

**JAROSŁAW SKŁODOWSKI**

## Biegaczowate jako zoindykatory regeneracji drzewostanów sosnowych zaburzonych przez huragan w 2002 roku – wyniki obserwacji z lat 2003-2011\*

Carabids as bioindicators of regeneration of Scots pine stands disturbed by a hurricane in 2002 – results of observations from 2003-2011

### ABSTRACT

Skłodowski J. 2013. Biegaczowate jako zoindykatory regeneracji drzewostanów sosnowych zaburzonych przez huragan w 2002 roku – wyniki obserwacji z lat 2003-2011. Sylwan 157 (5): 376-384.

During the period from 2003 to 2011 observations of carabid community regression and selected habitat indicators were conducted on 15 plots in stands that had been disturbed by a hurricane and on 15 plots in control stands. Regression of carabid communities delayed 3-4 years was observed, consisting in increases in the number of species and the proportion of xerophilous species and reductions in the percentage of forest fauna and in mean individual biomass. Only after 7 years did these indicators begin to show a tendency in the reverse direction, albeit not very strong, indicating that carabid communities had begun to regenerate.

### KEY WORDS

ground beetles, assemblages, species diversity, forest species, MIB

### ADDRESSES

Jarosław Skłodowski – e-mail: jarek.sklodowski@wl.sggw.pl

Katedra Ochrony Lasu i Ekologii; SGGW w Warszawie; ul. Nowoursynowska 159; 02-767 Warszawa

## Wstęp

Zaburzenia są naturalnym i powszechnym zjawiskiem w ekosystemach [Grime 1979; Pickett, White 1985; Szwagrzyk 2000; Łaska 2001; Obidziński 2001; Chapin i in. 2002]. Takim zaburzeniem był huragan, który w 2002 roku poważnie uszkodził lasy północno-wschodniej Polski. Od 2003 roku Katedra Ochrony Lasu i Ekologii SGGW w Warszawie sukcesywnie bada regenerację tych ekosystemów [Skłodowski 2007, 2010]. Jednym z ważniejszych wniosków był postulat możliwości pozostawiania, po spełnieniu pewnych warunków, wybranych partii zaburzonych drzewostanów do spontanicznej regeneracji. Na taką możliwość wskazało wiele badanych wskaźników, między innymi opisujących zgrupowania biegaczowatych. Dopiero w 4. roku od huraganu biegaczowate silnie zareagowały zwiększeniem liczby gatunków i redukcją średniej biomasy osobniczej SBO [Skłodowski 2007, 2010; Skłodowski, Garbalińska 2010]. W międzyczasie rozpoczęła się spontaniczna regeneracja drzewostanu, za którą powinny „podążyć” zgrupowania biegaczowatych, co manifestowałoby się zmniejszeniem liczby gatunków, udziału fauny pionierskiej i wzrostem SBO.

\* Badania finansowane przez Narodowe Centrum Badań – projekt N N309 109840.

Celem badań jest śledzenie zmian regeneracyjnych zgrupowań biegaczowatych. W trakcie obserwacji postawiono pytania:

- jak szybko po zaburzeniu drzewostanów huraganem pojawiają się pierwsze symptomy regeneracji zgrupowań biegaczowatych, świadczące o początku odbudowy ekosystemu?
- czy biegaczowate mogą być stosowane w leśnictwie do identyfikacji procesów regeneracji zaburzonego ekosystemu?

## Materiał i metody

Badania przeprowadzono w latach 2003–2011 w pohuraganowych drzewostanach sosnowych nadleśnictwa Pisz (zwanych dalej zaburzonymi – Z) oraz w niezaburzonych drzewostanach kontrolnych nadleśnictwa Maskulińskie (K). Drzewostany te podzielono na 5 oryginalnych klas wieku (1-5), z których każdą powtórzono 3 razy [Skłodowski 2007, 2010]. Na każdej powierzchni funkcjonowało w okresie maj–październik po 5 pułapek STN [Szyszko 1985].

