

PIOTR T. ZANIEWSKI, JERZY SOLON, MAREK FERCHMIN, ŁUKASZ SIEDLECKI

## Zmiany bogactwa gatunkowego runa borów sosnowych na pasach wydmowych Kampinoskiego Parku Narodowego na początku XXI wieku\*

Changes of the herb layer species richness within Scots pine forest of the dune belts in the Kampinos National Park (central Poland) at the beginning of XXI century

### ABSTRACT

Zaniewski P. T., Solon J., Ferchmin M., Siedlecki Ł. 2020. Zmiany bogactwa gatunkowego runa borów sosnowych na pasach wydmowych Kampinoskiego Parku Narodowego na początku XXI wieku. Sylwan 164 (4): 331-342. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylvan.2019120>.

Scots pine forest are of the main economic importance to the forest management in lowland Europe. Large areas of spontaneous pine forest, including old-growths, are located on two vast dune belts of the Kampinos National Park (central Poland). These forests grow on oligotrophic sandy soils with deep groundwater level. This makes the area unique to study long-term changes in this type of pine forest communities. The aim of the work was to assess the changes in the species composition and richness of undergrowth of Scots pine forests at the beginning of the XXI century. The study was conducted on 10 permanent and 53 semi-permanent plots located within stands of *Peucedano-Pinetum* and *Quercus-Pinetum* associations on both dune belts of Kampinos National Park. The fieldworks were performed in 2001 and 2002, and repeated in 2015 and 2018. Based on Ward's cluster analysis we described five local forms of plant communities. Seven species groups were distinguished and changes in their richness assessed using one sample Wilcoxon test. Each species group included species characteristic and/or differentiating for a given set of syntaxonomical units. The results confirmed the hypothesis of gradual decrease of the total species richness. The median of species richness change was  $-0.308$  species per year and was statistically significant. The changes were bigger within the local forms of the *Quercus-Pinetum* association in comparison to *Peucedano-Pinetum*. The decrease was connected especially with dry grassland and heathland species (characteristic for syntaxons of *Koelerio-Corynephoretea* and *Nardo-Callunetea* classes) as well as with coniferous forest generalist species (characteristic for syntaxons of *Vaccinio-Piceetea* and *Cladonio-Vaccinietalia*). The results suggest that the two main processes shaping the species composition at the beginning of XXI century within pine forest located on the dune belts of Kampinos National Park may be identified as (i) fluctuation, and (ii) simplification, manifested by species richness decrease. This is probably connected with forest regeneration after past human use and disturbance.

### KEY WORDS

*Peucedano-Pinetum*, *Quercus-Pinetum*, permanent plots, semi-permanent plots, old-growth pine forest, fluctuation, species richness decrease

\*Badania przeprowadzono w ramach projektu „Długoterminowe badania ekosystemów leśnych na 52 stałych powierzchniach – czwarte powtórzenie” (nr EZ.0290.1.11.2018, działanie nr 7) dofinansowanego ze środków Funduszu Leśnego PGL LP w 2018 roku.

## ADDRESSES

Piotr T. Zaniewski <sup>(1)</sup> – e-mail: piotr.zaniewski@wl.sggw.pl

Jerzy Solon <sup>(2)</sup> – e-mail: j.solon@twarda.pan.pl

Marek Ferchmin <sup>(3)</sup> – e-mail: marek.ferchmin@gmail.com

Łukasz Siedlecki <sup>(4)</sup> – e-mail: lukasz.siedlecki@warszawa.lasy.gov.pl

<sup>(1)</sup> Samodzielny Zakład Botaniki Leśnej, SGGW w Warszawie; ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa

<sup>(2)</sup> Zakład Geoeologii i Klimatologii, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN; ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

<sup>(3)</sup> Kampinoski Park Narodowy; ul. Tetmajera 38, 05-080 Izabelin

<sup>(4)</sup> Nadleśnictwo Chojnów; ul. Klonowa 13, Pilawa, 05-532 Baniocha

## Wstęp

Bory sosnowe na niżu środkowoeuropejskim należą do najważniejszych gospodarczo zbiorowisk leśnych. Niektóre z nich cechują się znacznym bogactwem gatunkowym porostów, mszaków i roślin naczyniowych [Matuszkiewicz, Matuszkiewicz 1973]. W ostatnich dziesięcioleciach obserwuje się znaczące zmiany w zbiorowiskach leśnych Polski, w tym zbiorowiskach borów niżowych ze związku *Dicrano-Pinion* [Matuszkiewicz 2007a, 2011; Solon 2007a, b; Ciurzycki i in. 2018]. Najpoważniejsze zmiany we florze zbiorowisk borowych dotyczą szybkiego ubożenia składu gatunkowego zbiorowisk boru mieszanego *Serratulo-Pinetum*, polegające na ustępowaniu gatunków światłolubnych i ciepłolubnych oraz przekształcaniu się tego zespołu w subkontynentalny bór mieszany *Quercio-Pinetum* bądź też w grąd subkontynentalny *Tilio-Carpinetum* [Paluch 2001, 2003; Matuszkiewicz 2007a, 2011; Solon 2007b; Brzeziecki i in. 2018; Ciurzycki i in. 2018]. Odnotowano też zanikanie podzespołu sasankowego subkontynentalnego boru świeżego *Peucedano-Pinetum pulsatilletozum* [Solon 2007b; Szczygielski 2007], a także ubożenie składu gatunkowego podzespołu typowego [Matuszkiewicz 2007b]. Obserwowane jest ponadto zanikanie boru chrobotkowego *Cladonio-Pinetum* na rzecz borów świeżych [Matuszkiewicz 2007b; Solon 2007b; Zaniewski i in. 2016].

Zbiorowiska borowe położone na gruntach niebagiennych rzadko podlegają ochronie, np. w postaci rezerwatów przyrody [Matuszkiewicz 2007b]. Wyjątkowym pod tym względem miejscem jest Puszcza Kampinoska, gdzie rozległe płaty borów podlegają ochronie dzięki powołaniu Kampinoskiego Parku Narodowego. Znajdują się tutaj jedne z najważniejszych w Polsce starodrzewów sosnowych kształtujących się w sposób spontaniczny, miejscami nawet od około 80 lat. Stwarza to możliwość obserwacji procesów zachodzących w zbiorowiskach borowych w sposób naturalny lub do niego zbliżony. Podobnie jak w innych rejonach Polski, tak i w Puszczy Kampinoskiej odnotowano ubożenie składu gatunkowego runa zbiorowisk borowych w XX wieku [Solon 2007b]. Zarazem brak jest informacji o zachodzeniu tego procesu współcześnie.

