

MICHAŁ MAŁMYSZKO, JAROSŁAW SKŁODOWSKI

## Struktura zgrupowań biegaczowatych na leśnych wyspach o różnej wielkości w krajobrazie mozaikowym

Structure of carabid communities in forest islands of different size situated in the mosaic landscape

### ABSTRACT

Małmyszko M., Skłodowski J. 2011. Struktura zgrupowań biegaczowatych na leśnych wyspach o różnej wielkości w krajobrazie mozaikowym. Sylwan 155 (10): 660-673.

The study included 15 isolated islands, grouped in five size classes. Trapped individuals were identified to species and measured and weighted. The number of carabid species was higher in the ecotone zones as compared with the island interior. Reduction in total number of carabid species was observed with increasing size of an island. The share of forest related carabid species was positively correlated with the size of an island; similar was the pattern concerning the large zoophages, the European and brachypterous species. The larger an island, the higher value of the mean individual biomass index (SBO) and the index of Progressive Features Sum (SCP). With the growing size of the islands, the carabid communities are placed still further to the uppermost right hand corner in the SCP/SBO diagram (fig. 2). Response of carabid communities to different size forest islands has shown that the smallest islands which favor the establishment of stable forest communities are 0.63 ha. Hence, it is to consider in the practice of forest management to create islands not smaller than that area (this may be established at the level of about 1 ha, for the practical purposes).

### KEY WORDS

forest island, island biogeography, *Carabidae*, species number, mean individual biomass

### ADDRESSES

Michał Małmyszko <sup>(1)</sup> – e-mail: misza742@wp.pl

Jarosław Skłodowski <sup>(2)</sup> – e-mail: sklodowski@wl.sggw.pl

<sup>(1)</sup> Leśniczówka Czechy Orlańskie 80; 17-204 Dubicze Cerkiewne

<sup>(2)</sup> Katedra Ochrony Lasu i Ekologii; SGGW; ul. Nowoursynowska 159; 02-776 Warszawa

### Wstęp

Jeden z ważniejszych paradygmatów biogeograficznej teorii wysp dotyczy wzrostu liczby gatunków zamieszkujących wyspę wraz z jej wielkością [MacArthur, Wilson 1967]. Prawdopodobnie tę odnośność do zespołów gatunków żyjących na wyspach oceanicznych, jak i na środowiskowych wyspach lądowych. Środowiskowe wyspy drzewostanów w krajobrazie mozaikowym powstają na drodze fragmentacji drzewostanów albo w wyniku zalesiania gruntów ornych. Ponieważ zbyt małe leśne wyspy są bardziej ekotonami niż drzewostanami, można zapytać, jaka jest minimalna wielkość takiej wyspy, aby miała charakter leśny? Na pytanie to można odpowiedzieć śledząc skład i strukturę zgrupowań biegaczowatych (*Coleoptera*, *Carabidae*) zamieszkujących wyspy o różnej wielkości.

Wiele prac wskazuje zgodnie z biogeograficzną teorią wysp na wzrost liczby gatunków biegaczowatych wraz z wielkością wyspy [Brown 1971; Feath, Kane 1978; Mader 1980; Nilsson

i in. 1988]. Jednak są też i prace sugerujące zmniejszenie liczby gatunków wraz ze zwiększeniem powierzchni wysp [Hopkins, Webb 1984; Mader 1984; Bauer 1989; de Vires 1994; Skłodowski, Porowski 2000; Magura i in. 2001; Desender 2005]. Te przeciwstawne obserwacje mogą wynikać z uwzględnienia w badaniach wysp bardzo małych (1 ha), średnich (10 ha) oraz dużych przekraczających 100 czy 1000 ha. Poważniejsze zmiany liczby gatunków oraz struktury zgrupowań inicjuje powierzchnia, przy której wyspa przestaje pełnić rolę ekotonu, a zaczyna funkcjonować jako drzewostan, co można odczytać śledząc zgrupowania biegaczowatych.

Celem pracy było określenie minimalnej powierzchni wyspy, która jest drzewostanem, a nie ekotonem. Dlatego, aby uchwycić tą wielkość, skoncentrowaliśmy się na wyspach mniejszych niż 5 ha. W pracy poszukiwaliśmy odpowiedzi na następujące pytania badawcze:

- czy ze wzrostem wielkości wyspy leśnej w krajobrazie mozaikowym liczba gatunków biegaczowatych zamieszkujących ją wzrasta?
- od jakiej wielkości wyspy osobniki reprezentujące późnosukcesyjne gatunki biegaczowatych uzyskują przewagę nad osobnikami gatunków wczesnosukcesyjnych?
- jaka jest najmniejsza wielkość wyspy leśnej, która zapewnia biegaczowatym leśne, a nie ekotonowe warunki życia?

## **Materiał i metody**

Do badań wybrano 15 wysp leśnych położonych w gminach Czyże, Bielsk Podlaski i Hajnówka. Stanowiły je drzewostany sosnowe w wieku 40-50 lat rosnące na siedlisku BMśw i LMśw. Wybierano wyspy oddalone od innych o minimum 500 m, co miało dostatecznie utrudniać migrację gatunków leśnych. Wyspy pogrupowano w 5 równolicznych klasach wielkości o średniej powierzchni wynoszącej 0,14 ha, 0,27 ha, 0,63 ha, 1,11 ha i 3,68 ha.

Badania prowadzono w latach 2007 i 2008. Pułapki zakładano 1 maja, zaś zbioru dokonywano 14 czerwca, 31 lipca i 15 września. W strefach ekotonowych i środkowych badanych wysp zakładano po 3 pułapki STN [Szyszko 1985]. Ponadto badano skład gatunkowy roślin, który posłużył do obliczenia wskaźnikowych liczb ekologicznych [Zarzycki i in. 2002]. Oznaczając biegaczowate do gatunku mierzono długość każdego osobnika, aby przeliczyć ją na biomasę [Szujcecki i in. 1983], co umożliwiło obliczanie średniej biomasy osobniczej SBO, dodatnio skorelowanej z wiekiem drzewostanu [Szyszko 1983, 1990, 1997; Skłodowski 1995, 2002, 2006]. Ponadto obliczano wskaźnik SCP (suma cech progresywnych), także dodatnio skorelowany z wiekiem drzewostanu [Skłodowski 1995, 1997, 2006b, c, 2009]. Oba wskaźniki stanowią współrzędne diagramu modelu SCP/SBO. Odległość między zgrupowaniami ekotonowym i strefy środkowej w modelu SCP/SBO obliczono za pomocą formuły wykorzystującej twierdzenie cosinusów i definiowano jako dystans separacji zgrupowań [Skłodowski 1995, 1997, 2009].

