of Mt.

Łysiec (Fig. 1) on twigs brought from the Borecka Primeval Forest. The conducted study enables the statement that the lichen biota provides a good indicator of environmental change, which is mainly due to lichen anatomical structure, i.e. lack of the cuticula and epidermis, very low chlorophyll content in proportion to thallus weight, as well as the capacity to absorb moisture in the form of water vapour from the surroundings, together with pollutants found in the air. These features provided the basis for the selection of lichens as bioindicators in the studies by Fałtynowicz (1995), Cuny et al. (2000), Sawicka-Kapusta et al. (2002, 2005), Calvelo, Liberatore (2004). A significant feature of lichens is their widespread occurrence and capacity to cumulate toxic substances in concentrations which are detrimental to higher plants and animals (Puckett 1988, Jones et al. 1991, Józwiak 2007).

The study into the *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl lichen thallus growth as well as the volume of heavy metal cumulation in the thallus have enabled an assessment of the possibilities of these organisms being used for air pollution monitoring in the forest ecosystem. It has been concluded that lichen biota constitutes a good indicator of environmental change, mainly due to the anatomic build which enables the absorption of moisture in the form of water vapour from the surroundings, together with pollutants found in the air.

In forest ecosystems we rarely deal with the so-called lichen-free zones, hence lichens occurring in permanent sites can be used for the purposes of air pollution assessment. Then, growth or decrease in the thallus area points to the sanitary condition of atmospheric air, simultaneously defining the biotope conditions.

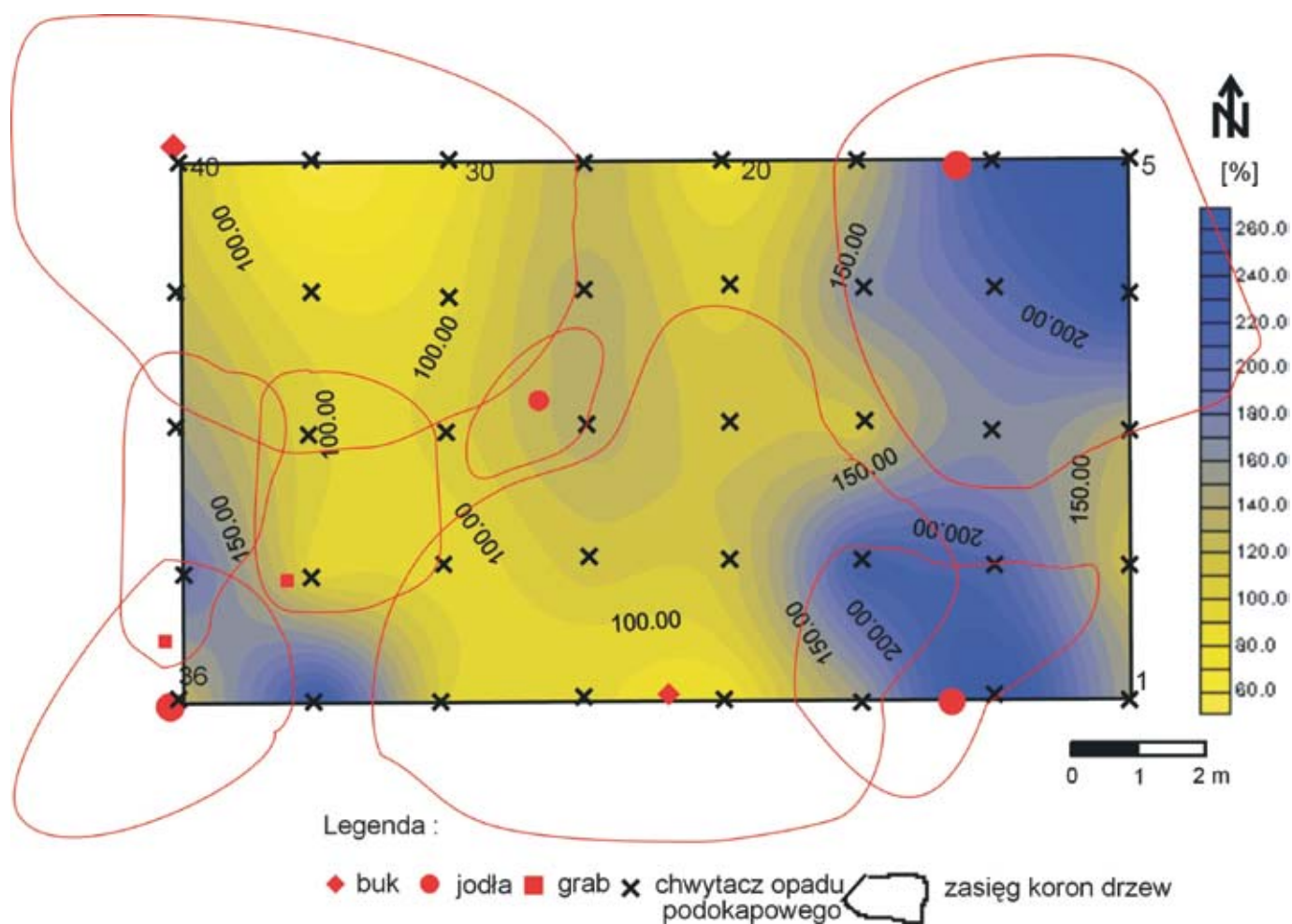
For assessing the extent of air pollution, mostly with regard to heavy metals in forest ecosystems exposed to ambient concentrations, lichens transplanted from low-pollution areas can be used.





Fot. 1. Plecha *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (Fot. M.A. Józwiak)  
 Phot. 1 Thalli structure of *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (photo. M.A. Józwiak)

Rafał Kozłowski



Ryc. 5. Wielkość opadu podokapowego wyrażona jako procent opadu bezpośredniego w dniu 18 października 2002 r.  
 Fig. 5. Canopy drip volume as percentage of bulk precipitation on October 18, 2002