Oznacząc biegaczowate do gatunku, mierzono ich długość, którą przeliczano na biomasa [Szujewski i in. 1983], a następnie skorelowaną z wiekiem drzewostanu średnią biomasa osobniczą SBO [Szyszko 1983, 1990; Schwerk, Szyszko 2009, 2012; Schreiner, Schwerk 2012]. Stan rozwoju zgrupowań biegaczowatych opisano również dodatnio skorelowanym z wiekiem drzewostanu wskaźnikiem SCP [Skłodowski 1995, 2006, 2009; Skłodowski, Garbalińska 2010]. Oba wskaźniki w układzie współrzędnych XY tworzą model SCP/SBO [Skłodowski 1995, 2009], w którym statystycznie testowano różnice iloczynów SBO×SCP w parach zgrupowań K-Z.

Zgodność danych z rozkładem normalnym zweryfikowano testem Shapiro-Wilka. Dane transformowano do rozkładu normalnego (tab.) i badano analizą wariancji. Do porównań *post-hoc*

### Tabela.

Wpływ roku badań i typu powierzchni na liczbę gatunków, udział osobników należących do gatunków leśnych i kserofilnych oraz iloczyn wskaźników SCP i SBO

Effect of year of the study and plot type on number of species, frequency of individuals belonging to forest or xerophilic species and the SCP and SBO (MIB) product

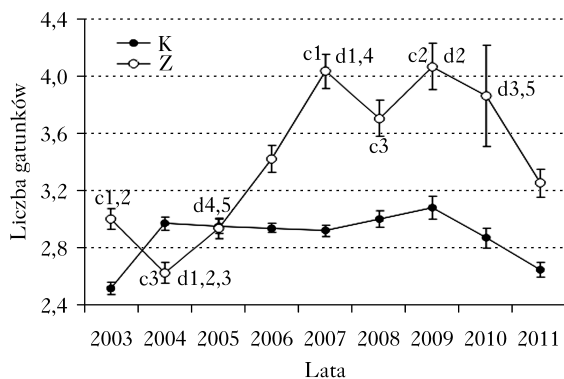
Efekt	MS	F	p
Liczba gatunków (transformacja $1/\log(x)$ )			
Rok	2676,540	13181,02	<0,001
Powierzchnia	2,767	13,63	<0,001
Rok-powierzchnia	1,747	8,60	<0,001
Błąd	0,203		
Udział fauny leśnej (transformacja: $\log(x)$ )			
Rok	0,543	17,84	<0,001
Powierzchnia	25,524	838,95	<0,001
Rok-powierzchnia	0,397	13,05	<0,001
Błąd	0,030		
Udział fauny kserofilnej (transformacja: $\sqrt{x}$ )			
Rok	6,674	3,512	<0,001
Powierzchnia	150,529	79,201	<0,001
Rok-powierzchnia	4,354	2,291	0,022
Błąd	1,901		
SCP-SBO (transformacja: $\sqrt{x}$ )			
Rok	58595,000	36,345	<0,001
Powierzchnia	499420,000	309,777	<0,001
Rok-powierzchnia	9424,000	5,845	<0,001
Błąd	1612,000		

użyto testu Scheffego. Obliczenia wykonano w pakiecie Statistica 10 (StatSoft, Inc.). Analizowano liczbę gatunków biegaczowatych standaryzowaną metodą Simberloffa skorygowaną przez Hurlberta [Krebs 1999] oraz udział w zgrupowaniach osobników gatunków leśnych i kserofilnych. Zależność między składem gatunkowym biegaczowatych i ich zgrupowaniami a zmiennymi środowiskowymi analizowano metodą RDA (zmienne środowiskowe: pH gleby, tempo dekompozycji materii organicznej, tempo respiracji gleby, zawartość C i N w glebie, stosunek C/N oraz wskaźnik LAI [Skłodowski 2010]). Ten typ analizy wybrano po wcześniejszym obliczeniu długości gradientu metodą DCA, którego długość sugerowała zastosowana RDA [ter Braak, Smilauer 2003].

