SYLWAN 159 (11): 905-911, 2015

TOMASZ SKALSKI, RENATA KĘDZIOR, DAMIAN KOLBE, STANISŁAW KNUTELSKI

Biegaczowate jako wskaźniki zanieczyszczenia lasów metalami ciężkimi

Ground beetles as indicators of heavy metal pollution in forests

ABSTRACT

Skalski T., Kędzior R., Kolbe D., Knutelski S. 2015. Biegaczowate jako wskaźniki zanieczyszczenia lasów metalami ciężkimi. Sylwan 159 (11): 905-911.

Carabid beetles are frequently used as the environment condition indicators. Main purpose of this study was to test if community structure parameters of carabids indicate the stress intensity of heavy metal contamination in the soil of temperate forests. Three geographic regions in Europe differing in both degree of accumulation of heavy metals and its quality were chosen. In Olkusz (southern Poland) the main stressor was zinc, in Głogów (western Poland) – copper and in Clydach (Wales, UK) – nickel. We found strong division between assemblages from contaminated and reference sites (fig. 2). Indicator species from pollution preferring areas in one region can avoid polluted sites in the other region (tab. 2). Species preferring contaminated soils were significantly smaller than those that avoid such ecosystems ($F=5.46$, $p<0.05$). Generalized linear model indicated that species richness and biomass decreased in each stressor gradient of contaminated forests. Mean individual biomass and mean abundance of assemblages were significantly lower along zinc gradient only. Species with broader ecological range replace habitat specialists as a response to resource unpredictability. Decreased species richness and biomass in polluted forests indicate degradation of habitat resources and forest ecosystem functioning.

KEY WORDS

Carabidae, ecological indicators, heavy metal pollution, diversity, biomass, MIB

ADDRESSES

Tomasz Skalski [1] – e-mail: tomasz.skalski@uj.edu.pl
Renata Kędzior [2], Damian Kolbe [1], Stanisław Knutelski [1]

[1] Zakład Entomologii, Uniwersytet Jagielloński; ul. Gronostajowa 9, 30-387 Kraków

[2] Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie; al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków

Wstęp

W ostatnich latach wzrosła liczba informacji dotyczących negatywnego wpływu skażenia gleby metalami ciężkimi na funkcjonowanie ekosystemów leśnych [Hedde i in. 2012]. Kompleksowe oddziaływanie tych pierwiastków jest jednak trudne do przewidzenia ze względu na dużą złożoność ekosystemów oraz zróżnicowaną amplitudę zaburzeń [Walker i in. 2004]. Kwalifikując organizmy do oceny stopnia skażenia środowiska metalami ciężkimi, należy tak wybrać cechy kształtowane przez czynniki selekcyjne (zarówno kierunkowe, jak i bezkierunkowe), żeby zawsze jednoznacznie dawały odpowiedź na pojawienie się czynnika stresogennego [McGeoch 1998; Lindenmayer i in. 2000]. Jednymi z najbardziej odpowiednich wskaźników stosowanych często

do szacowania stopnia skażenia środowiska metalami ciężkimi są chrząszcze z rodziny biegaczowatych (*Coleoptera*; *Carabidae*) [Szyszko 1983; Rainio, Niemelä 2003; Skalski, Pośpiech 2006; Koivula 2011; Skalski i in. 2011b; Kędzior i in. 2014; Schwerk 2014].

Parametry populacyjne niektórych gatunków zależne są od stopnia skażenia metalami ciężkimi – zarówno w warunkach laboratoryjnych [Stone i in. 2001; Zygmunt i in. 2006; Łagisz, Laskowski 2008], jak i naturalnych [Read i in. 1998; Skalski i in. 2010], choć efekt nie jest jednoznaczny i zależy od lokalizacji badań oraz stopnia skażenia. Dla ekosystemów leśnych, w których chrząszcze te stanowią grupę organizmów zróżnicowanych strukturalnie i funkcjonalnie, od specjalistów-drapieżników po specjalistów-roślinożerców, o znacznej rozpiętości wielkości ciała, opracowano szereg wskaźników opisujących stan przekształcenia tych środowisk [Szyszko 1983; Skłodowski 2006].

Celem pracy było wskazanie parametrów struktury zgrupowań biegaczowatych, które w największym stopniu opisują negatywne oddziaływanie metali ciężkich w lasach.

