

PIOTR T. ZANIEWSKI, BARBARA FOJCIK

Wykorzystanie mszaków i porostów w bioindykacyjnej ocenie pionowego zróżnicowania warunków mikrosiedliskowych ekosystemów leśnych na przykładzie wiatrołomów w Kampinoskim Parku Narodowym*

Application of bryophytes and lichens in the bioindicative assessment of the vertical differentiation of forest ecosystem habitat conditions on the example of windthrows in the Kampinos National Park

ABSTRACT

Zaniewski P. T., Fojcik B. 2020. Wykorzystanie mszaków i porostów w bioindykacyjnej ocenie pionowego zróżnicowania warunków mikrosiedliskowych ekosystemów leśnych na przykładzie wiatrołomów w Kampinoskim Parku Narodowym. Sylwan 164 (9): 747-757. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2020038>.

Ecological indicator values (EIV) are a commonly used tool for assessing habitat conditions in various ecosystems. They are relatively rarely used for the analysis of epiphytic communities, which results from objective difficulties in the study of this group of organisms in full height gradient on settled trees. Windthrows provide a rare opportunity to fully analyse the biota diversity of epiphytic bryophytes and lichens. The aim of the study was to determine and compare the EIV variability for bryophytes and lichens in the vertical gradient, from terrestrial to different epiphytic exposures. The fieldworks were carried out on two windthrow areas in the Kampinos National Park (central Poland). A set of floristic lists was prepared within five distinguished parts of trees (trunk base, lower trunk, upper trunk, lower crown and upper crown) and three parts of their uproots (pit, bottom root plate and top root plate) for three species (oak, birch, pine). Ten individuals of each tree species were selected. The average values of five ecological indicator values (light, temperature, continentality, humidity and acidity) were calculated within the examined parts of trees and their uproots. The significance of differences between bryophyte and lichen EIV within same parts of trees and their uproots was checked using Wilcoxon paired test. The significance of differences of EIV calculated for bryophytes and lichens pulled together between distinguished tree and uproot parts were checked with Kruskal-Wallis or Mann-Whitney tests. Ordination of researched parts in terms of their EIV was carried out using NMDS method. The values of individual EIV obtained with the use of bryophytes and lichens for the examined parts of trees and their uproots differed significantly in most cases. The values of temperature and continentality in most cases were significantly higher for lichen, which may indicate the need for additional calibration of these indicators for these groups of organisms. The use of both groups of organisms in bioindication has increased the quantity and quality of available ecological information. The research confirmed the usefulness of ecological indicator values as a tool for analysing general habitat conditions in forest ecosystems.

*Badania zrealizowano dzięki wsparciu finansowego Funduszu Leśnego PGL Lasy Państwowe w ramach projektu „Przemiany środowiska po wiatrołomie i ocena mikrosukcesji biot organizmów zasiedlających powalone drzewa – etap II”.

KEY WORDS

ecological indicator values, epiphytes, cryptogams, microhabitats

ADDRESSESPiotr T. Zaniewski ⁽¹⁾ – e-mail: piotr.zaniewski@wl.sggw.plBarbara Fojcik ⁽²⁾ – e-mail: barbara.fojcik@us.edu.pl⁽¹⁾ Samodzielny Zakład Botaniki Leśnej, SGGW w Warszawie; ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa⁽²⁾ Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski; ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice**Wstęp**

Większość mszaków i porostów charakteryzuje się przywiązaniem do określonych warunków środowiskowych [Nash 2008; Vanderpoorten, Goffinet 2009]. Ich występowanie uzależnione jest od dostępności odpowiedniego podłoża, a także od sprzyjających uwarunkowań mikrosiedliskowych, zwłaszcza w zakresie wilgotności i światła. Wymagania środowiskowe poszczególnych gatunków zostały skategoryzowane w formie ekologicznych liczb wskaźnikowych, opisujących ich preferencje, m.in. względem światła, wilgotności oraz żyzności i pH podłoża [Ellenberg, Leuschner 2010].

System ekologicznych liczb wskaźnikowych (ELW) został opracowany przez Ellenberga [1974] i stał się powszechnie stosowanym narzędziem do szybkiej oceny stanu środowiska [Diekmann 2003]. Koncepcja ta rozwijana była w wielu krajach środkowej Europy, zarówno w odniesieniu do roślin naczyniowych (m.in. w Czechach [Chytrý i in. 2018], Polsce [Zarzycki i in. 2002] czy na Węgrzech [Borhidi 1995]), jak i dla mszaków i porostów [Ellenberg i in. 1991; Ellenberg, Leuschner 2010; Fabiszewski, Szczepańska 2010]. Obecnie ELW służą nie tylko do bezpośredniej oceny stanu środowiska, ale i określenia warunków siedliskowych dla innych grup organizmów [Horsák i in. 2007; Schenková i in. 2012].

Chociaż ELW są dziś szeroko wykorzystywane, to w przypadku niektórych siedlisk ich stosowanie bywa utrudnione. Dotyczy to np. siedlisk epifitycznych, a zwłaszcza warunków panujących w obrębie wyżej położonych mikrosiedlisk nadrzewnych. Mała dostępność wyżej położonych części drzew powoduje, że zwykle badane są jedynie fragmenty pnia do wysokości 2 m nad ziemią [Friedel, Müller 2004; Friedel i in. 2006; Berthelsen i in. 2008]. Liczba badań nad mszakami i porostami w koronach drzew wciąż pozostaje stosunkowo mała [Sillet, Antoine 2004; Nadkarni i in. 2011]. Skutkuje to niedostatkiem wiedzy o możliwości zastosowania i dokładności ELW dla wyższych części drzew.