## Wyniki

Łącznie w latach 2003-2011 złowiono 65 798 osobników należących do 109 gatunków biegaczowatych. W pierwszym roku badań zanotowano 45 gatunków. W 2004 roku stwierdzono 12 gatunków nienotowanych wcześniej. W 2005 roku nowych gatunków było 6, w 2006 – 10, w 2007 – 17, w 2008 – 11, w 2009 – 5, a w 2010 – 3. Liczba gatunków była większa w drzewostanach zaburzonych. Jej istotny wzrost nastąpił w latach 2004-2007, czyli między 2. i 5. rokiem po huraganie (tab., ryc. 1). W tym samym czasie udział osobników gatunków leśnych uległ istotnej redukcji (tab., ryc. 2). W całym okresie badań udział kserofilni wyższy był w zgrupowaniach Z niż w K (6,26 vs. 4,76;  $p < 0,001$ ; dane transformowane).

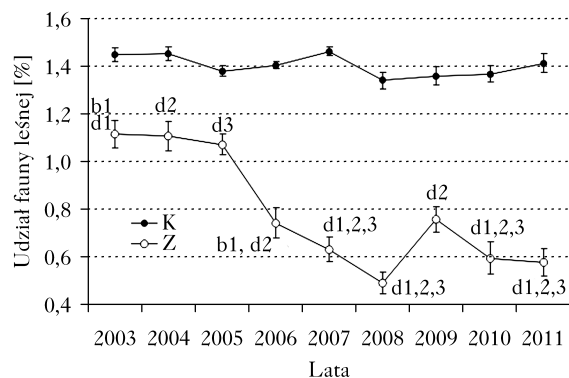
Na diagramie SCP/SBO zgrupowania biegaczowatych zamieszkujące starodrzewy układają się wysoko po prawej stronie, zaś te z zrębów – nisko po lewej. Odległość pomiędzy zgrupowaniami K (wyżej położonymi) i Z (położonymi niżej) wzrastała, najbardziej w latach 2005-2006 (ryc. 3). Od 2008 roku dystans ten maleje, jednak w dalszym ciągu różnice pomiędzy wariantami



Ryc. 1.

Standaryzowana i transformowana liczba gatunków biegaczowatych w drzewostanach zaburzonych (Z) i kontrolnych (K)  
Standardized and transformed number of carabid species in disturbed (Z) and control (K) stands

poziom istotności różnic (test Scheffego): a – 0,05; b – 0,01; c – 0,005; d – 0,001  
significance level (Scheffe's test): a – 0,05; b – 0,01; c – 0,005; d – 0,001

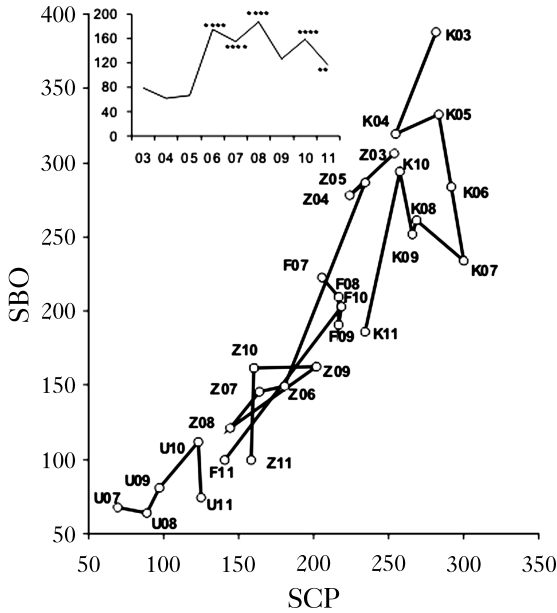


Ryc. 2.

Standaryzowany udział osobników należących do gatunków leśnych w drzewostanach zaburzonych (Z) i kontrolnych (K)

Standardized percentage of individuals belonging to forest species in disturbed (Z) and control (K) stands

oznaczenia jak na rycinie 1; denotes as in figure 1



Ryc. 3.