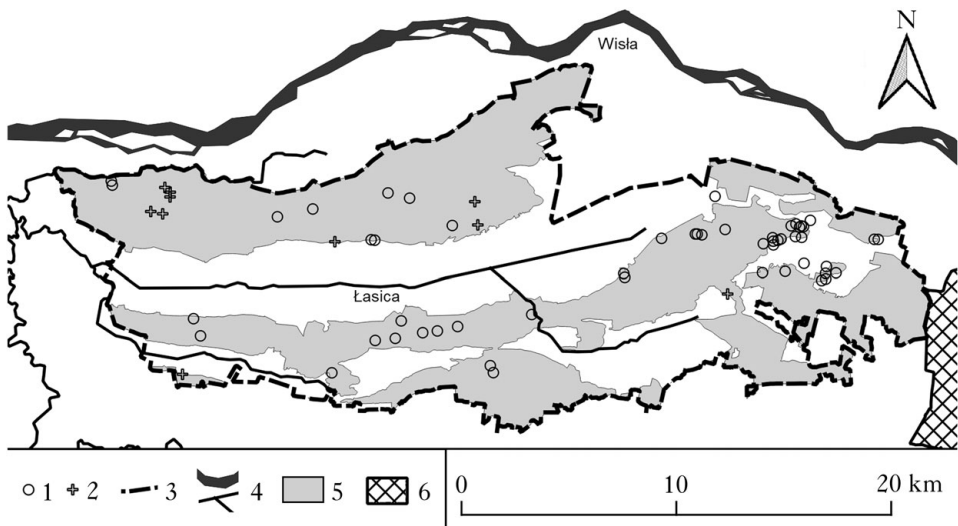
Celem badań jest określenie oraz analiza zmian flory runa borów sosnowych w obrębie pasów wydmowych Kampinoskiego Parku Narodowego na początku XXI wieku.

## Materiał i metody

Materiałem poddanym analizie były dwa zestawy danych. Pierwszy z nich obejmował: (a) 10 zdjęć fitosocjologicznych wykonanych z wykorzystaniem zmodyfikowanej skali Londo [1976] w 2001 roku na 10 stałych, utrwalonych w terenie powierzchniach badawczych, wchodzących w skład sieci punktów długookresowego monitoringu dynamiki zbiorowisk leśnych, (b) 53 zdjęcia wykonane w 2002 roku metodą Braun-Blanqueta [1928] na 53 pólstałych powierzchniach badawczych,

zlokalizowanych za pomocą odbiornika GPS [Solon 2007b]. Wszystkie powierzchnie do rejestracji składu gatunkowego miały powierzchnię 400 m<sup>2</sup> i były zlokalizowane w płatach boru świeżego *Peucedano-Pinetum* oraz mieszanego *Quercu-Pinetum* na terenie pasów wydmowych Kampinoskiego Parku Narodowego (ryc. 1). Badania florystyczne na półstałych powierzchniach badawczych powtórzono w sezonie wegetacyjnym 2015 roku, natomiast na stałych powierzchniach badawczych w sezonie wegetacyjnym 2018 roku. Wyniki tych badań stanowiły drugi zestaw danych poddanych analizie.

Dane fitosocjologiczne zebrane w latach 2001-2002 poddano transformacji arytmetycznej [Tüxen, Ellenberg 1937] – podstawową metodą środków przedziałów. Jest to najbardziej odpowiednia metoda, umożliwiająca przeprowadzenie dalszych analiz [Podani 2006; van der Maarel 2007]. Następnie scalono warstwy drzew i połączono obydwie zestawy. Celem obniżenia wpływu gatunków dominujących na uzyskane wyniki wykonano pierwiastkową transformację danych [Jongman i in. 1995]. Klasyfikację zestawów na jednolite grupy powierzchni (ryc. 2) wykonano metodą Warda [1963]. Interpretację fitosocjologiczną wykonano w oparciu o klucz Matuszkiewicza [2008]. Zarejestrowane gatunki runa (porosty, mszaki, rośliny naczyniowe), z wyjątkiem drzew i krzewów, pogrupowano według powiązań z wyższymi jednostkami syntaksonomicznymi. Powiązania te określono na podstawie wykazu gatunków charakterystycznych i wyróżniających z opracowania Matuszkiewicza [2008], uzupełniając danymi z opracowania Zarzyckiego i in. [2002], a dla mchów Kąckiego i in. [2013]. Przyjęto podział gatunków na 7 rozłącznych zestawów: a) gatunki ogólnoborowe (charakterystyczne i wyróżniające dla klasy *Vaccinio-Piceetea* i rzędu *Cladonio-Vaccinietalia*), b) gatunki borów sosnowych na niżu (charakterystyczne dla związku *Dicrano-Pinion* i jednostek niższych z wyjątkiem borów mieszanych), c) gatunki ciepłolubne i światłoządne (charakterystyczne i wyróżniające dla *Serratulo-Pinetum*, *Quercetalia pubescentis* oraz charakterystyczne dla klas *Festuco-Brometea*, *Molinio-Arrhenatheretea*, *Rhamno-Prunetea*, *Trifolio-*

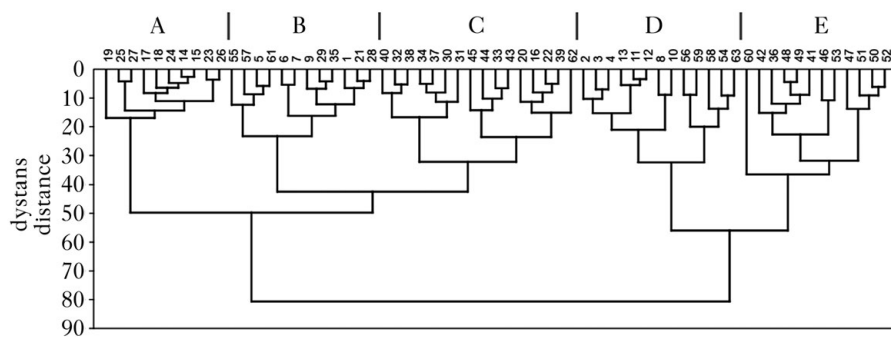


Ryc. 1.

Rozmieszczenie powierzchni badawczych na terenie Kampinoskiego Parku Narodowego

Distribution of plots within Kampinos National Park

1 – powierzchnie półstałe, 2 – powierzchnie stałe, 3 – granica głównego kompleksu Kampinoskiego Parku Narodowego, 4 – rzeki i ważniejsze kanały, 5 – pasy wydmowe i obszary wysoczyznowe, 6 – obszar miasta Warszawy  
 1 – semipermanent plots, 2 – permanent plots, 3 – border of the main complex of Kampinos National Park, 4 – rivers and main ditches, 5 – dune belts and upland areas, 6 – area of Warsaw



Ryc. 2.