Materiał i metody

Badania przeprowadzono w lasach mieszanych z rzędu *Pino-Quercetalia* w trzech regionach Europy o charakterze przemysłowym: w Polsce w okolicach Głogowa (1), gdzie znajduje się huta miedzi, w okolicach Olkusza (2), gdzie na skutek działalności kopalni oraz huty cynku i ołowiu stężenie tych pierwiastków przekroczyło obowiązujące normy ponad tysiąckrotnie, oraz w lasach południowej Walii, w miejscowości Clydach (3), gdzie od 50 lat funkcjonuje huta niklu, a stężenie tego pierwiastka w glebie należy do największych w Europie (tab. 1). Lasy te charakteryzowały się podobną strukturą wiekową oraz składem gatunkowym drzewostanu, a jedynym czynnikiem różnicującym było skażenie metalami ciężkimi w warstwie humusowej gleby [Skalski i in. 2011a].

W każdym z trzech badanych regionów wybrano po cztery stanowiska leśne w gradiencie stężenia metali ciężkich i odległości od źródła emisji zanieczyszczeń. Dwa stanowiska zlokalizowane były w bezpośrednim sąsiedztwie huty, a pozostałe dwa na obszarach, gdzie stężenie tych metali było niższe od dopuszczalnych norm w danym regionie. Na każdym stanowisku w gradiencie skażenia miedzią i niklem założono losowo po 5 powtórzeń rzędów pułapek Barbera, natomiast w przypadku stężenia cynkiem po 3. Każdy rząd obejmował 10 pułapek (plastikowe kubki o średnicy 7 cm i głębokości 10 cm, wkopane do ziemi równo z jej powierzchnią i wypełnione glikolem etylenowym).

Różnice składu gatunkowego i liczebności zgrupowań biegaczowatych pomiędzy terenami referencyjnymi i skażonymi testowano przy pomocy niemetrycznego skalowania wielowymiarowego, w którym jako wskaźnik podobieństwa wybrano indeks Bray-Curtisa, a istotność statystyczną pomiędzy dystansami dla obu klas zgrupowań testowano za pomocą analizy wariancji podobieństwa (ANOSIM). Udział poszczególnych gatunków wydzielonych w istotnych statystycznie grupach określano przy pomocy analizy SIMPER (Past for Windows 2.17c). Ze względu

Tabela 1.

Stężenie letalne dla 50% populacji (LC50) oraz średnie stężenie metali ciężkich [mg/kg s.m.] na obszarach skażonych (H) i referencyjnych (L)

Contamination dose lethal for 50% population (LC50) and mean contamination with heavy metals [mg/kg d.m.] in contaminated (H) and reference (L) areas

	LC50	H	L	F	p
Zn	5170	3957,2	166,4	14,9	0,003
Ni	8351	6168,2	15,0	15606,0	0,001
Cu	1700	1130,8	198,8	5449,9	0,000

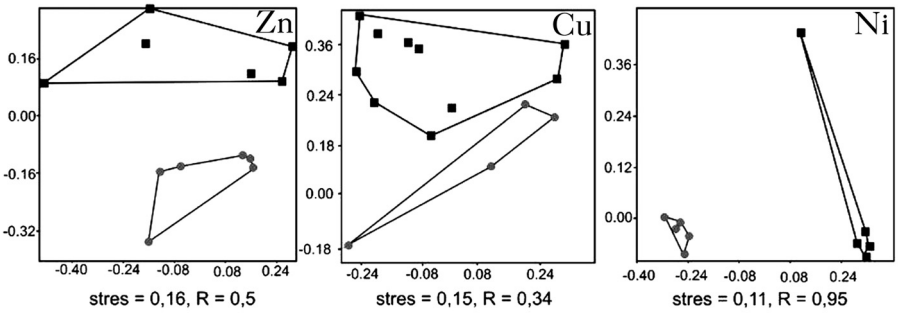
na brak rozkładu normalnego badanych parametrów zgrupowań (test Shapiro-Wilka) zależność pomiędzy typem skażenia a testowanymi parametrami o potencjalnej wartości wskaźnikowej określano przy pomocy uogólnionego modelu liniowego dla rozkładów Poissona, gdzie funkcją łączącą była funkcja logarytmiczna.

Wyniki

W trakcie badań terenowych zebrano łącznie 12 156 chrząszczy z rodziny biegaczowatych (*Carabidae*) należących do 100 gatunków. Skład gatunkowy zgrupowań biegaczowatych jest silnie związany ze skażeniem metalami ciężkimi. Każdy z badanych systemów zgrupowań obszarów skażonych różni się istotnie statystycznie od zgrupowań terenów referencyjnych (ryc. 1). Wartość wskaźnika *R* analizy ANOSIM waha się w granicach od 0,34 w gradiencie skażenia miedzią aż do 0,95 w gradiencie skażenia niklem. Świadczy to o występowaniu dużych różnic badanej fauny w zależności od stopnia skażenia.