Model SCP/SBO grupowań biegaczowatych badanych w wariantach oraz długość dystansów między wariantem Z a K w każdym roku badań

SCP/MIB model of the carabid communities in investigated variants and distance between Z and K in each study year

Z – zaburzone przez huragan; K – kontrola; U – uprawa założona po usunięciu drzewostanie zaburzonym; F – fragmenty ocalałe z huraganu; 04-11 – rok badań (2004-2011); istotność różnic w teście Scheffego: \*\* – 0,01-0,005, \*\*\*\* – < 0,001

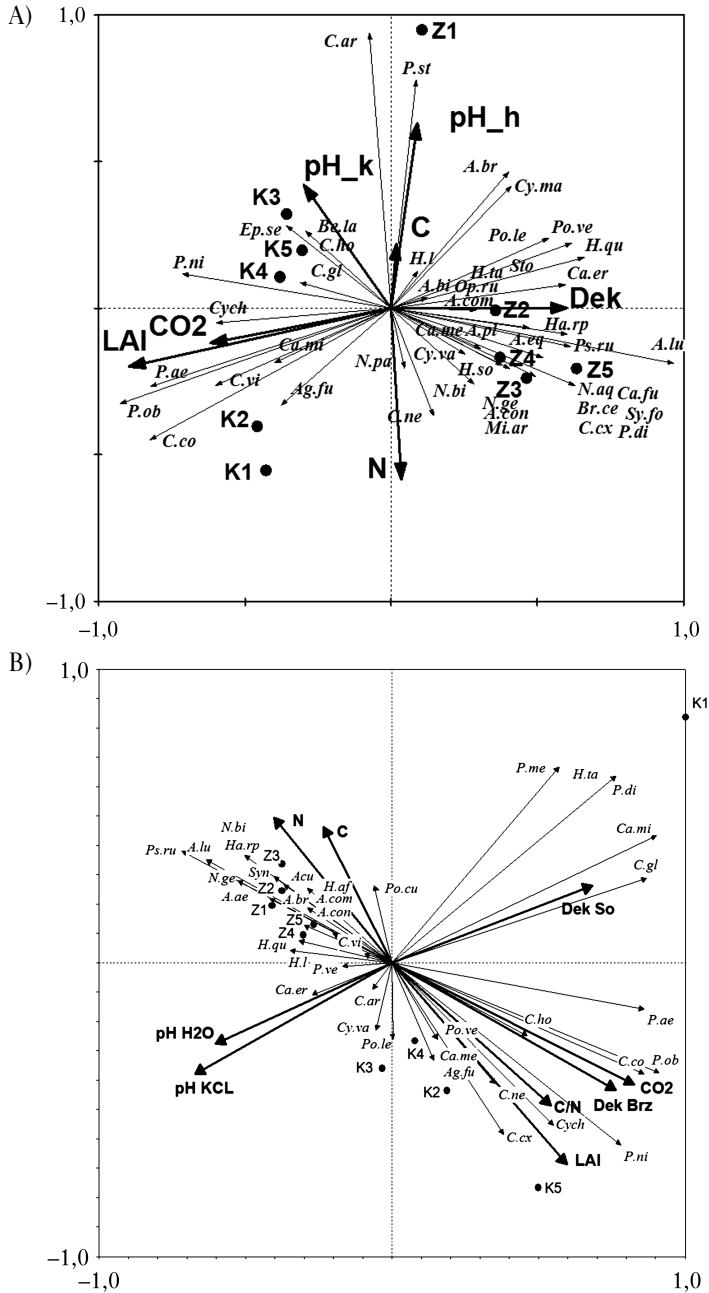
Z – disturbed by the hurricane; K – control; U – plantation in place of removed disturbed stands; F – small remnants that survived the hurricane; 04-11 – years of research (2004-2011); significance of differences in Scheffe's test \*\* – 0.01-0.005, \*\*\*\* – < 0.001

mi K i Z pozostają istotnie statystycznie. Rycina 3 pokazuje także pozycję grupowań biegaczowatych badanych w latach 2007-2011 w uprawach sosnowych założonych po uprzętnięciu zaburzonego drzewostanu (U) oraz w wyspowych fragmentach drzewostanu ocalałych po huraganie (F). Wartości SCP/SBO układają się wzrastająco w następującej kolejności: uprawy (U), drzewostany zaburzone (Z), fragmenty ocalałe (F) i drzewostany kontrolne (K).