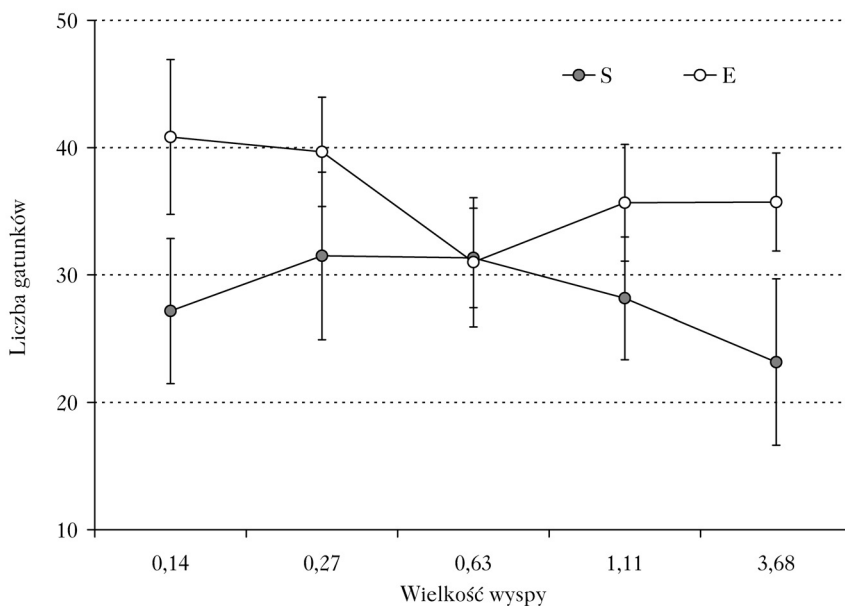
W badaniach interpretowano liczbę gatunków i standaryzowaną liczbę gatunków najmniejszą liczbą złowionych osobników metodą Simberloffa [Krebs 1999]. Ponadto analizowano udział w zgrupowaniach osobników należących do różnych grup gatunków wyróżnionych na podstawie typu rozwojowego, wielkości ciała, preferencji pokarmowych i środowiskowych, zasięgu geograficznego oraz typu uskrzydlenia. Analizę statystyczną wykonano przy pomocy pakietu Statistica (StatSoft Inc.). Typ rozkładów empirycznych zweryfikowano testem Shapiro-Wilka. Dane mające rozkład zgodny z rozkładem normalnym analizowano wieloczynnikową analizą wariancji, natomiast odbiegające – nieparametrycznym testem U Manna-Whitney'a. Do ustalenia związku między zgrupowaniami badanymi na poszczególnych wyspach użyto analizy PCA, zaś do skorelowania poszczególnych czynników środowiska ze składem gatunkowym

poszczególnych zgrupowań biegaczowatych użyto analizy RDA [ter Braak, Šmilauer 1997]. Wybór analiz dokonany został po wcześniejszym obliczeniu długości gradientu metodą DCA.

## Wyniki

W 2007 roku złowiło się 18 761 osobników należących do 109 gatunków biegaczowatych, zaś w 2008 roku – 15 992 osobniki ze 106 gatunków. W strefie ekotonowej wystąpiło więcej gatunków biegaczowatych niż w środkowej ( $36,6 \pm 5,8$  vs.  $28,3 \pm 6,5$ ;  $F=33,909$ ;  $p<0,001$ ; NIR,  $p<0,001$ ; ryc. 1). Liczba gatunków biegaczowatych w strefie środkowej wysp wzrosła z  $27,2 \pm 5,7$  na wyspach 0,14 ha, osiągając maksymalną wielkość  $31,5 \pm 6,4$  na wyspach 0,63 ha, po czym na wyspach 1,11 ha i 3,68 ha ulegała redukcji do  $23,2 \pm 6,5$  ( $F=2,997$ ;  $p=0,030$ ; NIR;  $p=0,012$ ). W strefie ekotonowej liczba gatunków wraz z wzrostem powierzchni wysp zmniejszała się z  $40,8 \pm 5,7$  i  $39,7 \pm 4,3$  (wyspy 0,14 ha i 0,27 ha) do  $31,0 \pm 5,4$  (wyspy 0,63 ha;  $F=2,997$ ;  $p=0,030$ ; NIR;  $p=0,004$  i  $p=0,009$ ). Podobne tendencje wykazała standaryzowana liczba gatunków, która wyższa była w zgrupowaniach ekotonowych niż środków wysp ( $30,8 \pm 5,5$  vs.  $20,0 \pm 4,5$ ;  $Z=5,803$ ;  $p<0,001$ ). Maksymalną wartość w strefie środków wysp osiągnęła jednak nie na powierzchni 0,63 ha, ale na 1,11 ha. Wskaźniki korelacji liczby gatunków terenów otwartych liczonej w stosunku do wielkości wyspy wskazały na zmniejszanie się tej wielkości wraz ze wzrostem powierzchni wysp ( $r=-0,45$ ;  $p=0,012$ ), natomiast liczby gatunków leśnych – na wzrost ( $r=0,40$ ;  $p=0,030$ ).

W zgrupowaniach ekotonowych małych wysp dominowały gatunki nieleśne (*P. melanarius*, *C. fuscipies*, *C. Melanocephalus*) oraz rodzaje *Amara* sp. i *Harpalus* sp., zaś wysp 0,63 ha – leśny



Ryc. 1.

Niestandaryzowana liczba gatunków biegaczowatych zarejestrowana w obu latach badań na terenie wysp drzewostanów o różnej wielkości

Non-standardized number of carabid species recorded during the two years of study at the islands of different size

S – część środkowa; E – część ekotonowa

S – central part; E – ecotone part

kserofil *C. arvensis*. Na przejściowy charakter środowiska ekotonów największych wysp wskazuje dominacja nieleśnych *Harpalus* sp., *C. fuscipies*, *Amara* sp. i *P. melanarius*. W zgrupowaniach środkowych stref wysp 0,14 ha i 0,27 ha dominowała fauna nieleśna, obejmująca *Harpalus* sp. i *P. melanarius*. Subdominantem w tych wyspach był jednak leśny *P. oblongopunctatus*. W zgrupowaniu środków wysp 0,63 ha dominowały *C. arvensis* i *P. oblongopunctatus*. Nieleśny *P. melanarius* zajął 3 pozycję. Zgrupowania większych wysp, np. 3,68 ha, pomimo obecności przedstawicieli rodzaju *Harpalus* sp., zdominowane były przez leśne gatunki biegaczowatych (tab.).

Różnice między udziałem dużych zoofagów w zgrupowaniach środków i ekotonów wysp nie zostały potwierdzone. Zaobserwowano natomiast wzrost udziału przedstawicieli tej grupy wraz ze wzrostem wielkości wysp: 0,14 ha – 25,4% ±16,8% i 0,27 ha – 30,7% ±13,0 w porównaniu z 0,63 ha – 42,1% ±12,5 (odpowiednio  $t=2,764$ ;  $p=0,011$  oraz  $t=2,182$ ;  $p=0,040$ ). Udział hemizoofagów w zgrupowaniach ekotonowych pozostawał bez zmian, natomiast w zgrupowaniach części środkowych wysp malał wraz z wzrostem powierzchni wysp 0,14 ha – 33,9 ±16,5; 0,27 ha – 25,0 ±29,1 vs. 0,63 ha – 19,9 ±13,6 ( $Z=2,1073$ ;  $p=0,035$ ). Fauna leśna większy udział osiągnęła w zgrupowaniach ekotonowych (64,5% ±24,7% vs. 35,1% ±20,8%;  $H=17,014$ ;  $p<0,001$ ). W zgrupowaniach badanych w obu strefach wysp zwiększała swój udział wraz ze wzrostem powierzchni wysp, co najlepiej widoczne jest w przypadku środków wysp: 0,14 ha – 38,8% ±30,4% i 0,27 ha – 36,0% ±16,9% vs. 0,63 ha – 60,3 ±19,4% ( $Z=2,742$ ;  $p=0,006$ ) i 3,68 ha – 62,0% ±28,9% (odpowiednio  $Z=1,992$ ;  $p=0,046$  oraz  $Z=2,1073$ ;  $p=0,035$ ). Natomiast udział fauny eurytopowej charakteryzował nieznaczny trend redukcji w miarę zwiększania powierzchni wysp: 0,27 ha – 12,5% ±9,7% vs. 3,68 ha – 6,5% ±7,0% ( $Z=2,002$ ;  $p=0,045$ ). Udział przedstawicieli gatunków terenów