Celem pracy było określenie i porównanie zmienności ELW dla mszaków i porostów w gradiencie mikrosiedlisk od naziemnych po zróżnicowane ekspozycje epifityczne. Powstałe w 2017 roku na terenie Kampinoskiego Parku Narodowego wiatrołomy stworzyły warunki do kompleksowych badań uwarunkowań występowania organizmów zarodnikowych w obrębie całych drzew.

Materiał i metody

Badania wykonano w obrębie dwóch powierzchni powiatrołomowych powstałych w czerwcu i lipcu 2017 roku na terenie Kampinoskiego Parku Narodowego (KPN) w drzewostanach objętych ochroną czynną: 1) Różin: oddz. 258a, b, drzewostan budowany przez *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Q. × rosacea* Bechst. i *Betula pendula* Roth w wieku 104 lat; 2) Grabina: oddz. 125 a, c, drzewostan budowany przez *Pinus sylvestris* L. w wieku 84 lat. W obrębie stanowisk wybrano po 10

leżących dębów, brzoź i sosen, które uległy wywrotowi, ale były wciąż żywe, bez większych uszkodzeń, o położeniu umożliwiającym dostęp i przeprowadzenie badań. Każde drzewo podzielono na 5 części: podstawę pnia (PP) obejmującą pierwszy metr pnia, dolną (PD) i górną (PG) część pnia (obydwie równej długości), koronę dolną – cienistą (KD) oraz koronę górną – świetlistą (KG). Każdy towarzyszący powalonemu drzewu wykrot podzielono na trzy części: misę wykrotową (MW), spodnią część karpki (KS) i wierzchnią część karpki (KW). W sezonach wegetacyjnych 2018 i 2019 roku na wszystkich częściach drzew i elementach wykrotów przeprowadzono inwentaryzację biot porostów i mszaków. Okazy niemożliwe do oznaczenia w terenie zostały zebrane w celu przeprowadzenia analiz morfologiczno-anatomicznych w laboratorium. W przypadku niektórych gatunków porostów wykonano również analizę składu metabolitów wtórnych (chromatografia cienkowarstwowa).

Do analizy preferencji siedliskowych odnotowanych gatunków wykorzystano wartości ELW [Ellenberg, Leuschner 2010]. Brakującą część informacji dla porostów uzupełniono z wykorzystaniem opracowania Fabiszewskiego i Szczepańskiej [2010]. W analizach wykorzystano 5 wskaźników dostępnych zarówno dla mszaków, jak i porostów: światło (L), temperaturę (T), kontynentalizm (K), wilgotność ($F=W$) i kwasowość (R). Dla każdego z badanych obiektów wyliczono 3 zestawy ELW: dla mszaków, dla porostów oraz dla obydwu grup łącznie. Do bezpośrednich obliczeń wykorzystano rekomendowaną [Chytrý i in. 2018] średnią arytmetyczną [Botta-Dukát, Ruprecht 2000; Schaffers, Sýkora 2000].

Istotność różnic między wartościami ELW określonymi dla mszaków i porostów na każdej z wyróżnionych części wykrotów i drzew sprawdzono z wykorzystaniem nieparametrycznego testu Wilcozona dla par, przy czym testy wykonywano jedynie w przypadkach, w których istniała możliwość porównania co najmniej 6 par (niektóre części drzew i wykrotów były rzadko zasiedlane przez mszaki lub porosty). Wykonanie porównań przy mniejszej liczbie par mogłoby skutkować zbyt dużym osłabieniem mocy testów. Następnie obliczono mediany wartości ELW dla wyróżnionych części trzech gatunków drzew i wykrotów. Uzyskane dane poddano porządkowaniu metodą NMDS celem wyróżnienia i oceny głównych gradientów ELW dla poszczególnych części drzew. Istotność różnic analizowanych ELW w obrębie wyróżnionych części drzew oraz potraktowanych na tym etapie łącznie części wykrotów sprawdzono z wykorzystaniem testów Kruskala-Wallisa i Manna-Whitneya. Analizy statystyczne i numeryczne wykonano w oprogramowaniu PAST 3 [Hammer i in. 2001].

Wyniki

W obrębie badanych części drzew i wykrotów odnotowano obecność 40 gatunków mszaków i 49 gatunków porostów. Wartości ELW dostępne były dla wszystkich gatunków mszaków i 47 gatunków porostów. Maksymalna liczba możliwych do uzyskania wartości ELW dla mszaków i porostów wynosiła po 120, z czego uzyskano 100 wartości ELW dla mszaków i 79 dla porostów. Z maksymalnej możliwej teoretycznie liczby 120 porównań nieparametrycznym testem Wilcozona dla par, przy minimalnej liczbie porównywanych par równej 6, możliwe było wykonanie 49. Przypadki braku lub rzadkiego notowania porostów dotyczyły w większości części wykrotów. Z kolei na wysoko położonych częściach brzoź i sosen nie występowały mszaki. Z tych względów analizy porównawcze mogły dotyczyć głównie części związanych z dębem i brzozą.