Analiza SIMPER pokazuje w oparciu o stopień niepodobieństwa, które gatunki mają największy wpływ na występowanie różnic pomiędzy klasami zgrupowań. W przypadku skażenia cynkiem ogólny procent niepodobieństwa wynosi 96,8%, z czego za 84,1% odpowiada jedynie siedem gatunków (tab. 2). Wśród nich *Pterostichus niger*, *Carabus arcensis* i *P. oblongopunctatus* występują w większych zagęszczeniach na terenach silnie skażonych w porównaniu z terenami referencyjnymi. Natomiast *Carabus auronitens*, *C. glabratus*, *C. violaceus* i *Abax parallelepipedus* wyraźnie unikają obszarów o silnym skażeniu. W gradiencie skażenia niklem procent niepodobieństwa jest nieznacznie niższy i wynosi około 95%. Wśród gatunków różnicujących dziewięć odpowiada za 83,1% niepodobieństwa (tab. 2). W przypadku skażenia miedzią procent niepodobieństwa wynosi około 81%, z czego siedem gatunków odpowiada za 62% różnicy (tab. 2). Analiza SIMPER nie wskazuje jednoznacznie na gatunki, które należą wyłącznie do unikających lub preferujących tereny skażone. Co więcej, *Carabus arcensis* i *Pterostichus oblongopunctatus* w lasach o bardzo wysokim stężeniu cynku należą do gatunków preferujących tereny skażone, natomiast na obszarach zanieczyszczonych miedzią są w grupie gatunków unikających skażeń. Jedyną cechą charakteryzującą gatunki preferujące i unikające terenów skażonych jest wielkość ciała. W każdym z badanych gradientów skażenia gatunki unikające są wyraźnie większe od gatunków preferujących ($F(1,21)=5,46$, $p<0,05$).

Wyniki nie są jednoznaczne również w przypadku parametrów struktury zgrupowań (ryc. 2). Uogólniony model liniowy dla średniej liczebności zgrupowań w klasie skażenia wskazuje na brak



Ryc. 1.

Niemetryczne skalowanie wielowymiarowe dla zgrupowań biegaczowatych w lasach referencyjnych (kwadraty) i silnie skażonych (koła) dla głównych czynników stresogennych

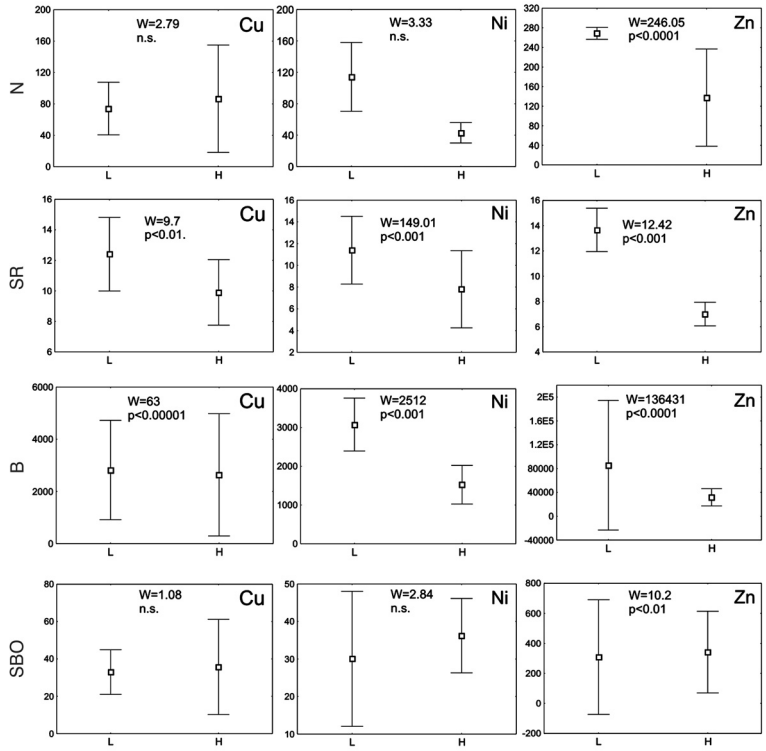
Non-metric multidimensional scaling for the ground beetle assemblages in contaminated (circle) and reference (square) forests for the main stressors

Tabela 2.