Analiza RDA danych z 2005 roku odizolowała zgrupowania K od Z (ryc. 4). Szczególnie oddalone jest zgrupowanie drzewostanów najmłodszych (K1). Z położeniem kontrolnych zgrupowań korelowały gatunki leśne, w tym duże *Carabus glabratus*, *C. hortensis*, *C. convexus* czy *Cychrus caraboides*. Ze zgrupowaniami żyjącymi w drzewostanach zaburzonych korelowały gatunki nieleśne z rodzajów: *Amara* i *Harpalus*. Z pierwszą (poziomą) osią diagramu (oraz zgrupowaniami K) korelowały: respiracja gleby ( $r=0,83$ ), dekompozycja liści brzozy ( $r=0,76$ ) i igieł sosny ( $r=0,68$ ), stosunek C/N ( $r=0,54$ ) oraz pH mierzone w KCl ( $r=-0,67$ ) i w wodzie ( $r=-0,60$ ). Z drugą osią korelował wskaźnik LAI ( $r=-0,69$ ). Pierwsza oś wyjaśnia 63,6%, zaś druga 19,6% zmienności danych gatunkowych. W 2011 roku izolacja zgrupowań z drzewostanów kontrolnych i zaburzonych utrzymała się (ryc. 4). Z zgrupowaniami kontrolnymi korelowały głównie gatunki leśne, zaś z zaburzonymi – nieleśne. Z pierwszą (poziomą) osią diagramu i zgrupowaniami Z korelowały wskaźnik LAI ( $r=-0,90$ ), tempo respiracji gleby ( $r=0,62$ ) i dekompozycja materii organicznej ( $r=-0,60$ ). Z drugą osią korelowało pH gleby oznaczane w wodzie ( $r=0,63$ ) i zawartość azotu w glebie ( $r=-0,58$ ). Pierwsza oś wyjaśnia 71,7%, zaś druga 15,0% zmienności gatunkowej. Pomiędzy 2005 a 2011 rokiem zmieniła się preferencja występowania *C. arvensis* i *C. violaceus* względem drzewostanów Z i K.

## Dyskusja

W trakcie zgodnego z modelem sukcesji dojrzewania drzewostanów od upraw po starodrzewy zmienia się skład i struktura grupowań biegaczowatych. Fauna pionierska i kserofilna ustępuje leśnej, a pojawiają się licznie gatunki duże, co powoduje wzrost SBO [Szyszko 1983, 1990;



Ryc. 4.

Analiza RDA zgrupowań biegaczowatych wykonana dla danych z 2005 (A) i z 2011 roku (B)

RDA of carabid communities conducted for data from 2005 (A) and 2011 (B)

$\text{CO}_2$  – tempo respiracji glebowej; LAI – wskaźnik powierzchni listowia; C – zawartość węgla w glebie; N – zawartość azotu w glebie; C/N – stosunek zawartości węgla i azotu; pH H i pH K – pH gleby oznaczone w wodzie i KCl, Dek So, Dek Brz; Dek – udział materii pozostającej podczas dekompozycji igieł sosny, liści brzozy (2005) oraz próbek drewna (2011)

$\text{CO}_2$  – soil respiration rate; LAI – leaf area index; C – carbon content in soil; N – nitrogen content in soil; C/N – carbon to nitrogen ratio; pH H and pH K – soil pH determined in water and in KCl; Dek So, Dek Brz, Dek – percentage of undecomposed matter remaining during decomposition of Scots pine needles and silver birch leaves (2005) and wood samples (2011) consecutively

Szujecki i in. 1983; Schwerk, Szyszko 2009, 2012; Schreiner, Schwerk 2012]. Zaburzając w 2002 roku badane drzewostany, huragan „cofnął” je o dziesięciolecia w rozwoju sukcesyjnym. Jak wynika z modelu SCP/SBO, „przesunięcie” to osiągnęło wiek wczesnych młodników [Skłodowski 1995, 2009]. Symptomami silnego zaburzenia ekosystemu, opóźnionymi o 3-4 lata, były wzrost liczby gatunków biegaczowatych (lata 2004-2007), redukcja udziału fauny leśnej (lata 2003-2008) oraz zmniejszenie wartości SCP i SBO w 2006 roku. Są to typowe reakcje zgrupowań biegaczowatych, które zwiększeniem liczby gatunków reagują na zaburzenia huraganem [Bouget, Dulei 2004] i pożarem [Szyszko 1990; Buddle i in. 2006; Paquin 2008] lub wycięciem zrębu [Szyszko 1983; Szujecki i in. 1983; Skłodowski 1995; Schreiner, Schwerk 2012]. Zaburzenia przyczyniają się do redukcji udziału fauny leśnej i wielkości wskaźników SCP i SBO [Skłodowski 1995, 2009]. Zmiany regresyjne w zgrupowaniach biegaczowatych mogą być opóźnione o kilka lat w stosunku do inicjujących je zaburzeń [Niemelä i in. 1993; Hala i in. 1994; Buddle i in. 2006].