Wartości wskaźnika światła generalnie rosły wraz ze wzrostem wysokości położenia określonej części drzewa (tab. 1-3). W przypadku dębu zróżnicowanie tych wartości było większe dla porostów niż dla mszaków. W dolnych partiach drzew wskaźnik ten osiągał istotnie wyższe wartości dla mszaków, z kolei w górnych partiach drzew wartości dla mszaków były istotnie niższe. W przypadku brzozy wartości dla obydwu grup organizmów były podobne, jednak w obrębie

korony były istotnie niższe dla mszaków. W przypadku sosny możliwe było tylko jedno porównanie – nie stwierdzono istotnych różnic pomiędzy wartościami wskaźnika światła. Wartość wskaźnika temperatury niewyraźnie wzrastała wraz ze wzrostem pierwotnej wysokości w obrębie drzew u dębu i brzozy, natomiast w przypadku sosny odnotowano niewielki, niewyraźny spadek. Wartość tego wskaźnika była niemal we wszystkich przypadkach istotnie wyższa dla porostów. Wartość wskaźnika kontynentalizmu wahała się bez wyraźnych tendencji do zmian wraz z wysokością u wszystkich gatunków drzew, w większości przypadków była istotnie wyższa dla porostów. Wartość wskaźnika wilgotności wahała się (dąb, sosna) lub spadała (brzoza) wraz z wysokością, często była istotnie niższa dla porostów. Wartość wskaźnika odczynu rosła wraz ze wzrostem pierwotnej wysokości w obrębie drzewa w przypadku dębu i brzozy, ponadto była niższa dla porostów w porównaniu z mszakami. Różnice te w kilku przypadkach były istotne statystycznie. W przypadku sosny odnotowano jedynie wahania wartości wskaźnika odczynu, bez istotnych różnic pomiędzy wartościami uzyskanymi dla mszaków i porostów.

Wartości ELW obliczone dla obu rozpatrywanych grup organizmów łącznie były w większości przypadków istotnie zróżnicowane ($p < 0,05$) w obrębie analizowanych części drzew oraz wykrotów, z wyjątkiem kwasowości (tab. 1-3). Zwykle nie odnotowywano istotnych różnic pomiędzy sąsiadującymi ze sobą częściami drzew, np. koroną dolną i górną. Wartość wskaźnika światła dla części drzew nie różniła się znacząco od wykrotów w przypadku dębów, zaś w przypadku brzozy i sosny była zwykle istotnie wyższa. Wartości temperatury i kontynentalizmu były wyższe dla badanych części drzew w porównaniu do wykrotów, wilgotności niższe, odczynu dla dębu niższe, a dla sosny i brzozy podobne (tab. 1-3). Główny gradient zróżnicowania rozkładu wartości ELW uzyskany na podstawie analizy NMDS (ryc., stress=0,099, R²: NMDS1=0,77, NMDS2=0,12) przebiegał pomiędzy analizowanymi częściami wykrotów (po lewej) a częściami koron drzew (po prawej). Kierunek ten jest wypadkową zróżnicowania wszystkich analizowanych ELW w obrębie badanych części drzew i wykrotów (tab. 1-3). Może być interpretowany jako odzwierciedlający rosnące wartości światła, temperatury i kontynentalizmu oraz spadające wartości wilgotności przy braku wyraźnego zróżnicowania wartości kwasowości.

Dyskusja

Pionowe rozmieszczenie mszaków i porostów w obrębie drzew jest nierównomierne [Sillett, Rambo 2000; Sporn i in. 2010; Zaniewski i in. 2019]. Wynika to z pionowego zróżnicowania cech charakteryzujących siedliska, od naziemnych po szczyty koron, zwłaszcza warunków świetlnych i wilgotności [Smith 1982; Ódor i in. 2013; Sales i in. 2016]. Odzwierciedleniem różnic siedliskowych są różnice w składzie gatunkowym bioty porostów i mszaków oraz ich preferencji charakteryzowanych przez ekologiczne liczby wskaźnikowe. Potwierdziły to niniejsze badania (tab. 1-3, ryc.).

Uzyskanie jedynie 49 porównań na 120 teoretycznie możliwych wynika z różnic w zasiedlaniu poszczególnych części drzew i wykrotów oraz braku notowań gatunków na niektórych z nich. W obrębie górnych partii brzoź i sosen zwykle nie odnotowywano występowania mszaków. Drzewa te charakteryzują się stosunkowo kwaśną i łuszczącą się korą, co ogranicza jej zasiedlanie przez mszaki, zwłaszcza w górnych partiach drzew [Strazdiņa 2010; Ódor i in. 2013]. Z kolei brak porostów na zdecydowanej większości wykrotów też nie jest zjawiskiem zaskakującym. Podobny brak porostów na siedliskach naziemnych w lasach z obszaru Niemiec opisywali Boch i in. [2013].

W niniejszych badaniach wartość wskaźnika światła wzrastała wraz z wysokością w obrębie poszczególnych części drzewa (tab. 1-3). Jest to wynik zróżnicowania warunków świetlnych

Tabela 1.

Zróżnicowanie ekologicznych liczb wskaźnikowych dla mszaków (B) i porostów (L) w obrębie badanych części dębów oraz ich wykrotów

Variability of the ecological indicator values for bryophytes (B) and lichens (L) within distinguished parts of oaks and their uproots

		MW	KS	KW	PP	DP	GP	KD	KG
L	B	5,23	6,50	5,13	5,00	5,90	6,00	5,86	6,00
	L				4,35	5,17	5,50	6,44	6,50
	p				0,049	0,038	0,305	0,007	0,008
	B+L	5,23	6,50	5,13	4,60	5,55	5,78	6,21	6,35
	$\alpha=0,05$	abc				a	b	cd	d
T	B	4,00	2,00	3,50	3,00	4,10	4,58	4,00	4,50
	L				5,00	5,00	5,00	5,00	5,35
	p					0,011	0,037	0,009	0,093
	B+L	4,00	2,00	3,50	5,00	4,63	4,66	4,56	5,00
	$\alpha=0,05$				ab	ac	bc	b	a
K	B	5,00	5,00	5,00	5,00	5,25	5,33	5,44	5,29
	L				5,13	6,00	6,00	5,88	5,72
	p				0,832	0,012	0,005	0,013	0,005
	B+L	5,00	5,00	5,00	5,20	5,62	5,62	5,68	5,61
	$\alpha=0,05$	a			a	b	b	b	b
F	B	4,50	4,00	4,00	4,00	4,42	4,50	4,54	4,25
	L				3,50	3,38	3,00	3,14	3,16
	p				0,007	0,007	0,005	0,005	0,005
	B+L	4,50	4,00	4,00	3,73	4,16	3,93	3,79	3,46
	$\alpha=0,05$	ab			bce	acd	ae	de	
R	B	3,05	2,71	2,92	4,00	4,00	4,18	4,20	5,00
	L				3,00	3,07	3,33	3,78	4,42
	p				0,017	0,074	0,028	0,285	0,017
	B+L	3,05	2,71	2,92	3,00	3,53	3,79	3,92	4,53
	$\alpha=0,05$	a			ab	bc	c	c	
N	B	4	2,5	4,5	1	3	4,5	6	3
	L	0	0	0	4	3,5	2,5	10	9,5