Klasyfikacja stałych i półstałych powierzchni badawczych metodą Warda, grupy A-E opisane w tekście  
 Classification of permanent and semi-permanent plots with Ward's method, groups A-E described in the text

-*Geranietea* i jednostek niższych), d) gatunki muraw piaskowych i wrzosowisk (charakterystyczne dla klas *Koelerio-Cornephoretea* i *Nardo-Callunetea* oraz jednostek niższych), e) gatunki borów mieszanych i lasów liściastych (charakterystyczne dla klas *Quercetea robori-petraeae* i *Quercio-Fagetetea* oraz jednostek niższych, a także gatunki ogólnoleśne – charakterystyczne dla co najmniej dwóch klas zbiorowisk lasów liściastych), f) gatunki zbiorowisk zaburzonych, ruderalnych i segetalnych (charakterystyczne dla klas *Artemisieteae*, *Epilobietea angustifolii* i *Stellarietea* oraz jednostek niższych) oraz g) grupę gatunków pozostałych (tab. 1). Dla każdego zdjęcia i spisu florystycznego określono liczbę gatunków dla każdej z wyróżnionych grup, a także ogólne bogactwo gatunkowe runa mierzone sumaryczną liczbą odnotowanych gatunków. Zmiany w bogactwie gatunkowym zestawiono (tab. 2), a następnie przeliczono na stosunek różnicy pomiędzy liczbami gatunków odnotowanych w dwóch terminach badań do liczby lat, które upłynęły pomiędzy nimi. Dla każdej z analizowanych powierzchni uzyskano w ten sposób porównywalne wartości zmian rocznych w bogactwie gatunkowym wyróżnionych grup gatunków oraz ogólnego bogactwa gatunkowego. Istotność wzrostu lub spadku bogactwa gatunkowego poszczególnych grup gatunków w obrębie wyróżnionych grup powierzchni sprawdzono z wykorzystaniem testu Wilcoxon dla jednej grupy, porównując dane z wartością „0” odpowiadającą braku zmian w bogactwie gatunkowym (tab. 3). Następnie dla każdej powierzchni obliczono liczby gatunków nowych, utraconych oraz ich sumy. Stanowiska poddano kolejnej klasyfikacji Warda, za zmienne przyjmując liczby gatunków nowych i utraconych (ryc. 3). Następnie grupy stanowisk reprezentujących wyróżnione zbiorowiska zestawiono względem tendencji w wymianie gatunków (tab. 4). Analizy statystyczne wykonano w oprogramowaniu PAST 3 [Hammer i in. 2001].

## Wyniki

Na podstawie klasyfikacji metodą Warda przyjęto podział pierwszego zestawu zdjęć fitosocjologicznych (z lat 2001-2002) na 5 lokalnych postaci zbiorowisk roślinnych (ryc. 2.), z czego 3 reprezentowały zespół *Peucedano-Pinetum*, a 2 – *Quercio roboris-Pinetum*:

Grupa A: *Peucedano-Pinetum typicum* subwariant z *Cladonia*, dalej oznaczone w skrócie jako *Peucedano-Pinetum (Cladonia)* – z dominacją *Pinus sylvestris* w drzewostanie, wysokim pokryciem runa przez *Calluna vulgaris* oraz porostów z rodzaju *Cladonia*.

Grupa B: *Peucedano-Pinetum typicum* subwariant *typicum*, dalej oznaczone w skrócie jako *Peucedano-Pinetum (Pleurozium)* – z dominacją *Pinus sylvestris* w drzewostanie, wysokim pokryciem runa przez mchy, zwłaszcza *Pleurozium schreberi*.

Tabela 1.

Częstości wybranych gatunków (o frekwencji całkowitej >15%)  
Frequencies of selected species (with total frequency > 15%)