Analiza RDA w 2005 roku skorelowała występowanie biegaczowatych w drzewostanie Z z brakiem zacienienia (niskie wartości LAI), powolnym tempem respiracji gleby i dekompozycji materii organicznej oraz zmniejszonym zakwaszeniem i wzrostem zawartości azotu i węgla w glebie. Zmniejszone tempo procesów glebowych skojarzono z barakiem osłony drzew i konsekwencją upalnych lat 2003-2006. Redukcja zakwaszenia gleby względem kontroli wynikała z braku koron drzew, które w normalnych warunkach uczestniczą w zakwaszaniu gleby [Lukac, Godbold 2011]. Emisja azotu po wylesieniu wzrasta [Chapin i in. 2002], natomiast maleje po zalesieniu np. nieużytków [Gelfand i in. 2009]. Dlatego obserwowane w 2011 roku w drzewostanach Z zmniejszenie zawartości azotu w glebie, tendencja zrównywania pH gleb drzewostanów Z i K oraz zwiększenie tempa dekompozycji sugerują początek regeneracji zaburzonego ekosystemu [Berg, Laskowski 2006]. W 2010 roku pokrycie spontanicznym odnowieniem powierzchni w drzewostanie Z wahało się od 0,5 do 52,6% [Skłodowski 2010]. Wydaje się, że te progresywne zmiany wraz z zachowaną strukturą gleby i ściółką powinny przyspieszyć regenerację zgrupowań biegaczowatych. Ta jednak zaczęła się dopiero w 2009 roku (7 lat po huraganie), na co wskazuje redukcja liczby gatunków i wzrost udziału fauny leśnej. Są to typowe symptomy odbudowy leśnych zgrupowań biegaczowatych w uprawach sosnowych [Szyszko 1983; Szujecki i in. 1983; Skłodowski 1995]. Podobnie regenerację sugeruje zmniejszenie dystansu pomiędzy zgrupowaniami K i Z w modelu SCP/SBO [Skłodowski 1995, 2009].

Analiza RDA danych z 2005 roku skorelowała występowanie większości dużych gatunków rodzaju *Carabus* z drzewostanami K, zaś mezofilnego *C. violaceus* i kserofilnego *C. arvensis* z drzewostanami Z, choć siła tego związku nie była duża. Natomiast analiza dla 2011 roku wskazała preferencję występowania *C. violaceus* w drzewostanach K, zaś *C. arvensis* – w drzewostanach Z. Dlatego oba gatunki, łatwe do rozpoznania przez niespecjalistę, można użyć do szybkiego monitorowania stanu środowiska leśnego, np. stosując pułapki przyżyciowe. Przewaga *C. arvensis* wskaże nadmierne prześwietlenie i przesuszenie drzewostanów, zaś *C. violaceus* – powrót do stabilnych warunków leśnych. Inne wskaźniki, wymagające rozpoznawania gatunków (np. udział fauny leśnej, wskaźnik SCP) są chyba zbyt trudne do stosowania w praktyce leśnej.

## Wnioski

- ✚ Procesy zarówno regresji, jak i regeneracji fauny biegaczowatych w drzewostanach zaburzonych przez huragan opóźnione są o kilka lat względem czynnika inicjującego.
- ✚ Zmiany w składzie i strukturze gatunkowej zgrupowań biegaczowatych podczas wczesnej fazy regeneracji terenów pohuraganowych przypominają te obserwowane podczas regeneracji biegaczowatych na zrębach i pożarzyskach.