L – światło, T – temperatura, K – kontynentalizm, F – wilgotność, R – kwasowość; N – liczba gatunków; MW – misa wykrotowa, KS – spód karpny, KW – wierzch karpny, PP – podstawa pnia, DP – dolna część pnia, GP – górna część pnia, KD – korona dolna, KG – korona górna; p – istotność w teście Wilcoxon; $\alpha=0,05$ – grupy jednorodnie

L – light, T – temperature, K – continentality, F – moisture, R – reaction; N – number of species; MW – pit, KS – bottom root plate, KW – top root plate, PP – trunk base, DP – lower trunk, GP – upper trunk, KD – lower crown, KG – upper crown; p – significance in Wilcoxon paired test; $\alpha=0.05$ – homogenous groups

– warstwa koron charakteryzuje się większym prześwietleniem w porównaniu do bardziej ocienionych dolnych partii pni [Hosokawa, Odani 1957; Barkman 1958; Trynoski, Glime 1982; Sales i in. 2016]. Wartości tego wskaźnika były o wiele bardziej zróżnicowane w przypadku porostów niż mszaków. W dolnych partiach drzew wartości te były podobne, w przypadku dębu z wyższymi wartościami dla mszaków. W górnych partiach drzew istotnie wyższe wartości odnotowywano dla porostów. Obydwa rodzaje różnic przekraczały często pół jednostki, co daje duże łączne wartości względne. Tak duże zróżnicowanie związane jest najprawdopodobniej ze względnie wyższymi wymaganiami mszaków wobec wilgotności powietrza, co pośrednio łączy się z ich niższą światłoządnnością [Humphrey i in. 2002; Király i in. 2013; Ódor i in. 2013]. Ponadto na badanych drzewach mszaki z reguły nie kolonizowały cieńszych gałęzi w koronach, z powodzeniem zasiedlanych przez bardziej światłoządne porosty.

Tabela 2.

Zróznicowanie ekologicznych liczb wskaźnikowych dla mszaków (B) i porostów (L) w obrębie badanych części brzoź oraz ich wykrotów

Variability of the ecological indicator values for bryophytes (B) and lichens (L) within distinguished parts of birches and their uproots

		MW	KS	KW	PP	DP	GP	KD	KG
L	B	5,08	5,00	4,79	5,33	5,58	5,75	5,00	
	L				5,38	5,63	5,90	6,50	6,33
	p				0,799	0,919	0,462	0,046	
	B+L	5,08	5,00	4,79	5,45	5,67	5,79	6,40	6,33
	$\alpha=0,05$				a	ab	b	c	c
T	B	3,67	4,00	3,83	3,00	3,00	4,50	4,25	
	L				5,20	4,88	5,00	5,00	5,00
	p				0,005	0,007	0,042		
	B+L	3,67	4,00	3,83	4,63	4,33	5,00	5,00	5,00
	$\alpha=0,05$				a	ab	bc	c	c
K	B	5,00	5,00	5,31	5,42	5,46	5,00	5,00	
	L				5,82	6,00	6,00	5,79	5,92
	p				0,059	0,007	0,015	0,026	
	B+L	5,00	5,00	5,31	5,63	5,80	5,79	5,67	5,92
	$\alpha=0,05$				a	a	a	a	a
F	B	4,21	4,38	4,46	4,50	4,50	4,50	4,00	
	L				3,75	3,33	3,00	3,00	3,00
	p				0,005	0,005	0,018	0,024	
	B+L	4,21	4,38	4,46	4,03	3,86	3,61	3,20	3,00
	$\alpha=0,05$						a	ab	b
R	B	3,10	3,38	3,68	3,13	3,29	3,67	4,00	
	L				2,56	2,90	2,90	3,44	4,06
	p				0,005	0,051	0,075	0,225	
	B+L	3,10	3,38	3,68	2,73	3,00	3,20	3,52	4,06
	$\alpha=0,05$	ab			ac	cd	d	be	e
N	B	3,5	2,5	4	3	2,5	2	1	0
	L	0	0	0	7,5	5	4,5	4,5	6

objaśnienia jak w tabeli 1; denotes as in table 1

Wskaźnik temperatury ma zastosowanie przede wszystkim na poziomie regionalnym i służy do odróżniania obszarów cechujących się odmienną charakterystyką termiczną klimatu [Ellenberg 1974; Chytrý i in. 2018]. Jego lokalne zróżnicowanie może wynikać także z wyższej temperatury oraz większej amplitudy panującej w koronach w porównaniu z niższymi partiami drzew [Barkman 1958; Sporn i in. 2010]. Stąd jego niewielkie, ale widoczne zróżnicowanie w obrębie poszczególnych części drzew oraz wykrotów. Odnotowane wyższe wartości wskaźnika temperatury dla porostów, przy różnicy dla median miejscami przekraczającej całą jednostkę, mogą być interpretowane jako znaczące. Podobnie, pomimo braku większego zróżnicowania pionowego, zwykle istotnie wyższa dla porostów była wartość wskaźnika kontynentalizmu. Różnice pomiędzy medianami były tu jednak mniejsze i nie przekraczały jednej jednostki. Wskaźnik ten, podobnie jak poprzedni, analizowany jest zwykle na poziomie regionalnym [Ellenberg 1974; Chytrý i in. 2018] i nie powinien różnicować się znacząco w obrębie danego stanowiska. Na niedokładność liczby kontynentalizmu wskazali Berg i in. [2017], jednak wykonywana przez nich rewizja objęła jedynie rośliny naczyniowe.