	A-H	A-W	ΔA	B-H	B-W	ΔB	C-H	C-W	ΔC	D-H	D-W	ΔD	E-H	E-W	ΔE	A-E	ΔA-E	A-E	ΔA-E	A-E	H+W
<i>Deschampsia flexuosa</i>	a	10,0	20,0	10,0	33,3	33,3	0,0	37,5	31,3	-6,3	23,1	30,8	7,7	25,0	0,0	-25,0	27,0	23,8	-3,2	25,4	
<i>Dicranum scoparium</i>	a	100,0	90,0	-10,0	91,7	75,0	-16,7	81,3	50,0	-31,3	23,1	38,5	15,4	25,0	8,3	-16,7	63,5	50,8	-12,7	57,1	
<i>Hylacomitrium splendens</i>	a	0,0	10,0	10,0	0,0	66,7	66,7	25,0	56,3	31,3	46,2	69,2	23,1	0,0	0,0	0,0	15,9	42,9	27,0	29,4	
<i>Melampyrum pratense</i>	a	90,0	80,0	-10,0	91,7	83,3	-8,3	87,5	68,8	-18,8	92,3	76,9	-15,4	50,0	25,0	-25,0	82,5	66,7	-15,9	74,6	
<i>Pleurozium schreberi</i>	a	100,0	100,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	76,9	-23,1	50,0	33,3	-16,7	90,5	82,5	-7,9	86,5	
<i>Polytrichastrum formosum</i>	a	0,0	0,0	0,0	33,3	8,3	-25,0	12,5	0,0	-12,5	38,5	23,1	-15,4	16,7	25,0	8,3	20,6	11,1	-9,5	15,9	
<i>Trisetalia europaea</i>	a	20,0	20,0	0,0	8,3	8,3	0,0	31,3	37,5	6,3	69,2	53,8	-15,4	33,3	50,0	16,7	33,3	34,9	1,6	34,1	
<i>Vaccinium myrtillus</i>	a	60,0	90,0	30,0	91,7	91,7	0,0	81,3	93,8	12,5	100,0	100,0	0,0	83,3	58,3	-25,0	84,1	87,3	3,2	85,7	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	a	60,0	50,0	-10,0	75,0	58,3	-16,7	50,0	43,8	-6,3	92,3	92,3	0,0	50,0	8,3	-41,7	65,1	50,8	-14,3	57,9	
<i>Cladonia rangiferina</i>	a	90,0	90,0	0,0	50,0	16,7	-33,3	25,0	12,5	-12,5	15,4	0,0	-15,4	0,0	0,0	0,0	33,3	20,6	-12,7	27,0	
<i>Dicranum polysetum</i>	a	90,0	100,0	10,0	91,7	100,0	8,3	56,3	75,0	18,8	84,6	69,2	-15,4	16,7	0,0	-16,7	66,7	68,3	1,6	67,5	
<i>Cladonia arbuscula</i>	b	50,0	80,0	30,0	25,0	8,3	-16,7	12,5	6,3	-6,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,9	15,9	0,0	15,9	
<i>Cladonia furcata</i>	b	70,0	90,0	20,0	50,0	8,3	-41,7	31,3	12,5	-18,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	28,6	19,0	-9,5	23,8	
<i>Peucedanum oreoselinum</i>	b	0,0	0,0	0,0	25,0	16,7	-8,3	37,5	37,5	0,0	23,1	7,7	-15,4	33,3	41,7	8,3	25,4	22,2	-3,2	23,8	
<i>Leucobryum glaucum</i>	b	10,0	10,0	0,0	33,3	0,0	-33,3	25,0	6,3	-18,8	23,1	15,4	-7,7	25,0	8,3	-16,7	23,8	7,9	-15,9	15,9	
<i>Polygonatum odoratum</i>	c	40,0	10,0	-30,0	25,0	58,3	33,3	75,0	50,0	-25,0	15,4	0,0	-15,4	66,7	66,7	0,0	46,0	38,1	-7,9	42,1	
<i>Festuca ovina</i>	d	100,0	80,0	-20,0	91,7	75,0	-16,7	100,0	81,3	-18,8	84,6	61,5	-23,1	41,7	33,3	-8,3	84,1	66,7	-17,5	75,4	
<i>Rumex acetosella</i>	d	70,0	30,0	-40,0	16,7	0,0	-16,7	56,3	18,8	-37,5	7,7	7,7	0,0	25,0	0,0	-25,0	34,9	11,1	-23,8	23,0	
<i>Calluna vulgaris</i>	d	100,0	100,0	0,0	83,3	83,3	0,0	87,5	56,3	-31,3	61,5	46,2	-15,4	0,0	0,0	0,0	66,7	55,6	-11,1	61,1	
<i>Pohlia nutans</i>	d	50,0	40,0	-10,0	41,7	33,3	-8,3	50,0	18,8	-31,3	23,1	23,1	0,0	33,3	0,0	-33,3	39,7	22,2	-17,5	31,0	
<i>Solidago virgaurea</i>	d	10,0	0,0	-10,0	16,7	0,0	-16,7	56,3	18,8	-37,5	0,0	7,7	7,7	41,7	33,3	-8,3	27,0	12,7	-14,3	19,8	
<i>Carex acutiformis</i>	e	60,0	40,0	-20,0	33,3	41,7	8,3	56,3	56,3	0,0	69,2	46,2	-23,1	66,7	75,0	8,3	57,1	52,4	-4,8	54,8	
<i>Callamagrostis arundinacea</i>	e	0,0	10,0	10,0	25,0	8,3	-16,7	31,3	12,5	-18,8	53,8	30,8	-23,1	33,3	41,7	8,3	30,2	20,6	-9,5	25,4	
<i>Hypnum capressiforme</i>	e	0,0	0,0	0,0	16,7	8,3	-8,3	12,5	18,8	6,3	23,1	0,0	-23,1	58,3	8,3	-50,0	22,2	7,9	-14,3	15,1	
<i>Maianthemum bifolium</i>	e	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,3	18,8	12,5	15,4	23,1	7,7	75,0	83,3	8,3	19,0	25,4	6,3	22,2	
<i>Luzula pilosa</i>	e	0,0	0,0	0,0	16,7	0,0	-16,7	25,0	31,3	6,3	61,5	46,2	-15,4	41,7	41,7	0,0	30,2	25,4	-4,8	27,8	
<i>Dryopteris carthusiana</i>	e	0,0	10,0	10,0	0,0	16,7	16,7	6,3	18,8	12,5	46,2	76,9	30,8	41,7	50,0	8,3	19,0	34,9	15,9	27,0	
<i>Scirrhopyrum oedipodium</i>	g	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	8,3	31,3	12,5	-18,8	7,7	30,8	23,1	41,7	8,3	-33,3	17,5	12,7	-4,8	15,1	

a-g – wyróżnione grupy gatunków, A-E – wyróżnione zbiorowiska, H – stan historyczny, W – stan współczesny, Δ – zmiana

a-g – distinguished species groups, A-E – distinguished communities, H – historical state, W – present state, Δ – change

Tabela 2.

Średnia liczba gatunków runa w zdjęciu fitosocjologicznym

Average number of undergrowth species per relevé

	A-H	A-W	ΔA	B-H	B-W	ΔB	C-H	C-W	ΔC	D-H	D-W	ΔD	E-H	E-W	ΔE	A-E-H	A-E-W	ΔA-E	A-E-H+W		
<i>Vaccinio-Piceetea</i> , <i>Cladonio-Vaccinietalia</i>	a	6,2	6,5	0,3	6,7	6,6	-0,1	5,9	5,7	-0,3	7,2	6,5	-0,6	3,5	2,1	-1,4	5,9	5,5	-0,4	5,7	
<i>Dicrano-Pinion</i> (ex. <i>Serratulo-Pinetum</i> )	b	1,4	2,6	1,2	1,5	0,3	-1,2	1,2	0,9	-0,3	0,8	0,3	-0,5	0,7	0,5	-0,2	1,1	0,9	-0,2	1,0	
<i>Serratulo-Pinetum</i> , <i>Quercetalia pubescentis</i> , <i>Festuco-Brometea</i> , <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> , <i>Rhamno-Prunetea</i> , <i>Trifolio-Geranietea</i>	c	0,5	0,2	-0,3	0,5	0,6	0,1	1,8	1,1	-0,8	0,6	0,6	0,0	4,1	3,3	-0,8	1,5	1,2	-0,4	1,3	
<i>Koelerio-Corynephoretea</i> , <i>Nardo-Callunetea</i>	d	6,3	4,5	-1,8	4,2	2,8	-1,4	7,1	3,0	-4,1	2,5	1,5	-0,9	2,7	2,1	-0,6	4,6	2,7	-1,9	3,7	
<i>Quercetea robort-petraeae</i> , <i>Quercu-Fagetea</i>	e	0,6	0,6	0,0	0,9	0,8	-0,2	2,0	1,8	-0,2	3,1	2,9	-0,2	6,8	6,7	-0,1	2,7	2,6	-0,1	2,6	
<i>Artemisiotea</i> , <i>Epilobietea angustifolii</i> , <i>Stellarietea</i>	f	0,2	0,1	-0,1	0,1	0,1	0,0	0,4	0,3	-0,1	0,2	0,1	-0,2	0,7	0,9	0,3	0,3	0,3	0,0	0,3	
Pozostale	g	0,5	0,6	0,1	0,7	0,5	-0,2	1,1	0,9	-0,1	0,9	0,7	-0,2	1,8	1,6	-0,3	1,0	0,9	-0,1	0,9	
Other																					
Ogółem w runie	a-g	15,7	15,1	-0,6	14,5	11,6	-2,9	19,5	13,7	-5,8	15,2	12,7	-2,5	20,2	17,1	-3,1	17,2	14,0	-3,2	15,6	
Total in the undergrowth																					