Średnia liczebność i udział (%) gatunków preferujących (lewa część) i unikających (prawa część) terenów skażonych na obszarach skażonych (H) i referencyjnych (L)

Mean frequency and share (%) of species preferring (left part) and avoiding (right part) contaminated areas in contaminated (H) and reference (L) areas

		L	H	%		L	H	%
Zn	*Carabus arcensis*	75,3	79,5	23,3	*Carabus glabratus*	47,8	0,2	18,7
	Pt. oblongopunctatus	17,2	20,3	7,5	*Carabus violaceus*	40,7	10,8	11,7
	Pterostichus niger	8,5	16,5	5,2	*Abax parallelepipedus*	32,2	0,0	12,5
					Carabus auronitens	13,5	0,0	5,2
Cu	*Poecilus versicolor*	1,7	7,4	7,6	*Carabus arcensis*	21,1	0,0	18,0
	Harpalus rubripes	4,7	6,6	8,5	*Pt. oblongopunctatus*	21,0	0,4	20,3
	Harpalus autumnalis	0,0	5,8	4,4				
	H. quadripunctatus	0,6	1,8	1,8				
	Amara curta	0,1	1,0	1,3				
Ni	*Calathus melanocephalus*	0,0	3,4	3,3	*Nebria brevicollis*	39,0	12,0	26,0
	Abax parallelepipedus	6,4	13,6	7,6	*Pterostichus madidus*	30,2	7,0	21,7
	Notophilus rufipes	0,0	1,8	1,7	*Platynus assymilis*	10,4	0,0	9,2
	Amara communis	0,0	1,4	1,3	*Carabus nemoralis*	6,2	0,0	7,1
					Asaphidion flavipes	6,0	0,0	5,2



Ryc. 2.

Średnia liczebność ogólna (N), średnie bogactwo gatunkowe (SR), średnia biomasa (B [mg]) oraz średnia biomasa osobnicza (SBO [mg]) zgrupowań biegaczowatych na obszarach skażonych (H) i referencyjnych (L)

Mean total abundance (N), mean species richness (SR), mean biomass (B [mg]) and mean individual biomass (SBO [mg]) of the ground beetle assemblages in contaminated (H) and reference (L) areas

różnic w gradiencie skażenia miedzią i niklem. Jedynie w przypadku skażenia cynkiem średnia liczebność na terenach referencyjnych jest istotnie wyższa niż na terenach skażonych ($W=246$, $p<0{,}001$). Parametrem bardziej czułym na skażenie jest średnie bogactwo gatunkowe zgrupowań biegaczowatych. Istotne statystycznie wyższe bogactwo gatunkowe występuje w lasach na terenach referencyjnych. Średnia biomasa zgrupowań dla wszystkich trzech systemów skażenia jest istotnie statystycznie większa także na obszarach referencyjnych. Średnia biomasa osobnicza nie opisuje jednoznacznie zaburzeń na terenach skażonych w przypadku skażenia miedzią i niklem, natomiast w gradiencie skażenia cynkiem SBO na terenach skażonych jest istotnie wyższa.

Dyskusja

W związku z niekorzystnymi przemianami w przyrodzie, jakie zachodzą pod wpływem działalności człowieka, istnieje potrzeba wytypowania organizmów (bioindykatorów), które precyzyjnie odzwierciedlałyby ten proces. Chrząszcze z rodziny biegaczowatych ze względu na duże zróżnicowanie i powszechność występowania w ekosystemach lądowych są często wykorzystywane jako wskaźniki zmian środowiskowych na różnych poziomach organizacji i oddziaływania [Butovsky 2011; Koivula 2011]. W przypadku skażenia metalami ciężkimi zanotowano negatywny wpływ ich stężenia na poszczególne parametry populacyjne: śmiertelność [Mozdzer i in. 2003], rozrodczość [Łagisz, Laskowski 2007] i wartość kaloryczną osobników dorosłych [Maryański i in. 2002]. Negatywny wpływ tych pierwiastków na poziomie zgrupowań wielogatunkowych nie jest już tak jednoznaczny. W zależności od miejsca prowadzonych badań, jak i intensywności skażenia wykazano brak efektu oddziaływania na zgrupowania wielogatunkowe [Read i in. 1987; Skalski i in. 2011a] lub wpływ negatywny [Skalski i in. 2010]. W naszych badaniach zanotowano istotny spadek bogactwa gatunkowego wraz ze wzrostem stopnia skażenia środowiska. Wskazuje to na powtarzalność procesów ekologicznych zachodzących w lasach silnie skażonych metalami. Podobnym mechanizmom podlega również skład gatunkowy zgrupowań (ryc. 1). Czy biegaczowate mogą więc być uważane za grupę wskaźnikową dla tego typu oddziaływań?