#### Tabela.

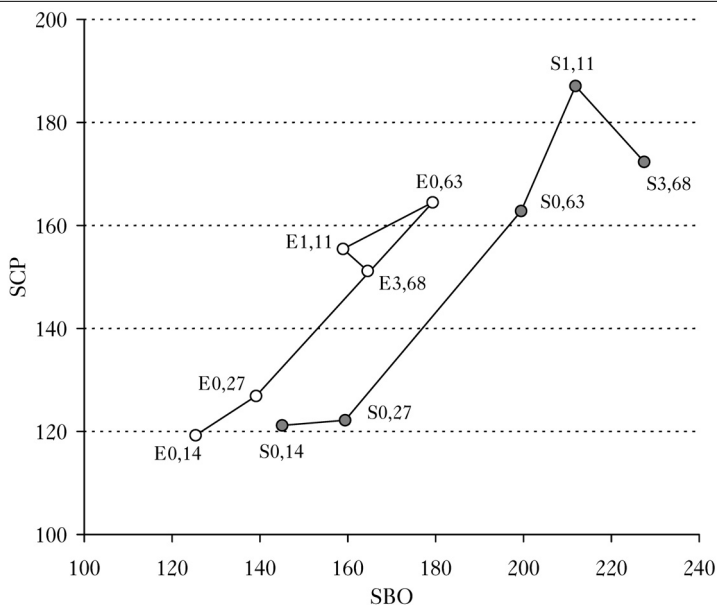
Gatunki, które uzyskały wskaźnik dominacji powyżej 5%

Species with the dominance index above 5%

Powierzchnia wyspy	Ekoton	Środek		
0,14	<i>Harpalus</i> sp.	27,6%	<i>P. melanarius</i>	31,6%
	<i>P. melanarius</i>	20,0%	<i>Harpalus</i> sp.	25,5%
	<i>C. fuscipies</i>	9,7%	<i>P. oblongopunctatus</i>	13,5
	<i>P. oblongopunctatus</i>	8,8%		
0,27	<i>P. melanarius</i>	25,3%	<i>Harpalus</i> sp.	25,2%
	<i>Harpalus</i> sp.	19,6%	<i>P. melanarius</i>	24,9%
	<i>C. fuscipies</i>	14,4%	<i>P. oblongopunctatus</i>	18,0%
	<i>P. oblongopunctatus</i>	7,6%	<i>C. micropterus</i>	6,2%
0,63	<i>C. arvensis</i>	20,4%	<i>C. arvensis</i>	21,6%
	<i>Harpalus</i> sp.	14,3%	<i>P. oblongopunctatus</i>	21,2%
	<i>C. fuscipies</i>	13,3%	<i>P. melanarius</i>	9,5%
	<i>P. oblongopunctatus</i>	10,3%	<i>Harpalus</i> sp.	7,6%
	<i>P. melanarius</i>	7,3%	<i>Amara</i> sp.	7,3%
1,11	<i>Harpalus</i> sp.	26,0%	<i>C. arvensis</i>	25,4%
	<i>C. arvensis</i>	14,2%	<i>P. niger</i>	21,3%
	<i>P. niger</i>	9,5%	<i>P. oblongopunctatus</i>	13,5%
	<i>Amara</i> sp.	5,6%	<i>Harpalus</i> sp.	8,7%
	<i>P. versicolor</i>	5,5%	<i>C. hortensis</i>	6,8%
3,68	<i>Harpalus</i> sp.	29,3%	<i>P. niger</i>	26,0%
	<i>C. fuscipies</i>	11,9%	<i>P. oblongopunctatus</i>	23,1%
	<i>Amara</i> sp.	11,0%	<i>Harpalus</i> sp.	16,4%
	<i>P. melanarius</i>	6,6%	<i>C. micropterus</i>	5,3%

otwartych zdecydowanie wyższy był w zgrupowaniach ekotonowych niż środków wysp ( $53,8\% \pm 21,6\%$  vs.  $30,0\% \pm 22,5\%$ ;  $Z=3,851$ ;  $p<0,001$ ) i wykazał tendencję redukcji wraz z wielkością wyspy. Silniejszą tendencję zanotowano w strefie środkowej wysp:  $0,14$  ha –  $45,5\% \pm 30,8\%$  i  $0,27$  ha –  $39,3\% \pm 16,7\%$  vs.  $3,68$  ha –  $9,7\% \pm 10,9\%$  (odpowiednio  $Z=2,162$ ;  $p=0,031$  oraz  $Z=2,482$ ;  $p=0,013$ ). Udział osobników należących do gatunków o występowaniu ograniczonym do półkuli północnej w zgrupowaniach stref ekotonowych i środkowych był zróżnicowany ( $50,7\% \pm 16,6\%$  vs.  $39,7\% \pm 17,7\%$ ;  $F=5,736$ ;  $p=0,021$ ; NIR;  $p=0,021$ ) i wzrastał w zgrupowaniach środków wysp wraz z powierzchnią wysp:  $0,14$  ha –  $32,6\% \pm 17,6\%$  vs.  $0,63$  ha –  $52,1\% \pm 10,1\%$  (NIR;  $p=0,011$ ),  $1,11$  ha –  $57,2\% \pm 26,1\%$  (NIR;  $p=0,038$ ) i  $3,68$  ha –  $56,6\% \pm 15,1\%$  (NIR;  $p=0,037$ ). Udział gatunków makropterycznych wyższy był w strefie ekotonowej niż w środkach wysp ( $36,4\% \pm 19,7\%$  vs.  $26,7\% \pm 19,2\%$ ;  $H=3,866$ ;  $p=0,049$ ;  $Z=1,966$ ;  $p=0,049$ ). W zgrupowaniach żyjących w środkach wysp przejawiał tendencję redukcji wraz ze wzrostem wielkości wysp. Udział osobników należących do gatunków bezskrzydłych w zgrupowaniach obu stref pozostawał podobny. Parametr ten wzrastał wraz z wielkością powierzchni wyspy:  $0,14$  ha –  $19,2\% \pm 10,7\%$  i  $0,27$  ha –  $22,8\% \pm 7,8\%$  vs.  $0,63$  ha –  $43,7\% \pm 12,4\%$  i  $3,68$  ha –  $44,4\% \pm 10,1\%$  ( $F=5,452$ ;  $p=0,001$ ; NIR;  $p=0,002$  do  $p=0,015$ ). Udział przedstawicieli gatunków dimorficznych wyższy był w zgrupowaniach strefy środkowej wysp ( $38,9\% \pm 15,0\%$  vs.  $29,3\% \pm 13,4\%$ ;  $F=12,105$ ;  $p=0,001$ ; NIR;  $p=0,001$ ). Generalnie udział dimorfów zmniejszał się wraz z wielkością wyspy:  $0,14$  ha –  $41,3\% \pm 15,8\%$ ,  $0,27$  ha –  $47,0\% \pm 6,7\%$  vs.  $0,63$  ha –  $35,4\% \pm 10,1\%$  ( $F=11,885$ ,  $p<0,001$ ; NIR;  $p=0,013$ ) oraz  $1,11$  ha –  $20,7\% \pm 9,9\%$  i  $3,68$  ha –  $26,1\% \pm 13,8\%$  ( $F=11,885$ ,  $p<0,001$ ; NIR,  $p<0,001$  do  $p=0,039$ ).