Tabela 3.

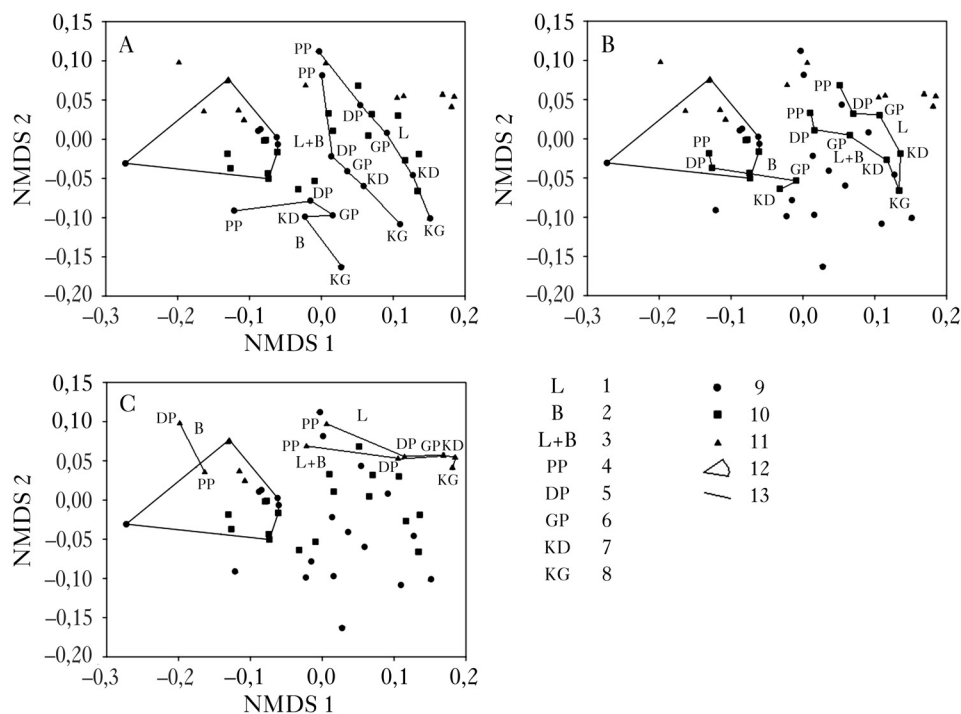
Zróżnicowanie ekologicznych liczb wskaźnikowych dla mszaków (B) i porostów (L) w obrębie badanych części sosen oraz ich wykrotów

Variability of the ecological indicator values for bryophytes (B) and lichens (L) within distinguished parts of pines and their uproots

	MW	KS	KW	PP	DP	GP	KD	KG
L	B	5,21	5,50	4,82	4,50	6,00		
	L		5,00	5,00	4,82	6,08	6,83	7,00
	p				0,128			
	B+L	5,21	5,40	4,83	4,78	6,08	6,83	7,00
	$\alpha=0,05$	a			a		b	b
T	B	3,50	3,27	3,53	3,00	3,00		
	L				5,27	5,00	5,00	5,00
	p				0,018			
	B+L	3,50	3,27	3,53	4,72	5,00	5,00	5,00
	$\alpha=0,05$				a	a	a	a
K	B	5,41	5,00	5,24	5,25	6,00		
	L				5,40	5,75	5,50	5,67
	p				0,352			
	B+L	5,41	5,00	5,24	5,38	5,78	5,50	5,67
	$\alpha=0,05$	a			ab	c	cd	bcde
F	B	4,66	4,25	4,60	4,50	5,00		
	L				4,17	3,00	3,00	3,00
	p				0,063			
	B+L	4,66	4,25	4,60	4,19	3,17	3,00	3,00
	$\alpha=0,05$					a	b	ab
R	B	2,63	2,00	2,53	2,50	2,00		
	L		1,00	1,00	2,63	2,50	2,42	2,42
	p				1,000			
	B+L	2,63	2,00	2,53	2,61	2,50	2,42	2,42
	$\alpha=0,05$	a			a	a	a	a
N	B	5	0,5	7,5	2	0	0	0
	L	0	0	0	6,5	4	2	3,5

objaśnienia jak w tabeli 1; denotes as in table 1

Wilgotność należy do najważniejszych czynników warunkujących pionowe rozmieszczenie epifitów. Poziom wilgotności jest z reguły najwyższy u nasady pnia i stopniowo spada ze wzrostem wysokości w obrębie drzewa [Sporn i in. 2010; Ranius i in. 2008; Ódor i in. 2013]. Wartość wskaźnika wilgotności wahała się w obrębie badanych części wykrotów oraz drzew, przy czym w przypadku brzozy dodatkowo odnotowano stopniowy spadek wraz ze zwiększaniem się wysokości lokalizacji na drzewach. Zauważalna była znacząca, regularna i często przekraczająca jedną jednostkę pomiarową różnica pomiędzy wartościami odnotowanymi dla mszaków i porostów. Zdecydowanie niższe wartości wskaźnika odnotowywane były dla porostów. Tak duże różnice można tłumaczyć po części stosunkowo dużymi rozmiarami badanych części drzew, w obrębie których może znajdować się wiele mikrosiedlisk. Porosty są lepiej przystosowane do niedostatków wilgoci niż mszaki, przez co mogą zasiedlać mikrosiedliska bardziej suche [Fritz 2009]. W obrębie tej samej części drzewa mogą znaleźć się również mikrosiedliska bardziej wilgotne, zasiedlane przede wszystkim przez mszaki, np. osłonięte od światła fragmenty pni i grubych konarów czy spękania kory [Kenkel, Bradfield 1981; Gustafsson, Eriksson 1995]. Ponadto w obrębie



Ryc.