oznaczenia jak w tabeli 1; denotes as in table 1

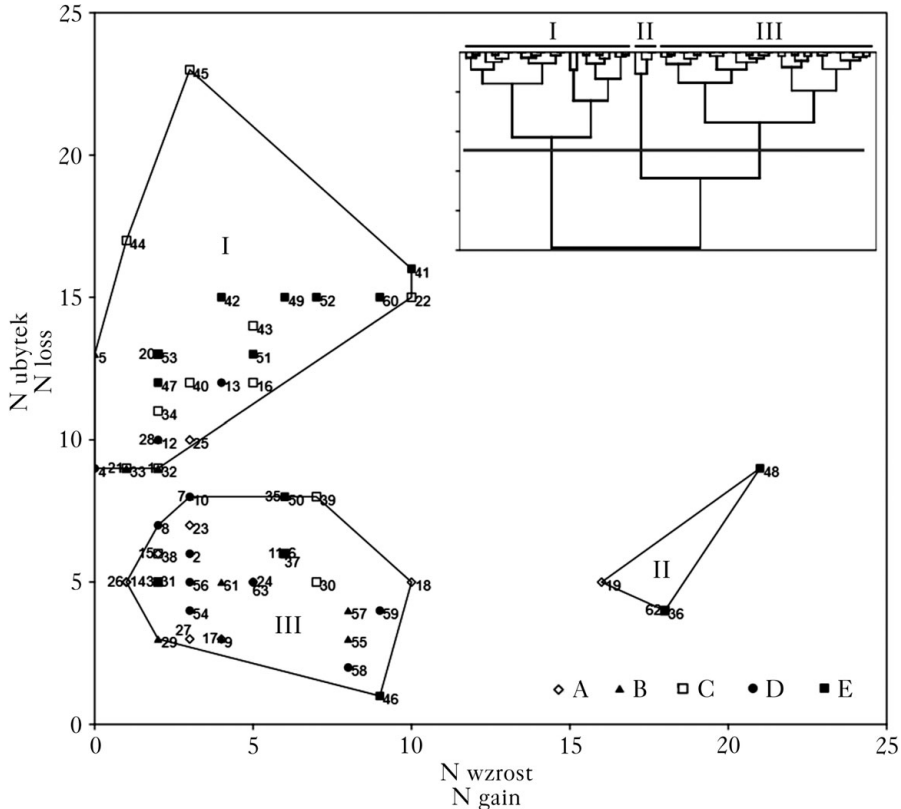
Tabela 3.

Mediana rocznych zmian bogactwa gatunkowego [N/rok] w obrębie wyróżnionych grup powierzchni badawczych (A-E)

Median of species richness change [N/year] within distinguished groups of research plots (A-E)

	A	B	C	D	E	A-E	
<i>Vaccinio-Piceetea, Cladonio-Vaccinieta</i>	a	0,000	-0,039	-0,039	0,000	-0,077*	-0,059*
<i>Dicrano-Pinetum (ex. Serratulo-Pinetum)</i>	b	0,077	-0,077*	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Serratulo-Pinetum, Quercetalia pubescentis, Festuco-Brometea, Molinio-Arrhenatheretea, Rhamno-Prunetea, Trifolio-Geranietea</i>	c	0,000	0,000	0,000	0,000	-0,077	0,000
<i>Koelerio-Corynephoretea, Nardo-Callunetea</i>	d	-0,154	-0,116	-0,270*	-0,077	-0,039	-0,154*
<i>Quercetea robori-petraeae, Quercu-Fagetea</i>	e	0,000	0,000	0,000	0,000	-0,077	0,000
<i>Artemisieteae, Epilobietea angustifolii, Stellarietea</i>	f	0,000	0,000	0,000	0,000	0,039	0,000
Pozostałe	g	0,000	0,000	-0,039	0,000	-0,039	0,000
Other	g	0,000	0,000	-0,039	0,000	-0,039	0,000
Ogółem w runie	a-g	-0,154	-0,154	-0,538*	-0,231	-0,538	-0,308*
Total in the undergrowth	a-g	-0,154	-0,154	-0,538*	-0,231	-0,538	-0,308*

\* istotne statystycznie przy  $p < 0,05$ ; significant at  $p < 0,05$



Ryc. 3.

Ogólna wymiana gatunków na powierzchniach badawczych

General exchange of species within research plots

A-E – zbiorowiska roślinne, I-III – tendencje zmian flory runa wyróżnione metodą Warda

A-E – distinguished communities, I-III – tendencies of undergrowth species richness changes distinguished by Ward's method

Tabela 4.

Liczba powierzchni o określonym typie zmiany liczby gatunków (I – przewaga spadków, II – przewaga wzrostów, III – wymiana) dla wyróżnionych lokalnych typów zbiorowisk

Number of plots with described trend in species exchange (I – predominance of declines, II – predominance of increase, III – exchange) within distinguished local types of communities

	I	II	III	I-III
<i>Peucedano-Pinetum (Cladonia)</i>	1	1	8	10
<i>Peucedano-Pinetum (Pleurozium)</i>	4	0	8	12
<i>Quercu-Pinetum (Calluna-Festuca)</i>	10	1	5	16
<i>Peucedano-Pinetum (Vaccinium)</i>	3	0	10	13
<i>Quercu-Pinetum typicum</i>	8	2	2	12
Razem	26	4	33	63
In total				

Grupa C: *Quercu-Pinetum* postać z *Calluna vulgaris* i *Festuca ovina*, dalej oznaczone w skrócie jako *Quercu-Pinetum (Calluna-Festuca)* – z dominacją *Pinus sylvestris* i wydatną domieszką *Quercus robur* w drzewostanie, wysokim pokryciem runa przez *Festuca ovina*, domieszką *Calluna vulgaris* oraz gatunków ciepłolubnych, nawiązujące do schyłkowej fazy *Serratulo-Pinetum*.

Grupa D: *Peucedano-Pinetum typicum* subwariant typowy postać z dębem, dalej oznaczone w skrócie jako *Peucedano-Pinetum (Vaccinium)* – z dominacją *Pinus sylvestris* i wydatną domieszką *Quercus robur* w drzewostanie, wysokim pokryciem runa przez *Vaccinium myrtillus* i dominacją *Pleurozium schreberi* w warstwie mszyszej.