Wyższy poziom rozwoju uzyskały zgrupowania biegaczowatych żyjących w strefach środkowych wysp (ryc. 2), co potwierdza wyższa średnia wartość SCP ( $188,6 \pm 50,0$  vs.  $153,5 \pm 42,1$ ;



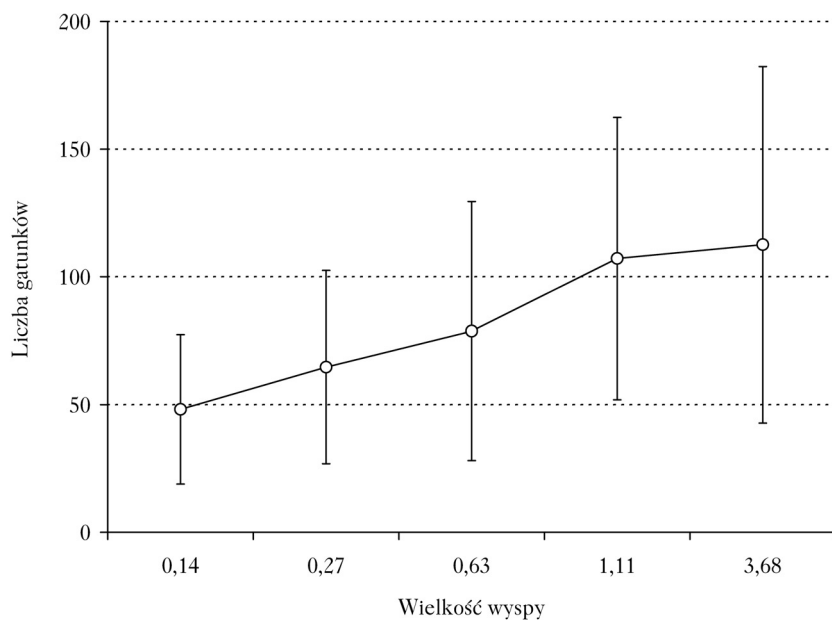
Ryc. 2.

Model SCP/SBO zgrupowań biegaczowatych zamieszkujących strefy ekotonowe (E) i środkowe (S) wysp o różnej wielkości

SCP/SBO model of carabid communities living in the ecotone (E) and central (S) zones of forest islands of different size

F=9,365; p=0,004; NIR; p=0,004). Zgrupowania z większych wysp osiągały wyższy stan rozwoju sukcesyjnego. Był on tym wyższy, im większą wyspę zamieszkiwały biegaczowate: 0,14 ha – 135,2 ±36,2 i 0,27 ha – 149,3 ±14,9 vs. 0,63 ha – 189,4 ±20,5 (F=4,422; p=0,005; NIR; p=0,005) i 1,11 ha – 185,4 ±77,5 oraz 3,68 ha – 196,0 ±42,5 (NIR; p=0,008 do p=0,014). Podobną sytuację zanotowano w przypadku SBO: 0,14 ha – 120,2 ±34,4 vs. 0,63 ha – 163,6 ±30,5 (F=2,683; p=0,045; NIR; p=0,042), 1,11 ha – 171,3 ±75,7 (NIR; p=0,018) oraz 3,68 ha – 161,7 ±48,8 (NIR; p=0,051). Wzrost różnic między położeniem zgrupowań stref środkowych i ekotonowych w modelu SCP/SBO opisuje wzrastający dystans separacji między parami środek – ekoton (ryc. 3) skorelowany z wielkością powierzchni (r=0,46; p<0,05).

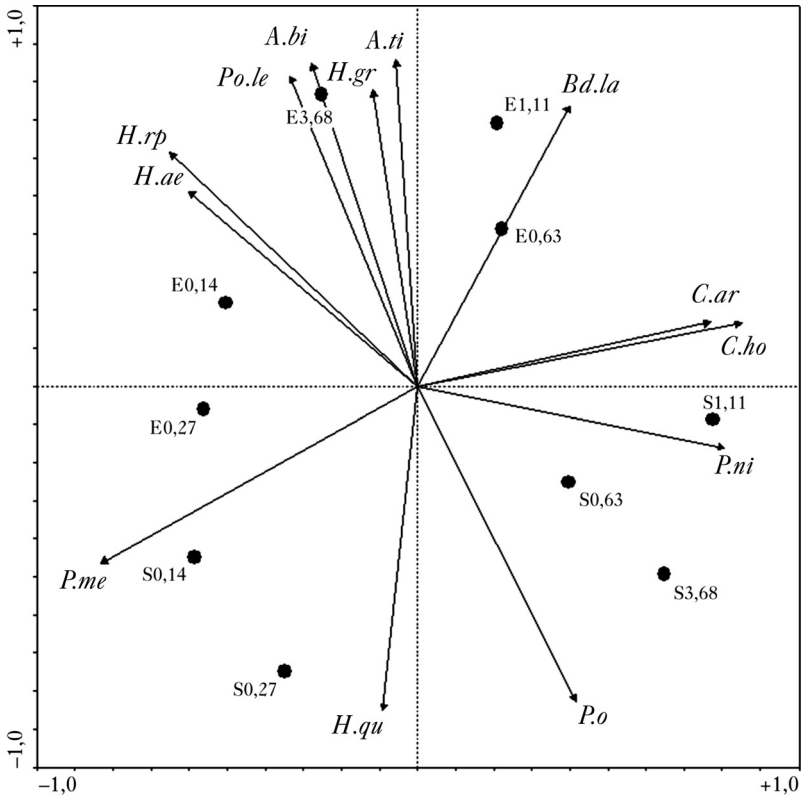
Analiza PCA wykazała, że pierwsza oś wyjaśnia 50,1%, zaś druga – 21,5% zmienności danych gatunków biegaczowatych (ryc. 4). Zgrupowania zamieszkujące strefy środkowe większych wysp położone są blisko siebie w prawej dolnej ćwiartce diagramu, z przypisanymi dużymi leśnymi zoofagami (*P. niger*, *C. hortensis*, *C. arvensis*) i małym *P. oblongopunctatus*. Zgrupowania środkowych stref wysp mniejszych zlokalizowane są wraz z nieleśnym *P. melanarius* także w dolnej ćwiartce, lecz po przeciwnej stronie. Z osią poziomą koreluje wielkość wyspy. Zgrupowania biegaczowatych zamieszkujące ekotonowe części wysp ułożone są w górnych ćwiartkach diagramu wraz z gatunkami nieleśnymi (np. *P. lepidius*, *A. bifrons*, *A. tibialis*, *P. rufipes* czy *H. affinis*). Wydaje się, że z osią pionową związany jest gradient środowiska przejściowego między ekotonem a środkiem wyspy. Analiza RDA skorelowała z osią pionową diagramu następujące wskaźniki ekologiczne: świetlność (r=0,97), wilgotności siedliska (r=0,79) i termiczny (r=0,61). Z osią poziomą korelowały wskaźniki kontynentalizmu (r=0,63) i kwasowości siedliska (r=0,51). Ze zgrupowaniami biegaczowatych wysp dużych korelował odwrotnie proporcjonalnie gradient



Ryc. 3.

Dystans separacji między współrzędnymi SCP/SBO zgrupowań biegaczowatych zamieszkujących ekotonowe i środkowe strefy wysp o różnej wielkości

Separation distance between SCP/SBO coordinates determining the developmental status of carabid communities living in ecotone and central zones of forest islands of different size



Ryc. 4.

Analiza PCA przeprowadzona dla danych z dwóch lat obserwacji  
 PCA analysis for the data collected during the two years of observation  
 S – środek wysp; E – część ekotonowa; liczba wskazuje wielkość wyspy [ha]  
 S – central part; E – ecotone zone; figure denotes the size of island [ha]

*P.ni* – *Pterostichis niger*; *P.o* – *P. oblongopunctatus*; *P.me* – *P. melanarius*; *C.ar* – *Carabus arcensis*; *C.ho* – *C. hortensis*; *H.qu* – *Harpalus quadripunctatus*; *H.ae* – *H. affinis*; *H.rp* – *H. rufipes*; *H.gr* – *H. griseus*; *P.r* – *Pseudoophonus rufipes*; *Po.le* – *Poecilus lepidius*; *A.bi* – *Amara bifrons*; *A.ti* – *A. tibialis*; *Bd.la* – *Badister lacretosus*

świetlny i wilgotności. Ze zgrupowaniami wysp średnich korelował gradient kwasowości siedliska oraz kontynentalizmu. Natomiast ze zgrupowaniami biegaczowatych na wyspach mniejszych korelował gradient świetlny.