Zróżnicowanie ekologicznych liczb wskaźnikowych w obrębie badanych części drzew i ich wykotów (A – dąb, B – brzoza, C – sosna)

Variability of the ecological indicator values within researched parts of trees and their uproots (A – oak, B – birch, C – pine)

1 – porosty, 2 – mszaki, 3 – mszaki i porosty łącznie, 4 – podstawa pnia, 5 – dół pnia, 6 – góra pnia, 7 – korona dolna, 8 – korona górna, 9 – dąb, 10 – brzoza, 11 – sosna, 12 – części kontrolne (misa i karpa wykotowa), 13 – linie łączące punkty poszczególnych części drzew

1 – lichens, 2 – bryophytes, 3 – lichens and bryophytes, 4 – trunk base, 5 – lower trunk, 6 – upper trunk, 7 – lower crown, 8 – upper crown, 9 – oak, 10 – birch, 11 – pine, 12 – control parts (pits and root plates), 13 – lines connecting the points of distinguished tree parts

wyższych partii drzew zmniejsza się pojemność wodna kory [Levia, Wubbena 2006]. Kora brzozy charakteryzuje się największymi możliwościami gromadzenia wody z atmosfery, mniejsze możliwości akumulacji wilgoci wykazuje kora dębu, a najniższe sosny [Ilek i in. 2017]. Wydaje się jednak, że w analizowanym przypadku na wyższe wartości wskaźnika wilgotności w koronach dębu w porównaniu do brzozy wpływ może mieć także o wiele większe rozbudowanie tych części drzew [Zaniewski i in. 2019], co może wiązać się pośrednio z zatrzymywaniem większej ilości wody. Mniejsze wymiary konarów przekładać się mogą na niższą dostępność wilgotnych mikrosiedłisk. Może to ograniczać występowanie mszaków, aż do ich całkowitego zaniku.

Odczyn kory jest czynnikiem istotnie wpływającym na różnorodność zbiorowisk epifytycznych [Harris 1971; Putna, Meżaka 2014; Batista, Santos 2016]. Zróżnicowanie odnotowanego poziomu wartości wskaźnika kwasowości na badanych drzewach jest odzwierciedleniem różnic pH ich kory. Najwyższym odczynem pH charakteryzował się dąb, nieco niższym brzoza, a najniższym sosna. Zależność ta jest zgodna z danymi literaturowymi [Meżaka i in. 2008; Putna, Meżaka 2014; Chrzan 2015; Fojcik i in. 2017]. Wartości wskaźnika kwasowości wzrastały także ze wzrostem wysokości w obrębie dębu i brzozy, przy czym u porostów często odnotowywano wartości istotnie niższe niż w przypadku mszaków. Kora w wyższych partiach drzew charakte-

ryzuje się zwykle wyższymi wartościami pH [Kermit, Gauslaa 2001; Marmor i in. 2010], na co wskazują również wyniki prezentowanych badań (tab. 1-3).

Wykorzystanie ELW osobno dla mszaków i porostów dało stosunkowo dobre rezultaty. Uzyskane gradienty były względnie łatwe w interpretacji. Z drugiej strony różnice pomiędzy wartościami uzyskanymi porównywanymi metodami były istotne i dość trudne do wytłumaczenia. Wykorzystanie informacji z obydwu grup organizmów łącznie skutkowało lepszym odzwierciedleniem zależności, które powinny uwidocznić się w wykonanym porównaniu, w tym stopniowym wzrostem nasświetlenia i spadkiem wilgotności wraz ze zwiększaniem się wysokości pierwotnego położenia danej części drzewa (tab. 1-3). Obliczenie sumarycznych ELW dla mszaków i porostów prowadziło do zmniejszenia rozbieżności w stosunku do temperatury i kontynentalizmu, co najprawdopodobniej przełożyło się na uzyskanie bardziej płynnych (zbliżonych do prostych) gradientów w wynikach porządkowania NMDS (ryc.). Taki rezultat jest prawidłowy i powinien wynikać z samego charakteru tych dwóch liczb – nie powinny się one zmieniać w obrębie tego samego stanowiska. Kolejnym atutem wykorzystania obydwu metod łącznie była możliwość uzyskania ELW dla wszystkich analizowanych części forofitów oraz ich wykrotów (ryc.).

Wykorzystanie tylko jednej grupy organizmów do oceny warunków ekologicznych panujących w obrębie drzew lub mikrosiedlisk leśnych może być utrudnione z dwóch powodów. Pierwszym z nich jest brak zasiedlenia badanych obiektów przez daną grupę organizmów (np. brak mszaków w górnych partiach sosen). Drugim natomiast są odnotowane i powtarzające się rozbieżności w odniesieniu do niektórych części badanych forofitów, w tym istotne statystycznie. W przypadku takich mikrosiedlisk jak kora drzew wpływ na różnorodność zasiedlających ją organizmów mają także inne, specyficzne czynniki, jak jej struktura, a także wiek i rozmiar samego forofitu [Meřaka, Znotiřna 2006; Ranius i in. 2008; Fritz, Heilmann-Clausen 2010; Batista, Santos 2016].