Grupa E: *Quercu-Pinetum typicum*, dalej oznaczone w skrócie jako *Quercu-Pinetum typicum* – z dominacją *Pinus sylvestris* i *Quercus robur* w drzewostanie, stałym udziałem *Frangula alnus* i miejscami *Corylus avellana* w warstwie krzewów oraz obecnością wielu gatunków borowych i grądowych w warstwie runa.

Zakres odnotowanego tempa zmian w bogactwie gatunkowym wszystkich badanych płatów borowych wynosił łącznie od (-1,54) -0,62 do 0,00 (1,08) z medianą na poziomie -0,31 gatunku rocznie. Dla wszystkich wyróżnionych zbiorowisk (A-E) odnotowano spadek bogactwa gatunkowego w obrębie runa, na co wskazuje ułożenie się median tempa zmian bogactwa poniżej wartości zerowej (tab. 3). W przypadku zbiorowiska C spadek ten był istotny statystycznie ( $p < 0,05$ ), ponadto spadki były bliskie istotności w przypadku grup B ( $p = 0,071$ ) i D ( $p = 0,076$ ).

Wyróżniono trzy tendencje zmian gatunków runa w obrębie badanych powierzchni: I – z przewagą ubytków, II – z przewagą wzrostu oraz III – z niewielką wymianą gatunków (ryc. 3, tab. 4). Tendencja I charakteryzuje się ujemnym tempem zmian bogactwa gatunkowego, tendencja II tempem dodatnim, natomiast tendencja III pewną stabilnością (ryc. 3). W obrębie wszystkich powierzchni badawczych odnotowano wymianę gatunków.

## Dyskusja

Spośród zbiorowisk borowych na niżu największe ubytki we florze w XX wieku odnotowywano w obrębie borów mieszanych *Quercu-Pinetum* i *Serratulo-Pinetum*. Tempo spadku bogactwa gatunkowego borów mieszanych Puszczy Białowieskiej w połowie XX wieku wynosiło aż około 0,6 gatunku rocznie, zmniejszając się pod koniec XX wieku do wartości 0,3-0,4 gatunku rocznie [Matuszkiewicz 2011]. Przeciętny spadek bogactwa gatunkowego runa borów mieszanych Puszczy Kampinoskiej w latach 1959-2002 wynosił 0,54 gatunku rocznie [Solon 2007b]. Sytuacja w Puszczy Kampinoskiej w początku XXI wieku nie zmieniła się. Odnotowany spadek bogactwa



gatunkowego runa zbiorowisk boru mieszanego wyniósł  $-0,538$  gatunku rocznie, przy czym w przypadku zbiorowiska C – *Quercus-Pinetum (Calluna-Festuca)* wartość ta była istotnie mniejsza od zera (tab. 3), co wskazuje na dominację procesu kierunkowego spadku bogactwa w tej grupie powierzchni (ryc. 3). W przypadku grupy C istotnie ubywało gatunków murawowych i wrzosowiskowych (tab. 1-3), przede wszystkim *Rumex acetosella* ( $-37,5\%$ ) i *Solidago virgaurea* ( $-37,5\%$ ), natomiast w przypadku grupy E – (*Quercus-Pinetum typicum*) gatunków ogólnoborowych (tab. 1-3), przede wszystkim *Vaccinium vitis-idaea* ( $-41,7\%$ ). Pomimo dominujących spadków pojedyncze gatunki zwiększyły swoje frekwencje, np. w obrębie grupy E odnotowano wzrost częstości niektórych gatunków związanych z lasami liściastymi – *Stellaria holostea* o  $25\%$ , a *Moehringia trinervia* i *Oxalis acetosella* o  $16,7\%$ .

W runie borów świeżych *Peucedano-Pinetum* Puszczy Kampinoskiej w drugiej połowie XX wieku odnotowano średni spadek wynoszący  $-0,31$  gatunku na rok [Solon 2007b]. W zbiorowisku *Peucedano-Pinetum typicum* i *pulsatilletosum* Puszczy Augustowskiej odnotowano nieco mniejszy średni spadek liczby gatunków, wynoszący odpowiednio  $-0,2$  i  $-0,17$  gatunku rocznie [Solon 2007a]. Obecnie w Puszczy Kampinoskiej odnotowano spadek na poziomie  $-0,154$  i  $-0,231$  gatunku na rok (grupy B – *Peucedano-Pinetum (Pleurozium)* i D – *Peucedano-Pinetum (Vaccinium)*; tab. 3), przy czym wartości te nie różnią się istotnie statystycznie od 0. Są one niemal o połowę mniejsze w porównaniu do spadków na tym obiekcie w drugiej połowie XX wieku [Solon 2007b] oraz podobne do spadku odnotowanego na terenie Puszczy Augustowskiej [Solon 2007a]. W obrębie tego zespołu (grupy B i D) najczęściej notowanym procesem była wymiana gatunków (ryc. 2). W obrębie grupy B odnotowano wysoki wzrost częstości *Hylocomium splendens* ( $66,7\%$ ) oraz spadek częstości *Cladonia furcata* ( $-41,7\%$ ). Z kolei dla grupy D odnotowano wysoki wzrost częstości *Dryopteris carthusiana* ( $30,8\%$ ) oraz wysoki spadek częstości kilku gatunków, jak *Convallaria majalis* czy *Pleurozium schreberi* ( $-23,1\%$ ). Spadek częstości *Convallaria majalis*, gatunku wskaźnikowego starych lasów, który powinien teoretycznie rozprzestrzeniać się w niezaburzonych ekosystemach borowych [Matuszkiewicz 2011], można po części tłumaczyć rosnącą dominacją *Vaccinium myrtillus*, która obecna jest we wszystkich płatach tej grupy zbiorowisk i może być dla niej skutecznym konkurentem.

W płatach zbiorowiska *Peucedano-Pinetum* subwariant z *Cladonia* w Puszczy Kampinoskiej w drugiej połowie XX wieku odnotowano średni spadek wynoszący  $-0,1$  gatunku na rok [Solon 2007b]. W zbiorowisku tym na początku XXI wieku odnotowano spadek o podobnej wartości, wynoszący  $-0,154$  (grupa A – *Peucedano-Pinetum (Cladonia)*; tab. 3), przy czym wartość ta nie była istotna statystycznie. W obrębie tego zbiorowiska dominuje proces wymiany gatunków (tab. 1, 4). Największy wzrost częstości odnotowano tu dla *Vaccinium myrtillus* ( $30\%$ ) i *Cladonia arbuscula* ( $30\%$ ), natomiast największy spadek dotyczył *Rumex acetosella* ( $-40\%$ ). Bory chrobotkowe, choć niegdyś bogate gatunkowo i rozpowszechnione w Kampinoskim Parku Narodowym [Kobendza 1930], znajdują się obecnie na skraju całkowitego zaniku, tworząc przede wszystkim zbiorowisko boru świeżego w podwariancie chrobotkowym [Solon 2007b]. Zanik boru chrobotkowego dotyczy całego obszaru Europy Środkowej [Stefańska-Krzaczek i in. 2018]. Wielu gatunków porostów ustępujących z tego zbiorowiska nie odnotowano już na powierzchniach podczas rozpoczynania monitoringu zbiorowisk leśnych w Kampinoskim Parku Narodowym. Zbiorowiska borów świeżych z udziałem chrobotków mogą natomiast utrzymywać się przez okres kilkudziesięciu lat [Zaniewski i in. 2016], co najprawdopodobniej ma miejsce również w Puszczy Kampinoskiej.