## Dyskusja

Istnieje szereg prac potwierdzających fundamentalny paradygmat MacArthura i Wilsona [1967] dotyczący większej liczby gatunków na większych wyspach w porównaniu do wysp małych [Brown 1971; Strong 1974; Feath, Kane 1978; Colinvaux, Steinitz-Kannan 1980; Cox, Moore 1980; Mader 1980; Nilsson i in. 1988]. Liczba gatunków żyjących na wyspie wynika z bilansu tempa ekstynkcji zależnego od wielkości wyspy oraz tempa kolonizacji wyspy związanego z odległością od obiektu źródłowego [MacArthur, Wilson 1967]. Im większa jest wyspa, tym większa jest różnorodność siedlisk [Forman, Gordon 1986; Murcia 1995] i różnorodność nisz. Leśne wyspy w krajobrazie mozaikowym kolonizowane są nie tylko przez „wyspiarskie” leśne gatunki, ale i przez „matrixowe” gatunki terenów otwartych. Matrix, otoczenie wysp leśnych,

nie stanowi tak silnej izolacji dla migrantów, jaką jest woda w przypadku wysp oceanicznych. Liczba gatunków żyjących na wyspie leśnej wynika z dynamiki poszczególnych metapopulacji [Levins 1969; Hanski 1999] oraz ze stadium rozwoju sukcesyjnego ekosystemu [Whittaker, Fernández-Palacios 2007]. Ekosystemy w początkowych stadiach sukcesji utrzymują więcej gatunków niż stadia późne. Fakt dotarcia do wyspy nowego gatunku nie jest jednoznaczny ze wzrostem liczby gatunków, gdyż prawdopodobieństwo ekstynkcji gatunku kolonizującego jest większe niż rezydującego [Pimm i in. 1988; Whittaker, Fernández-Palacios 2007]. Według Pimma i in. [1988] przeżycie gatunku kolonizującego zależy od osiągnięcia minimalnej żywotnej liczebności populacji. Liczebniejsze populacje pająków przeżywają w układach wyspowych, podczas gdy mniej liczne nie, nawet po ponownej rekolonizacji wyspy [Schoener, Spiller 1987]. Im wyższe ogniwo w łańcuchu troficznym zajmuje gatunek, tym większa powinna być wyspa, aby utrzymała minimalną żywotną liczebność populacji. Dla wielu dużych gatunków wielkość ta osiąga nawet 200 000 ha [Whittaker, Fernández-Palacios 2007]. W przypadku biegaczowatych powierzchnia ta jest znacznie mniejsza, zwłaszcza w sytuacji stałego uzupełniania lokalnej populacji zamieszkującej wyspę imigrantami.

Wiele prac potwierdziło zarówno wzrost liczby gatunków biegaczowatych [Brown 1971; Feath, Kane 1978; Mader 1980; Nilsson i in. 1988], jak i zmniejszenie liczby gatunków wraz ze zwiększeniem wielkości wyspy [Hopkins, Webb 1984; Mader 1984; Bauer 1989; de Vires 1994; Skłodowski, Porowski 2000; Magura i in. 2001; Niemelä 2001; Desender 2005]. Nilsson i in. [1988] obserwowali wzrost liczby gatunków wraz z wzrostem powierzchni wyspy od 0,6 do 75 ha, co wynikało głównie z uwzględnienia wysp o powierzchni 10 ha i większej. De Vires i in. [1996] uwzględniając wyspy o wielkości od 0,4 do 1600 ha stwierdzili więcej gatunków biegaczowatych na większych wyspach wrzosowisk izolowanych uprawami. Zauważyli brak reakcji gatunków eurytypowych na wielkość wysp oraz słabszą reakcję gatunków wrzosowiskowych o dużej sile dyspersji przy silniejszej gatunków o małej sile dyspersji. Zalewski i Urlich [2006], badający na jeziorach wyspy o wielkości od 0,01 do 20,09 ha, spostrzegli wzrost liczby gatunków biegaczowatych zarówno makropterycznych, jak i brachypterycznych. Z kolei Halme i Niemelä [1993] badając zgrupowania biegaczowatych w niewielkich fragmentach fińskiej tajgi, zaobserwowali więcej gatunków na małych wyspach (0,5-3,0 ha) niż na wyspach większych (4,2-21,5 ha). Magura i in. [2001] wykazali ujemną korelację ogólnej liczby gatunków biegaczowatych i wielkości wyspy (41,19-3995,46 ha) oraz ujemną korelację liczby gatunków leśnych i wielkości wysp. Desender [2005] sygnalizuje redukcję liczby gatunków biegaczowatych wraz ze wzrostem wielkości wysp od 10 do 10000 ha, czemu towarzyszyła redukcja liczby gatunków terenów otwartych i wzrost liczby gatunków leśnych wraz z zwiększeniem powierzchni wysp. Skłodowski i Porowski [2000], badając śródpolne wyspy sosnowe (0,03-7,37 ha), zaobserwowali wzrost liczby gatunków w zgrupowaniach wysp do wielkości 0,78 ha oraz redukcję na większych wyspach. Sugerowali też stopniową wymianę fauny nieleśnej na leśną. Zanotowali w ekotonach więcej gatunków niż w środkach wysp. Również bieżące badania wykazały większą niestandardyzowaną i standaryzowaną liczbę gatunków w ekotonie niż w części środkowej wysp. Liczba gatunków biegaczowatych w ekotonach zmniejszała się wraz z wzrostem wielkości wyspy, zaś w zgrupowaniach żyjących w środkach wysp wrastała do wielkości wyspy równej 0,63 ha (standaryzowana liczba gatunków do 1,11 ha), a następnie na większych wyspach uległa redukcji. Podobny proces ma wyspie 0,78 ha obserwowali Skłodowski i Porowski [2000]. Najmniejsza badana wyspa (0,14 ha) miała promień około 18 m, co oznacza, że w środku wyspy panowały warunki bardziej ekotonowe niż leśne. Również na terenie wyspy o powierzchni 0,27 ha panowały warunki bardziej ekotonowe niż leśne (promień 30 m). Dopiero wyspa 0,63 ha, której środek od brzegu dzieliło 45 m,



wyduje się zapewniać na tyle stabilne warunki drzewostanu, aby zaczęło ubywać gatunków nieleśnych. Zmiany liczby gatunków wynikają z bilansu zmniejszania liczby gatunków terenów otwartych wraz z wzrostem powierzchni wyspy ( $r=-0,45$ ) oraz wzrostu liczby gatunków leśnych ( $r=0,40$ ).

W zgrupowaniach biegaczowatych żyjących w obu strefach najmniejszych wysp dominowały nieleśne gatunki z rodzaju *Harpalus* oraz duży nieleśny *P. melanarius*. W zgrupowaniach na wyspach o powierzchni 0,63 ha gatunki te „przesunęły” się w dół struktury dominacyjnej, na jej czele pojawił się kserofilny *Carabus arvensis*, a w środkowej części mały leśny zoofag *P. oblongopunctatus*. W zgrupowaniach wysp o wielkości 1,11 ha wśród subdominantów obecny jest leśny duży zoofag *P. niger*. Wzrost powierzchni wysp, przez odległą analogię zmian środowiska, porównać można do wzrostu drzewostanu od upraw po starodrzew, co oznacza powolną wymianę fauny wczesnosukcesyjną na faunę późnosukcesyjną oraz wzrost wielkości wskaźników SBO i SCP [Szyszko 1983, 1990; Niemelä i in. 1993; Koivula i in. 2002; Buddle i in. 2006; Schwerk, Szyszko 2007, 2009]. Podobne zmiany powinny zachodzić na wyspach drzewostanu o coraz to większej powierzchni.