Analiza potwierdziła przydatność ekologicznych liczb wskaźnikowych dostępnych dla mszaków i porostów do ogólnej oceny warunków środowiskowych. Wykazano zróżnicowanie warunków siedliskowych w stosunkowo małym gradiencie ich zmienności, jaki panuje w obrębie pojedynczych drzew.

Wnioski

- ✦ Wartości poszczególnych ekologicznych liczb wskaźnikowych uzyskane z wykorzystaniem mszaków i porostów dla badanych części drzew i ich wykrotów w większości przypadków różniły się istotnie.
- ✦ Wartości temperatury i kontynentalizmu w większości przypadków były istotnie wyższe dla porostów. Przekroczenie wartości jednej jednostki różnicy pomiędzy medianami wskazywać może na potrzebę dodatkowej kalibracji tych liczb wskaźnikowych dla badanych grup organizmów.
- ✦ Różnice pomiędzy pozostałymi liczbami ekologicznymi uzyskanymi z wykorzystaniem mszaków i porostów można tłumaczyć ich odmiennymi preferencjami mikrosiedliskowymi w obrębie badanych części drzew.
- ✦ Wykorzystanie obydwu grup organizmów w bioindykacji zwiększyło ilość, a także jakość dostępnej informacji ekologicznej i pozwoliło na uzyskanie ELW w obrębie wszystkich testowanych części drzew i ich wykrotów.
- ✦ Potwierdzono, że ekologiczne liczby wskaźnikowe są użytecznym narzędziem do analizy ogólnych warunków siedliskowych w ekosystemach leśnych.

Literatura

- Barkman J. J. 1958. On the ecology of cryptogamic epiphytes. Van Gorcum, Assen.
- Batista W. V. S. M., dos Santos N. D. 2016. Can regional and local filters explain epiphytic bryophyte distributions in the Atlantic Forest of southeastern Brazil? *Acta Botanica Brasiliica* 30 (3): 462-472. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0179>.
- Berg C., Welk E., Jäger E. J. 2017. Revising Ellenberg's indicator values for continentality based on global vascular plant species distribution. *Applied Vegetation Science* 20: 482-493.
- Berthelsen K., Olsen H., Søchting U. 2008. Indicator values for lichens on *Quercus* as a tool to monitor ammonia pollution in Denmark. *Sauteria* 15: 55-77.
- Boch S., Müller J., Prati D., Blaser S., Fischer M. 2013. Up in the tree – the overlooked richness of bryophytes and lichens in tree crowns. *PLoS ONE* 8 (12): e84913. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0084913>.
- Borhidi A. 1995. Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 97-181.
- Botta-Dukát Z., Ruprecht E. 2000. Using concentration analysis for operating with indicator values: effect of grouping species. *Acta Botanica Hungarica* 42: 55-63.
- Chrzan A. 2015. Necrotic bark of common pine (*Pinus sylvestris* L.) as a bioindicator of environmental quality. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 1066-1071.
- Chytrý M., Tichý L., Dřevojan P., Sádlo J., Zelený D. 2018. Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *Preslia* 90: 83-103. DOI: <https://doi.org/10.23855/preslia.2018.083>.
- Diekmann M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology* 4: 493-506.
- Ellenberg H. 1974. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica* 9: 1-97.
- Ellenberg H., Leuschner C. 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. Ed. 6. Ulmer, Stuttgart.
- Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. 1991. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotanica* 18: 1-248.
- Fabiszewski J., Szczepańska K. 2010. Ecological indicator values of some lichens noted in Poland. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 79 (4): 305-313.
- Fojcik B., Chruścińska M., Nadgórska-Socha A. 2017. Epiphytic habitats in an urban environment; contamination by heavy metals and sulphur in the bark of different tree species. *Polish Journal of Natural Sciences* 32 (2): 283-295.
- Friedel A., Müller F. 2004. Bryophytes and lichens as indicators for changes of air pollution in the Serrahn Natural Forest Reserve (Mueritz National Park). *Herzogia* 17: 279-286.
- Friedel A., Oheimb G., Dengler J., Härdtle W. 2006. Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. *Feddes Repertorium* 117 (1-2): 172-185. DOI: <https://doi.org/10.1002/fedr.200511084>.
- Fritz Ö. 2009. Vertical distribution of epiphytic bryophytes and lichens emphasizes the importance of old beeches in conservation. *Biodiversity and Conservation* 18: 289-304. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9483-4>.
- Fritz Ö., Heilmann-Clausen J. 2010. Rot holes create key microhabitats for epiphytic lichens and bryophytes on beech (*Fagus sylvatica*). *Biological Conservation* 143: 1008-1016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.016>.
- Gustafsson L., Eriksson I. 1995. Factors of importance for the epiphytic vegetation of Aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry. *Journal of Applied Ecology* 32 (2): 412-424. DOI: <https://doi.org/10.2307/2405107>.
- Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P. D. 2001. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4 (1): 1-9.
- Harris G. P. 1971. The ecology of corticolous lichens. 1. The zonation on oak and birch in South Devon. *Journal of Ecology* 59 (2): 431-439. DOI: <https://doi.org/10.2307/2258323>.
- Horsák M., Hájek M., Tichý L., Juříčková L. 2007. Plant indicator values as a tool for land mollusc autecology assessment. *Acta Oecologica* 32: 161-171. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.03.011>.
- Hosokawa T., Odani N. 1957. The daily compensation period and vertical ranges of epiphytes in a beech forest. *Journal of Ecology* 45 (3): 901-905. DOI: <https://doi.org/10.2307/2256963>.
- Humphrey J. W., Davey S., Peace A. J., Ferris R., Harding K. 2002. Lichen and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and deadwood. *Biological Conservation* 107: 165-180. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00057-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00057-5).
- Ilek A., Kucza J., Morkisz K. 2017. Hygroscopicity of the bark of selected forest tree species. *iForest* 10: 220-226. DOI: <https://doi.org/10.3832/ifor1979-009>.
- Kenkel N. C., Bradfield G. E. 1981. Ordination of epiphytic bryophyte communities in a wet-temperate coniferous forest, South-Coastal British Columbia. *Vegetatio* 45: 147-154. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00054669>.
- Kermitt T., Gauslaa Y. 2001. The vertical gradient of bark pH of twigs and macrolichens in a *Picea abies* canopy not affected by acid rain. *The Lichenologist* 33 (4): 353-359. DOI: <https://doi.org/10.1006/lich.2001.0326>.