✚ Do szybkich prac monitoringowych w ekosystemach leśnych można wykorzystać zarówno zgrupowania biegaczowatych, jak i, przy braku umiejętności rozpoznawania trudnych gatunków, łatwe do odróżnienia *Carabus arvensis* i *Carabus violaceus*.

## Podziękowania

Serdecznie dziękuję Panom Nadleśniczym Nadleśnictw Pisz, Maskulińskie i Spychowo za okazaną pomoc, znakomicie ułatwiającą prowadzenie tak długiej serii badań. Poza autorem złowione biegaczowate oznaczali także Paweł Zdzioch (w latach 2004-2005) oraz Paulina Garbalińska (w latach 2007-2009), którym w tym miejscu składam serdeczne podziękowania. Dziękuję również Ministerstwu Nauki i Szkolnictwa Wyższego za przyznanie grantu badawczego na prowadzenie przedstawionych badań.

## Literatura

- ter Braak C. J. F., Smilauer P. 2003. Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO. Cambridge University Press.
- Berg B., Laskowski R. 2006. Litter decomposition: a guide to carbon and nutrient turnover. *Advances in Ecological Research* 38.
- Bouget C., Duelli P. 2004. The effect of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biological Conservation* 118: 281-299.
- 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.
- Chapin F. S. III, Matson P. A., Mooney H. A. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer-Verlag, New York.
- Gelfand I., Feig G., Meixner F. X., Yakir D. 2009. Afforestation of semi-arid shrubland reduces biogenic NO emission from soil. *Soil Biology and Biochemistry* 41: 1561-1570.
- Grime J. P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Wiley & Sons, Chichester.
- Haila Y., Hanski I. K., Niemelä J., Puntila P., Raivio S., Tukiä H. 1994. Forestry and the boreal fauna: matching management with natural forest dynamics. *Annales Zoologici Fennici* 31: 187-202.
- Krebs C. J. 1999. Ecological methodology. Addison-Wesley Educational Publishers, Inc.
- Lukac M., Godbold D. L. 2011. Soil Ecology in Northern Forests. A belowground View of a Changing World. Cambridge University Press.
- Łaska G. 2001. The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. *Plant Ecology* 157: 77-99.
- 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.
- Obidziński A. 2001. Zaburzenie jako element dynamiki lasu. *Sylwan* 145 (5): 51-59.
- Paquin P. 2008. Carabid beetle (*Coleoptera: Carabidae*) diversity in the black spruce succession of eastern Canada. *Biological Conservation* 141: 261-275.
- Pickett S. T. A., White P. S. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York.
- Schreiner A., Schwerk A. 2012. Does the Mean Individual Biomass (MIB) of carabids as a bioindicator of forest succession follow a logistic function? – Examples from Western German beech and Polish Scots pine forests. *Baltic J. Coleopterol.* 12 (1): 57-64.
- Scherk 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.
- Scherk A., Szyszko J. 2012. Variation in epigeic carabid fauna (*Coleoptera: Carabidae*) on differently-treated post-agricultural land. *Baltic J. Coleopterol.* 12 (1): 39-48.
- Skłodowski J. 1995. Antropogeniczne przeobrażenia zespołów biegaczowatych (*Col. Carabidae*) w ekosystemach borów sosnowych Polski. W: Szujewski A. [red.]. Antropogeniczne przeobrażenia epigeicznej i glebowej entomofauny borów sosnowych Polski. Katedra Ochrony Lasu i Ekologii, Fundacja „Rozwój SGGW”, Warszawa. 17-174.
- Skłodowski J. 2006. Anthropogenic transformation of ground beetle assemblages (*Coleoptera: Carabidae*) in Białowieża Primeval Forest, Poland: from primeval forests to managed woodlands of various ages. *Entomologica Fennica* 17: 296-314.
- Skłodowski J. 2007. Monitoring zooindykacyjny pohuraganowych zniszczeń ekosystemów leśnych Puszczy Piskiej. Wydawnictwo SGGW.
- Skłodowski J. 2009. Interpreting the condition of the forest environment with use of the SCP/MIB model of carabid communities (*Col. Carabidae*). *Baltic Journal of Coleopterology* 9 (2): 89-100.