Wraz z wielkością wyspy rósł udział osobników gatunków jesiennego typu rozwojowego, co zgodne jest z pracami Szyszko [1983] i Skłodowskiego [1995]. Jednak udział tej grupy większy był w strefie ekotonowej niż w środkowej. Huruk [2002] oraz Huruk i Huruk [2004] wskazali wysoki udział osobników gatunków jesiennych w zgrupowaniach biegaczowatych w terenach nieleśnych, co powiązali z większą możliwością przetrwania prac polowych w porównaniu do gatunków „wiosennych”. Butterfield [1997], Skłodowski [1995, 1997] oraz Szujecki i in. [1983] jako reakcję stresową wobec zaburzenia drzewostanów obserwowali redukcję udziału osobników gatunków jesiennych. „Nadmierny” udział osobników gatunków jesiennych w zgrupowaniach ekotonowych spowodowany był licznym występowaniem: *P. melanarius*, *C. fuscipies* i *P. rufipes* – kojarzonych z wczesnymi stadiami sukcesji [Szyszko 1983; Szujecki i in. 1983; Skłodowski 1995]. W produkcyjnym cyklu drzewostanów przedstawiciele gatunków jesiennych osiągnęły udział rzędu 60-65% [Szujecki i in. 1983; Skłodowski 1999], czyli tyle, ile osiągnęły w strefie ekotonowej badanych wysp.

Wraz ze wzrostem powierzchni wyspy, udział dużych zoofagów zwiększał się od 30 do 60%, osiągając średni poziom dominacji tej grupy obserwowany w zgrupowaniach w drzewostanach sosnowych [Szujecki i in. 1983; Skłodowski 1999] i zbliżając się do wzorca 77,5% na siedlisku BMśw i 66,5% w LMśw, który Skłodowski [2006] stwierdził w starodrzewach Puszczy Białowieskiej znajdującej się w pobliżu badanych wysp. Duże zoofagi przekroczyły 50% w zgrupowaniach stref środkowych wysp 1,11 ha. Skłodowski i Porowski [2000] zanotowali przekroczenie 50% przez tę grupę na wyspach o wielkości 0,78 ha. Udział przedstawicieli dużych zoofagów w zgrupowaniach obu stref wysp był podobny, co wynikało z licznego występowania w ekotonach dużych gatunków *P. melanarius* i *C. arvensis*. Wallin [1986] zaobserwował częste wchodzenie *P. melanarius* z otwartego terenu wprost do lasu, co potwierdził wyliczeniem średniego wektora przemieszczania się skierowanym prostopadle do drzewostanu. Być może *P. melanarius* „przyciąga” ściółka leśna na glebie humusowej, którą preferuje [Baguette 1993]. Skłodowski [2002] zauważył liczne występowanie tego gatunku w ekotonach leśnych, zwłaszcza na bogatych glebach. Z kolei drugi licznie łowiący się leśny kserofil *C. arvensis* kolonizuje zręby zupełnie już w 2-3 roku, co Skłodowski [2002] potwierdził wyliczonym średnim kierunkiem przemieszczania się wskazującym zręb. Warto wspomnieć o braku na wyspach leśnych dużych zoofagów takich jak *C. violaceus* i *C. glabratus*, mimo ich występowania w pobliskich drzewostanach białowieskich [Skłodowski 2006]. Gatunki te niechętnie opuszczają starodrzew na celu koloni-

zowania zrębu [Skłodowski 2002]. Halme i Niemelä [1993] stwierdzili występowanie obu tych gatunków jedynie w dużych zwartych drzewostanach, a nie na terenie wysp. Brak omawianych biegaczowatych na badanych wyspach sugeruje istotny aspekt ich izolacji od drzewostanów źródłowych. Wzrostowi dominacji dużych zoofagów towarzyszyło zmniejszenie obecności hemizoofagów – gatunków wczesnosukcesyjnych. Udział fauny leśnej, późnosukcesyjnej, szczególnie w strefie środkowej przekroczył 50% w zgrupowaniach wysp o powierzchni 0,27 ha. Próg taki fauna leśna przekracza w młodnikach i tyczkownikach, natomiast 80% – w drzewostanach 80-letnich [Szujecki i in. 1983], a nawet już 30-letnich [Skłodowski 1999]. W starodrzewach białowiejskich udział fauny leśnej osiąga 95,2% na siedlisku BMśw i 96,0% – LMśw [Skłodowski 2007]. Butterfield [1997] oraz Koivula i in. [2002] stwierdzają bliski 100% udział fauny leśnej w zgrupowaniach biegaczowatych w drzewostanach średniowiekowych i dojrzałych. Fauna leśna, zbliżając się do wzorca, przekroczyła 80% w zgrupowaniach największych wysp. Leśne gatunki biegaczowatych wymagają stabilnego mikroklimatu oraz zacienionej wilgotnej ściółki [Ings, Hartley 1999; Koivula i in. 2002; Niemelä i in. 2007]. Dlatego przewaga fauny leśnej w zgrupowaniach zamieszkujących wyspy już od powierzchni 0,27 ha sugeruje stabilne „leśne” środowisko przynajmniej w części środkowej wysp. Słabszy wzrost udziału fauny leśnej w zgrupowaniach ekotonowych wskazuje przejściowy charakter tej strefy. Wzrostowi udziału fauny leśnej towarzyszyło ubywanie pionierskich gatunków terenów otwartych z 50 do 10%, co zgodne jest z wcześniejszymi obserwacjami [Szyszko 1983; Szujecki i in. 1983; Desender 2005].

Udział osobników należących do gatunków o ograniczonym zasięgu występowania na półkuli północnej (bardziej stenotopowych niż palearktycznych) wzrastał wraz z wielkością wyspy, szybciej w strefie środkowej niż ekotonowej. Grupa ta przekroczyła poziom 50% już w zgrupowaniach wysp 0,27 ha, co wskazuje na dobre warunki znajdowane przez tą grupę na wyspach o tej wielkości. Skłodowski i Porowski [2000] przekroczenie 50% udziału przez tą grupę odnotowali na wyspie o wielkości 0,78 ha.

Udział gatunków uskrzydłych większy był w ekotonie niż w części środkowej, co zgodne jest z obserwacjami Desender [2005]. Gatunki uskrzydłone, jako pionierskie, szybko zasiedlają środowisko zaburzone [Otte 1989a, b; Huber, Baumgarten 2005; Skłodowski, Garbalińska 2007, 2010]. Udział osobników gatunków uskrzydłych ulegał redukcji wraz z wielkością wyspy, natomiast bezskrzydłych wzrastał. Zalewski i Urlich [2006] zaobserwowali na dużych wyspach jeziornych większy udział gatunków bezskrzydłych niż na wyspach małych. Mimo że grupa gatunków bezskrzydłych na żadnej z wysp nie przekroczyła 50%, to otrzymany wynik należy uznać za zgodny z dotychczasową wiedzą.