- Király I., Nascimbene J., Tinya F., Ódor P. 2013. Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. *Biodiversity and Conservation* 22 (1): 209-223. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0415-y>.
- Levia D. F. Jr., Wubbena N. P. 2006. Vertical variation of bark water storage capacity of *Pinus strobus* L. (Eastern White Pine) in Southern Illinois. *Northeastern Naturalist* 13 (1): 131-137. DOI: [https://doi.org/10.1656/1092-6194\(2006\)13\[131:VVOBWS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1092-6194(2006)13[131:VVOBWS]2.0.CO;2).
- Marmor L., Tórra T., Randlane T. 2010. The vertical gradient of bark pH and epiphytic macrolichen biota in relation to alkaline air pollution. *Ecological Indicators* 10 (6): 1137-1143. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.03.013>.
- Metāka A., Brūmelis G., Piterāns A. 2008. The distribution of epiphytic bryophyte and lichen species in relation to phorophyte characters in Latvian natural old-growth broad leaved forests. *Folia Cryptogamica Estonica* 44: 89-99.
- Metāka A., Znotiņa V. 2006. Epiphytic bryophytes in old growth forests of slopes, screes and ravines in north-west Latvia. *Acta Universitatis Latviensis* 710: 103-116.
- Nadkarni N. M., Geoffrey G., Parker G. G., Lowman M. D. 2011. Forest canopy studies as an emerging field of science. *Annals of Forest Science* 68 (2): 217-224. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0046-6>.
- Nash T. H. [red.]. 2008. *Lichen Biology*. Cambridge, Cambridge University Press. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511790478>.
- Ódor P., Király I., Tinya F., Bortignon F., Nascimbene J. 2013. Patterns and drivers of species composition of epiphytic bryophytes and lichens in managed temperate forests. *Forest Ecology and Management* 306: 256-265. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.001>.
- Putna S., Mežaka A. 2014. Preferences of epiphytic bryophytes for forest stand and substrate in North-East Latvia. *Folia Cryptogamica Estonica* 51: 75-83. DOI: <http://dx.doi.org/10.12697/fce.2014.51.08>.
- Ranius T., Johansson P., Niclas B., Niklasson M. 2008. The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. *Journal of Vegetation Science* 19: 653-662. DOI: <https://doi.org/10.3170/2008-8-18433>.
- Sales K., Kerr L., Gardner J. 2016. Factors influencing epiphytic moss and lichen distribution within Killarney National Park. *Bioscience Horizons* 9: 1-12.
- Schaffers A. P., Sykora K. V. 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science* 11: 225-244. DOI: <https://doi.org/10.2307/3236802>.
- Schenkova V., Horsák M., Plesková Z., Pawlikowski P. 2012. Habitat preferences and conservation of *Vertigo geyeri* (Gastropoda: Pulmonata) in Slovakia and Poland. *Journal of Molluscan Studies* 78: 105-111. DOI: <https://doi.org/10.1093/mollusc/eyr046>.
- Sillett S. C., Antoine M. E. 2004. *Lichens and bryophytes in forest canopies*. W: Lowman M. D., Rinker H. B. [red.]. *Forest canopies 2*. San Diego, London, Elsevier Academic Press. 151-174. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-457553-0.X5000-X>.
- Sillett S. C., Rambo T. R. 2000. Vertical distribution of dominant epiphytes in Douglas-fir forests of the central Oregon Cascades. *Northwest Science* 74 (1): 44-49.
- Smith A. J. E. 1982. *Epiphytes and epiliths*. W: Smith A. J. E. [red.]. *Bryophyte ecology*. Chapman and Hall, London. 191-227. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-009-5891-3_7.
- Sporn S. G., Bos M. M., Kessler M., Gradstein S. R. 2010. Vertical distribution of epiphytic bryophytes in an Indonesian rainforest. *Biodiversity and Conservation* 19: 745-760. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9731-2>.
- Straziņa L. 2010. Bryophyte community composition on an island of Lake Cieceres, Latvia: dependence on forest stand and substrate properties. *Environmental and Experimental Biology* 8: 49-58.
- Trynoski S. E., Glime J. M. 1982. Direction and height of bryophytes on four species of northern trees. *The Bryologist* 85: 281-300. DOI: <https://doi.org/10.2307/3243047>.
- Vanderpoorten A., Goffinet B. 2009. *Introduction to bryophytes*. Cambridge University Press, Cambridge. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511626838>.
- Zaniewski P. T., Szczepkowski A., Gierczyk B., Kujawa A., Ślusarczyk T., Fojcik B. 2019. Pionowe zróżnicowanie bogactwa i składu gatunkowego myko-, lichen- i briobioty drzew powiatrołomowych w Kampinoskim Parku Narodowym. *Sylwan* 163 (12): 980-988. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylvan.2019091>.
- Zarzycki K., Trzcińska-Tacik H., Róžański W., Szelaż Z., Wotek J., Korzeniak U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. W: Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.