Na początku XXI wieku w analizowanych płatach zbiorowisk borowych pasów wydmych Puszczy Kampinoskiej dominującymi procesami były zanik oraz wymiana gatunków (tab. 4). Największy spadek frekwencji w obrębie wszystkich prób (tab. 1) odnotowano dla *Festuca ovina*

(-17,5%), *Rumex acetosella* (-23,8%), *Agrostis capillaris* (-19,0%), *Carex ericetorum* (-22,2%) i *Pohlia nutans* (-17,5%). Są to gatunki muraw i wrzosowisk (zbiorowiska z klas *Koelerio-Corynephoretea* i *Nardo-Callunetea*). Ich zanik związany jest z rosnącą ciągłością trwania zbiorowisk leśnych, niepodlegających zaburzeniom mogącym powodować powstawanie i rozprzestrzenianie się zastępczych zbiorowisk nieleśnych. Spośród typowo borowych gatunków podobną dynamiką wyróżniła się *Vaccinium vitis-idaea*, dla której odnotowano spadek częstości aż o 14,3%. Częstość tego gatunku w borach innych części Polski w XX wieku zwykle pozostawała bez zmian bądź też zwiększała się [Solon 2007a; Matuszkiewicz 2007b, 2011]. Możliwe jest, że gatunek ten w Puszczy Kampinoskiej zaczyna ustępować w procesie regeneracji badanych płatów zbiorowisk. W bieżących badaniach odnotowano zanik ostatnich stanowisk *Chimaphila umbellata* i *Orthilia secunda*. Jest to najprawdopodobniej kontynuacja procesu zaniku tych gatunków w Puszczy Kampinoskiej. Najszybszy zanik *Orthilia secunda*, a także innych gatunków gruszynek w zespole *Quercus-Pinetum* nastąpił tu w drugiej połowie XX wieku [Solon 2007b]. *Chimaphila umbellata* ustąpił ze zbiorowisk *Cladonio-Pinetum* i zblizonych w drugiej połowie XX wieku. Spadek częstości *Chimaphila umbellata* i *Orthilia secunda* w Puszczy Kampinoskiej odnotowywano również w zbiorowisku *Peucedano-Pinetum* [Solon 2007b]. Odnotowany zanik tych gatunków jest częścią szerszego procesu ustępowania gatunków z tej grupy, który zachodzi również w borach innych kompleksów leśnych, m.in. w borach mieszanych Białowieskiego Parku Narodowego [Matuszkiewicz 2007a], borach świeżych Puszczy Augustowskiej [Solon 2007a] i chrobotkowych rezerwatu Czarnia w Puszczy Kurpiowskiej [Matuszkiewicz 2007b]. Gatunki te związane są przede wszystkim ze wczesnymi stadiami sukcesji zbiorowisk borowych na gruntach porolnych [Matuszkiewicz i in. 2013], a także ze zbiorowiskami leśnymi podlegającymi presji ze strony człowieka, np. poprzez wypas. Znaczne ograniczenie wpływu człowieka na te zbiorowiska leśne powoduje stopniowe ustępowanie gatunków z tej grupy z ich płatów.

Największy wzrost częstości odnotowano dla *Dryopteris carthusiana* (15,9%) i *Hylocomium splendens* (27,0%). Niewielki wzrost częstości stwierdzono również dla *Maianthemum bifolium* i *Vaccinium myrtillus*. Z powyższych gatunków zwłaszcza *Vaccinium myrtillus* znana jest z kolonizacji borów podlegających procesowi regeneracji [Matuszkiewicz i in. 2011]. W zbiorowiskach borowych pasów wydmowych Puszczy Kampinoskiej w XX wieku nastąpił znaczny wzrost frekwencji tego gatunku [Solon 2007b]. Wzrost częstości i obfitości *Vaccinium myrtillus* zaznaczył się też na powierzchniach leśnych inwentaryzowanych w ramach monitoringu zbiorowisk leśnych Polski na powierzchniach II rzędu w latach 2008-2013 [Solon 2014]. Najprawdopodobniej gatunki te będą dalej rozprzestrzeniały się w zbiorowiskach borowych Puszczy Kampinoskiej, choć z powodu zanotowanej obecnie wysokiej frekwencji wzrost ten nie będzie znaczący. Odmienne przedstawia się odnotowany wzrost częstości *Hylocomium splendens*. W drugiej połowie XX wieku stwierdzono znaczny spadek frekwencji tego gatunku na badanym obiekcie [Solon 2007b]. Z tego powodu zarejestrowane zmiany mogą być interpretowane jako fluktuacyjne.

W zbiorowiskach borów pasów wydmowych Kampinoskiego Parku Narodowego wyodrębniono 3 grupy powierzchni charakteryzujących się odmiennym przebiegiem procesu wymiany gatunków (ryc. 3). Grupa I objęła powierzchnie, w obrębie których przeważały ubytki we florze runa. W jej obrębie znalazło się 18 z 28 powierzchni reprezentujących bory mieszane (grupy C i E, tab. 4). W grupie II, gdzie zasadniczym procesem była wymiana gatunków, dominowały powierzchnie reprezentujące bory świeże (grupy B i D). Wydaje się, że proces ten nie ma wyraźnego charakteru kierunkowego, przez co może być uznany za tożsamy z fluktuacją. W grupie III, charakteryzującej się wyraźną przewagą przybywania nad ubywaniem gatunków, znalazły się 3 powierzchnie boru mieszanego i jedna boru świeżego, czyli 6,5 raza mniej niż w przypadku

tendencji I – odwrotnej. Pomimo odnotowania kilku tendencji wzrostowych w bogactwie gatunków związanych z określonymi grupami syntaksonów żadna z nich nie była istotna statystycznie (tab. 3). Z tego powodu stwierdzone zmiany można określić jako nakładające się na siebie procesy fluktuacji w składzie gatunkowym oraz ogólnego spadku bogactwa gatunkowego. Odnotowane w zbiorowiskach borowych pasów wydmych Puszczy Kampinoskiej procesy są zbieżne z wynikami monitoringu zbiorowisk leśnych Polski na powierzchniach II rzędu, prowadzonego w latach 1998-2013 [Solon 2014]. Podobnie jak w Puszczy, w obrębie powierzchni monitorin- gowych odnotowywano przede wszystkim proces fluktuacji oraz towarzyszący mu, choć nieco mniej wyraźny, ogólny spadek bogactwa gatunkowego.