Wartości wskaźników SCP i SBO wzrastały wraz z powierzchnią wysp, szybciej w strefie środkowej, co pozostaje zgodne z obserwacjami Szyszko [1983], Szujeckiego i in. [1983], Skłodowskiego [1995, 1997, 2007] oraz Skłodowskiego i Garbalińskiej [2007, 2010]. Skłodowski [2007] skalibrował model SCP/SBO, dlatego z jego pomocą można ustalić poziom rozwoju zgrupowań biegaczowatych na każdej wyspie. W strefie ekotonowej zgrupowania biegaczowatych wysp 0,14 ha i 0,27 ha osiągnęły poziom zgrupowań zamieszkujących uprawy leśne, zaś zgrupowania z wysp o powierzchni 0,63 ha, 1,11 ha i 3,68 ha – młodniki. Zgrupowania w strefach środkowych wyspy 0,14 ha osiągnęły poziom zgrupowań zamieszkujących uprawy, zgrupowanie z wysp 0,27 ha – młodniki, zgrupowania z wysp 0,63 ha i 1,11 ha – drągowiny, zaś zgrupowania z największej wyspy 3,68 ha – poziom zgrupowań ze starodrzewów. Ponieważ poziom rozwoju zgrupowań wyspy o wielkości 0,63 ha równoznaczny jest z poziomem rozwoju zgrupowań biegaczowatych zamieszkujących drągowiny, taka wielkość wyspy umożliwia utworzenie i utrzymanie się zgrupowania biegaczowatych o charakterze leśnym. Jednocześnie obserwowano

wzrastający dystans pomiędzy zgrupowaniami biegaczowatych zamieszkującymi strefy środków wysp i ekotonów wraz z wielkością wysp. Analiza RDA wykazała, że na kompozycję gatunkową zgrupowań biegaczowatych wysp wpływa głównie czynnik świetlny, termiczny i wilgotności siedliska. Generalnie bardziej dojrzałe zgrupowania formują się w warunkach ograniczonego światła, niższej temperatury i w warunkach mniejszej wilgotności siedliska. Z kolei zgrupowania biegaczowatych zamieszkujące ekotony zależne są od intensywniejszego światła, ciepła i większej wilgotności.

## Wnioski

- ✦ Liczba wszystkich gatunków biegaczowatych wzrasta do powierzchni wyspy wynoszącej 0,63 ha, na wyspach większych ulega zaś redukcji. Proces ten spowodowany jest nieco szybszym ustępowaniem gatunków nieleśnych w stosunku do pojawiania się gatunków leśnych.
- ✦ W przypadku grup biegaczowatych reprezentujących szeroko rozumianą faunę późnosukcesyjną zdominowanie zgrupowania przez te gatunki następuje przy wielkości wyspy wynoszącej 0,27-0,63 ha.
- ✦ Najmniejsza wielkość wyspy zapewniająca powstawanie stabilnych zgrupowań biegaczowatych wynosi 0,63 ha. Wielkość tę przy ewentualnym określaniu zasad zagospodarowania krajobrazu mozaikowego należy zaokrąglić do 1,0 ha.

## Literatura

- Baguette M. 1993. Habitat selection of carabid beetles in deciduous woodlands of southern Belgium. *Pedobiologia* 37: 365-378.
- Bauer L. J. 1989. Moorland beetle communities on limestone 'habitat islands'. I. Isolation, invasion and local species diversity in carabids and staphylinids. *Journal of Animal Ecology* 58: 1077-1098.
- Brown J. H. 1971. Mammals on mountain tops: nonequilibrium insular biogeography. *American Naturalist* 105: 467-478.
- Buddle C. M., Langor D. W., Pohl G. R., Spence J. R. 2006. Arthropod responses to harvesting and wildfire: Implications for emulation of natural disturbance in forest management. *Biological Conservation* 128: 346-357.
- Butterfield J. 1997. Carabid community succession during the forestry cycle in conifer plantations. *Ecography* 20: 614-625.
- Colinvaux P. A., Steinitz-Kannan M. 1980. Species richness and are in Galapagos and Andean lakes; equilibrium phytoplankton communities and paradox of the zooplankton communities. W: Kerfoot W. C. [red.]. *Evolution and ecology of zooplankton*. Hanover, N.H. University Press of New England. 697-712.
- Cox C. P., Moore P. D. 1980. *Biogeography: an ecological and evolutionary approach*. Oxford Blackwell.
- Desender K. 2005. Theory versus reality: a review on the ecological and population genetic effects of forest fragmentation on wild organisms, with an emphasis on ground beetles. W: Lövei G. J., Toft S. [red.]. *European Carabidology 2003, Proceedings of the 11th European Carabidologist's Meeting*. 49-71.
- Feath S. H., Kane T. H. 1978. Urban biogeography – city parks as islands for *Diptera* and *Coleoptera*. *Oecologia* 32: 127-133.
- Forman R. T. T., Gordon M. 1986. *Landscape ecology*. Wiley & Sons, New York.
- Halme E., Niemelä J. 1993. Carabid beetles in fragments of coniferous forest. *Annales Zoologici Fennici* 30: 17-30.
- Hanski I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press.
- Hopkins P. J., Webb N. R. 1984. The composition of the beetle and spider fauna on fragmented heathlands. *Journal of Applied Ecology* 21: 935-946.
- Huber C., Baumgarten M. 2005. Early effects of forest regeneration with selective and small scale clear-cutting on ground beetles (*Coleoptera, Carabidae*) in a Norway spruce stand in Southern Bavaria (Höglwald). *Biodiversity and Conservation* 14: 1989-2007.
- Huruk S. 2002. Ground beetles (*Coleoptera, Carabidae*) of brown soils in one-year-old farm crops. *Baltic J. Coleopterol.* 2 (1): 25-37.
- Huruk S., Huruk A. 2004. Ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*) of moist hay meadows along the River San near the town of Rudnik in Central Poland. *Baltic J. Coleopterol.* 4 (1): 23-29.
- Ings T. C., Hartley S. E. 1999. The effect of habitat structure on carabid communities during the regeneration of a native Scottish forest. *Forest Ecology and Management* 119: 123-136.
- Koivula M. 2002. Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (*Coleoptera, Carabidae*). *Forest Ecology and Management* 167: 103-121.