- Skłodowski J. 2010.** Monitoring zooindykacyjny regeneracji ekosystemów leśnych Puszczy Piskiej zaburzonych przez huragan. Wydawnictwo SGGW.
- 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.
- Szujecki A., Mazur S., Perliński S., Szyszko J. 1983.** The process of forest soil macrofauna formation after afforestation of farmland. Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa.
- Szwagrzyk J. 2000.** Rozległe naturalne zaburzenia w ekosystemach leśnych: ich zasięg, charakter i znaczenie dla dynamiki lasu. *Wiadomości Ekologiczne* 46 (1): 3-19.
- Szyszko J. 1983.** State of *Carabidae* (Col.) fauna in fresh pine forest and tentative valorisation of this environment. Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa.
- Szyszko J. 1985.** STN – efektywna pułapka do odłowu epigeicznych *Carabidae* w środowisku leśnym. Wyd. Kom. Biologia Gleb. PTG.
- Szyszko J. 1990.** Planning of prophylaxis in threatened pine forest biocoenoses based on an analysis of the fauna of epigeic *Carabidae*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.

## SUMMARY

### Carabids as bioindicators of regeneration of Scots pine stands disturbed by a hurricane in 2002 – results of observations from 2003-2011

The study was carried out in 2003-2011 in Scots pine stands that had been disturbed by a hurricane (Z) and in undisturbed control stands (K). Investigated stands were divided into 5 age classes, with each class replicated 3 times (altogether 15 plots each stand type). Every year in period between 1<sup>st</sup> May and 30<sup>th</sup> October 5 pitfall traps were functioning on each plot. Carabids were identified to species, and their length was measured and converted to biomass.

During the period from 2003 to 2011, 65,798 individuals belonging to 109 carabid species were collected. Reactions to the hurricane by the carabids, which were delayed by 3-4 years, were observed. The standardized number of carabid species was greater in the Z stands, increasing significantly between 2004 and 2007, i.e. 2<sup>nd</sup> and 5<sup>th</sup> year after the hurricane (tab., ryc. 1). At the same time the percentage of forest species in the Z stands decreased significantly (tab., ryc. 2). During the entire study period the frequency of xerophiles was higher in the Z stands than in the K ones. Only after 7 years did the number of species in the Z communities decrease, while the share of forest species increased, which may suggest that the carabid communities were regenerating. In the SCP/MIB diagram the distance between the K communities and the Z communities shows a particularly strong increase in 2005-2006 (ryc. 3). After 2008 this distance decreases, suggesting that the Z communities were beginning to regenerate.

RDA in 2005 (ryc. 4) correlated the occurrence of carabids in the Z stands with lack of shade (low LAI values), low rates of soil respiration and decomposition of organic matter, decreased acidification, and increased nitrogen and carbon content in the soil. The decrease in the rate of soil processes was associated with the hot summers of 2003-2006, which dried up the soil. The reduction in soil acidification (in comparison with the control) resulted from the lack of tree crowns, which in normal conditions contribute to soil acidification. Hence the decreased nitrogen in the soil in 2011, accompanied by a tendency of the soil pH in the Z stands to approach that of the K stands, as well as an increase in the decomposition rate, suggests that regeneration of the disturbed ecosystem had begun. In 2011 coverage of the surface in the Z stands by natural regeneration ranged from 0.5 to 52.6%. It seems that the preservation of the soil structure together with the forest bed should facilitate the regeneration of carabid communities, but in this case the regeneration did not begin until 2009, i.e. 7 years after the hurricane, which was indicated by a reduction in the number of species and an increase in the proportion of forest



fauna. These are typical signs of the restoration of forest communities of carabids in pine plantations. This is also suggested by the reduction in the distance between Z and K communities in the SCP/MIB model.

Redundancy analysis of the data from 2005 correlated the occurrence of large *Carabus species* with K stands, while occurrence of the mesophilic *C. violaceus* and the xerophilic *C. arvensis* was correlated, albeit weakly, with Z stands. For 2011 RDA indicated a strengthening of the preference of *C. violaceus* for K stands and of *C. arvensis* for Z stands. It appears that these two species, which are easily recognized by non-specialists, could be used for quick monitoring of the condition of the forest environment. This can be done using live traps. The study found delayed regression of carabid fauna, which led to a delay in regenerative processes in carabid communities.