## Wnioski

- ✦ W obrębie zbiorowisk borowych pasów wydmych Kampinoskiego Parku Narodowego odnotowano ogólny spadek bogactwa gatunkowego runa, którego mediana wyniosła –0,308 gatunku/rok. Największym spadkiem bogactwa gatunkowego runa charakteryzowały się bory mieszane.
- ✦ Ze spadkiem ogólnego bogactwa gatunkowego związane było przede wszystkim ubywanie gatunków murawowych, wrzosowiskowych oraz ogólnoborowych.
- ✦ Najprawdopodobniej dominującym procesem w zmianach składu gatunkowego borów terenu badań była fluktuacja wraz z nakładającym się procesem ustępowania gatunków.

## Literatura

- Braun-Blanquet J. 1928. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Biologische Studienbücher 7.
- Brzeziecki B., Ciurzycki W., Keczyński A. 2018. Zmiany flory roślin naczyniowych runa leśnego w latach 1959-2016 na stałej powierzchni badawczej w oddziale 319 Białowieskiego Parku Narodowego. Sylwan 162 (12): 980-988. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylvan.2018139>.
- Ciurzycki W., Brzeziecki B., Zaniewski P. T., Keczyński A. 2018. Zmiany leśnych zbiorowisk roślinnych w latach 1959-2016 na stałej powierzchni badawczej w oddziale 319 Białowieskiego Parku Narodowego. Sylwan 162 (11): 907-914. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylvan.2018138>.
- Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Paleontologia Electronica 4 (1): 9.
- Jongman R. H. G., ter Braak C. J. F., van Tongeren O. F. R. 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kącki Z., Czarniecka M., Swacha G. 2013. Statistical Determination of Diagnostic, Constant and Dominant Species of the Higher Vegetation Units of Poland. Monographiae Botanicae 103 (0): 1-267. DOI: <https://doi.org/10.5586/mb.2013.001>.
- Kobendza R. 1930. Stosunki fitosocjologiczne Puszczy Kampinoskiej. Planta Polonica 2: 1-200.
- Londo G. 1976. The decimal scale for relevés of permanent quadrats. Vegetatio 33 (1): 61-64. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00055300>.
- van der Maarel E. 2007. Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment – Alternatives to the proposals by Podani. Journal of Vegetation Science 18: 767-770. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02592.x>.
- Matuszkiewicz J. M. 2007a. Zmiany w grądach, borach mieszanych i łęgach jesionowo-olszowych Puszczy Białowieskiej. W: Matuszkiewicz J. M. [red.]. Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski. Monografie IGiPZ PAN 8: 197-290.
- Matuszkiewicz J. M. 2007b. Zmiany w zbiorowiskach borów sosnowych w rezerwacie „Czarnia” w Puszczy Kurpiowskiej. W: Matuszkiewicz J. M. [red.]. Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski. Monografie IGiPZ PAN 8: 165-176.
- Matuszkiewicz J. M. 2011. Changes in the forest associations of Poland's Białowieża Primeval Forest in the second half of the 20<sup>th</sup> century. Czasopismo Geograficzne 82: 69-105.
- Matuszkiewicz J. M., Kowalska A., Solon J., Degórski M., Kozłowska A., Roo-Zielińska E., Zawiska I., Wolski J. 2013. Long term evolution models of post-agricultural forests. Prace Geograficzne 240: 1-313.
- Matuszkiewicz W. 2008. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

- Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz M. 1973. Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski. Cz. 2. Bory sosnowe. *Phytocoenosis* 2 (4): 273-356.
- Paluch R. 2001. Zmiany zbiorowisk roślinnych i typów siedlisk w drzewostanach naturalnych Białowieskiego Parku Narodowego. *Sylwan* 145 (10): 73-81.
- Paluch R. 2003. Wpływ zmian składu gatunkowego i fazy rozwojowej drzewostanu na roślinność runa w Białowieskim Parku Narodowym. *Prace IBL A 950* (13): 39-52.
- Podani J. 2006. Braun-Blanquet's legacy and data analysis in vegetation science. *Journal of Vegetation Science* 17: 113-117. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02429.x>.
- Solon J. 2007a. Przekształcenia borów sosnowych świeżych w Puszczy Augustowskiej. W: Matuszkiewicz J. M. [red.]. *Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski*. Monografie IGiPZ 8: 176-196.
- Solon J. 2007b. Przemiany zbiorowisk leśnych Kampinoskiego Parku Narodowego w ciągu 80 lat. W: Matuszkiewicz J. M. [red.]. *Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski*. Monografie IGiPZ 8: 290-343.
- Solon J. 2014. Florystyczne i ekologiczne zmiany charakteru runa na stałych powierzchniach obserwacyjnych II rzędu w latach 2008-2013. W: Wawrzoniak J. [red.]. *Stan uszkodzenia lasów w Polsce w 2013 roku na podstawie badań monitoringowych*. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary. 87-152.
- Stefańska-Krzaczek E., Fałtynowicz W., Szypuła N., Kącki Z. 2018. Diversity Loss of Lichen Pine Forests in Poland. *European Journal of Forest Research* 137 (4): 419-31. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1113-4>.
- Szczygielski M. 2007. Zmiany charakterystyki fitosocjologicznej borów świeżych *Peucedano-Pinetum* w puszczech: Piskiej i Augustowskiej na przestrzeni 50 lat. *Studia i Materiały CEPL* 9: 153-167.
- Tüxen R., Ellenberg H. 1937. Der systematische und ökologische Gruppenvert. Ein Beitrag zur Begriffsbildung und Methodik der Pflanzensoziologie. *Mitt. Florist.-Soziol. Arbeitsgem.* 3: 171-184.
- Ward J. H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association* 58: 236-244. DOI: <https://doi.org/10.1080/01621459.1963.10500845>.
- Zaniewski P. T., Potoczny B., Matuszkiewicz J. M. 2016. Modelowanie trwałości boru chrobotkowego *Cladonio-Pinetum* Juraszek 1927 na terenie Parku Narodowego „Bory Tucholskie” z wykorzystaniem metody powtórzonej chronosekwencji. *Sylwan* 160 (5): 397-406. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2015148>.
- Zarzycki K., Trzcinińska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wotek J., Korzeniak U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. *Biodiversity of Poland*. W: Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.