- Koivula M., Kukkonen J., Niemelä J. 2002. Boreal carabid-beetle (*Coleoptera, Carabidae*) assemblages along the clear-cut originated succession gradient. Biodiversity and Conservation 11: 1269-1288.
- Krebs C. J. 1999. Ecological methodology. Addison Wesley Longman.
- Levins R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. Bull. Entomol. Sec. Amer. 15: 237-240.
- MacArthur R. H., Wilson E. O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton.
- Mader H. J. 1980. Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. Natur und Landschaft 55: 91-96.
- Mader H. J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. Biological Conservation 29: 81-96.
- Magura T., Kódöböcz V., Tóthmérész B. 2001. Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. Journal of Biogeography 28: 129-138.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests – implications for conservations. Trends in ecology & evolution 10:175-183.
- Niemelä J. 2001. Carabid beetles (*Coleoptera: Carabidae*) and habitat fragmentation: a review. European Journal of Entomology 98: 127-132.
- Niemelä J., Koivula M., Kotze D. J. 2007. The effects of forestry on carabid beetles (*Coleoptera: Carabidae*) in boreal forests. Journal of Insect Conservation 11: 5-18.
- Niemelä J., Langor D., Spence J. R. 1993. Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (*Coleoptera: Carabidae*) in Western Canada. Conservation Biology 7 (3): 551-561.
- Nilsson S. G., Bengtsson J., Ls S. 1988. Habitat diversity or area per se? Species richness of woody plants, carabid beetles and land snails on islands, Journal of Animal Ecology 57: 685-704.
- Otte J. 1989a. Ökologische Untersuchungen zur Bedeutung von Windwurfflächen für die Insektenfauna. Teil I. Waldhygiene 17: 193-247.
- Otte J. 1989b. Ökologische Untersuchungen zur Bedeutung von Windwurfflächen für die Insektenfauna. Teil II. Waldhygiene 18: 1-36.
- Pimm S. L., Jones H. L., Diamond J. 1988. On the risk of extinction. American Naturalist 132: 757-785.
- Schoener T. W., Spiller D. A. 1987. High population persistence in a system with high turnover. Nature 330: 474-477.
- Schwerk A., Szyszko J. 2007. Successional patterns of carabid fauna (*Coleoptera: Carabidae*) in planted and natural regenerated pine forests growing on old arable land. Baltic J. Coleopterol. 7 (1): 9-16.
- Schwerk A., Szyszko J. 2009. Distribution and spatial preferences of Carabid species (*Coleoptera: Carabidae*) in a forest-field landscape in Poland. Baltic J. Coleopterol. 9 (1): 5-15.
- Skłodowski J. 1995. Antropogenne przeobrażenia zespołów biegaczowatych (*Col. Carabidae*) w ekosystemach borów sosnowych Polski. W: Szujceki A. [red.]. Antropogeniczne przeobrażenia epigeicznej i glebowej entomofauny borów sosnowych. Katedra Ochrony Lasu i Ekologii. Fundacja „Rozwój SGGW”, Warszawa. 17-174.
- Skłodowski J. 1997. Interpretacja stanu środowiska leśnego za pomocą modelu SCP/SBO zgrupowań biegaczowatych (*Col. Carabidae*). W: VI Sympozjum Ochrony Ekosystemów Leśnych: Waloryzacja ekosystemów leśnych metodami zoindykacyjnymi. Jedlnia 2-3 grudnia 1996, Fundacja Rozwój SGGW. 69-87.
- Skłodowski J. 1999. Zmiany w strukturze i różnorodności fauny glebowej i epigeicznej. W: Mazur S., Tracz H. [red.]. Zmiany w strukturze i różnorodności fauny borów sosnowych świeżych ba terenach Puszczy Człuchowskiej w ciągu ostatnich 20 lat. Fundacja Rozwój SGGW. 49-62.
- Skłodowski J. 2002. System kolonizacji zrębów zupełnych przez biegaczowate oraz możliwości jego doskonalenia. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Skłodowski J. 2006. Monitoring of anthropogenic changes in Białowieża Primeval Forest. *Carabidae*. W: Szujceki A. [red.]. Zooindication-based monitoring of anthropogenic transformations in Białowieża Primeval Forest. Warsaw Agricultural University Press. 109-170.
- Skłodowski J. 2007. Monitoring zoindykacyjny pohuraganowych zniszczeń Puszczy Piskiej oparty na biegaczowatych (*Coleoptera, Carabidae*). W: Skłodowski J. [red.]. Monitoring zoindykacyjny pohuraganowych zniszczeń ekosystemów leśnych Puszczy Piskiej. Katedra Ochrony Lasu i Ekologii, Wydawnictwo SGGW, Warszawa. 113-149.
- Skłodowski J. 2009. Interpreting the condition of the forest environment with use of the SCP/MIB model of carabid communities (*Coleoptera: Carabidae*). Baltic J. Coleopterol. 9 (2): 89-100.
- Skłodowski J., Garbalińska P. 2007. Ground beetle assemblages (*Coleoptera, Carabidae*) in the third year of regeneration after a hurricane in the Puszcza Piska pine forest. Baltic J. of Coleopterol. 7 (1): 17-36.
- Skłodowski J., Garbalińska P. 2010. Zmiany zgrupowań biegaczowatych zamieszkujących drzewostany zaburzone przez huragan – wyniki pierwszych 6 lat obserwacji w Puszczy Piskiej. Sylwan 154 (8): 552-568.
- Skłodowski J., Porowski J. 2000. Skład i struktura zgrupowań biegaczowatych (*Col., Carabidae*) zamieszkujących małe wśród polne drzewostany sosnowe. Sylwan 144 (3): 45-64.
- Strong D. R. Jr. 1974. Rapid asymptotic species accumulation in phytophagous insect communities: the pests of cacao. Science 185: 1064-1065.
- Szujceki A., Mazur S., Perliński S., Szyszko J. 1983. The process of forest soil macrofauna formation after afforestation of farmland. Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa.

- Szyszek J. 1983. State of *Carabidae* (Col.) fauna in fresh pine forest and tentative valorisation of this environment. Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa.
- Szyszek J. 1985. STN – efektywna pułapka do odłowów epigeicznych *Carabidae* w środowisku leśnym. Wyd. Kom. Biol. PTG: 3-13.
- Szyszek J. 1990. Planning of prophylaxis in threatened pine forest biocoenoses based on an analysis of the fauna of epigeic *Carabidae*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Szyszek J. 1997. Próba waloryzacji środowisk leśnych przy pomocy biegaczowatych (*Carabidae*, Col.). W: VI Sympozjum Ochrony Ekosystemów Leśnych, Jedlnia 2-3 grudnia 1996, Fundacja „Rozwój SGGW”. 42-60.
- ter Braak C. J. F., Šmilauer P. 1997. Canoco reference manual and user's guide to Canoco for Windows. Microcomputer Power, Ithaca, USA.
- de Vries H. H. 1994. Size of habitat and presence of ground beetle species. W: Desender K. [red.]. Carabids beetles: ecology and evolution. Kulwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Wallin H. 1986. Habitat choice of some field-inhabiting beetles (*Coleoptera*, *Carabidae*) studied by recapture of marked individuals. *Ecological Entomology* 11: 457-466.
- Whittaker R. J., Fernández-Palacios J. M. 2007. Island biogeography. Ecology, evolution and conservation. Oxford University Press.
- Zalewski M., Ulrich W. 2006. Dispersal as a key element of community structure: the case of ground beetles on lake islands. *Diversity and Distributions* 12: 767-775.
- Zarzycki K., Trzcicka-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wotek J., Korzeniak U. 2002. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. W: Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.

## SUMMARY

### Structure of carabid communities in forest islands of different size situated in the mosaic landscape

The study was conducted in years 2007 and 2008. The research included 15 islands grouped in five size classes: 0.14 ha, 0.27 ha, 0.63 ha, 1.11 ha and 3.68 ha. Each island was isolated from any potential colonization source with a distance of at least 500 m. In every island, three traps were installed in its peripheral (ecotone) zone and another tree in its central zone. Traps worked from 1<sup>st</sup> May till 15<sup>th</sup> September. Every trapped individual was identified to species, its body length was measured, and its biomass was calculated based on the formula presented by Szujewski et al [1983]. The number of carabid species was higher in the ecotone zones as compared with the island interior zones. The non-standardized number of species (fig. 1) grew with the growing size of islands up to 0.63 ha, while the standardized number grew with island size up to the 1.11 ha. The bigger islands, the respective numbers diminished. The observed reduction in total number of carabid species is explained in terms of the relationship between the faster withdrawal ( $r=-0.45$ ) of the open area species and the not so fast colonization ( $r=0.40$ ) by the forest species with the growing size of an island. Also, the dominant species composition was subject to change with the size of an island (tab.). The share of forest related carabid species was positively correlated with the size of an island. Similar was the pattern concerning the large zoophages, the European and brachypterous species. In most cases, the indices exceeded the level of 50% in the communities living in 0.28 ha islands or 0.63 ha islands. In the central parts of the islands, the portion of individuals belonging to hemizoophages, open area species, and dimorphic species, has been on the decrease. The larger an island, the higher value of the mean individual biomass index (SBO) and the index of sum of progressive features (SCP). With the growing size of the islands, the carabid communities are placed still further to the uppermost right hand corner in the SCP/SBO diagram (fig. 2). This is usually where the old growth stands' carabid communities are placed on the graph. Based on the calibrated SCP/SBO model [Skłodowski 2007], the actual developmental status was determined of carabid communities in every island

under study. The communities living in 0.14 ha islands and 0.27 ha islands have reached in the ecotone zone the level of those carabid communities living in forest cultures. The communities living in the ecotone zone of 0.63 ha islands, and 1.11 ha island, and 3.68 ha islands have reached all the level similar to that characteristic of forest coppices. Concerning the core (central) parts of islands, the 0.14 ha communities have reached the level similar to that of forest cultures; the 0.27 ha islands' communities – the level of coppices; the 0.63 ha and 1.11 ha communities – the level of premature stands' communities; and the 3.68 ha islands communities were similar to those living in the old growth stands. Summing up, the response of carabid communities to different size forest islands has shown that the smallest islands which favor the establishment of stable forest communities are 0.63 ha. Hence, it is to consider in the practice of forest management to create islands not smaller than that area (this may be established at the level of about 1 ha, for the practical purposes).