W każdym z badanych systemów wyróżniono gatunki, które reagują pozytywnie lub negatywnie na skażenie (tab. 2). Co więcej, zagęszczenie niektórych z nich na terenach skażonych jest wyższe niż na obszarach referencyjnych, natomiast w innych systemach oddziaływanie jest odwrotne. Można więc przyjąć, że zmiany wielkości populacji biegaczowatych w lasach nie są bezpośrednią konsekwencją stężenia metali ciężkich, ale wynikają z innych oddziaływań płynących z uwarunkowań biotycznych odnoszących się do konkurencji. Wynika to zarówno ze skutecznych mechanizmów detoksykacyjnych, jak i możliwości przystosowawczych do warunków stresogennych [Skalski i in. 2011a].

Występujące na terenach skażonych metalami ciężkimi organizmy ponoszą duże koszty energetyczne na usuwanie z ciała trujących substancji lub ich detoksykację. W konsekwencji wydatkują znaczną część zakumulowanej energii na procesy niezwiązane z ich naturalną aktywnością i rozrodem. Badania laboratoryjne wskazują, że chrząszcze biegaczowate redukują zasoby energetyczne i wartość kaloryczną wraz ze zwiększonym stężeniem metali ciężkich w pokarmie [Maryański i in. 2002]. Wykazują również obniżoną plastyczność na inne czynniki stresogenne, jakie pojawiają się w środowisku [Stone i in. 2001]. Spostrzeżenia te jednak nie mają potwierdzenia w badaniach terenowych, gdzie inne parametry, np. konkurencja czy drapieżnictwo, nie były brane pod uwagę [Bednarska i in. 2013]. W warunkach naturalnych, gdzie zasobność środowiskowa obniża się, zmniejsza się również ogólna biomasa występujących organizmów, co powoduje obniżenie konkurencji. Energia wydatkowana na ten czynnik stresogenny może rekompensować duże koszty detoksykacji.

Trzeba również pamiętać, że gatunki biegaczowatych różnią się niektórymi elementami historii życiowej i w związku z tym oddziaływanie na nie czynnika stresogennego jest niejednoznaczne [Hedde i in. 2012]. Jednym z najczęściej stosowanych wskaźników jest parametr związany z wielkością ciała oraz plastycznością pokarmową, co daje większe prawdopodobieństwo przeżycia gatunkom o mniejszych rozmiarach [Ribera i in. 2001; Magura i in. 2006] oraz szerokim spektrum pokarmowym (hemizoofagi). W gradiencie skażenia cynkiem wysokich stężeń unikają gatunki duże, np. zoofagi takie jak *Carabus glabratus*, o niewielkiej sile dyspersji. Zastępują je na tych obszarach zoofagi o średniej wielkości ciała, np. *Carabus arcensis* i *Pterostichus oblongopunctatus*. W gradiencie skażenia miedzią nawet na terenach referencyjnych nie występują duże zoofagi, natomiast wraz ze wzrostem skażenia następuje tam wymiana gatunkowa ze średnich zoofagów na niewielkie hemizoofagi.

Bardzo często w literaturze pojawia się wskaźnik SBO, określający stopień zaburzeń środowiskowych w lasach [Skłodowski, Garbalińska 2011; Skłodowski 2014], z których większość związana jest ze zmianą struktury drzew (np. wtórna sukcesja, uprawy leśne) i drastyczną zmianą warunków środowiskowych. W badanych lasach o zróżnicowanych gradientach skażenia metalami ciężkimi zwarcie koron drzew oraz nasłonecznienie było takie samo. Nie pojawiały się więc gatunki z innych obszarów, tzw. koloniści. W każdym z obszarów leśnych silnie skażonych metalami ciężkimi stwierdzono mniejszą liczbę gatunków w porównaniu z ogólną pulą taksonów występujących w danym regionie. Natomiast na obszarach otwartych równie mocno skażonych metalami ciężkimi obserwuje się w danym czasie wyższą liczbę gatunków. Przyczyną tego jest prawdopodobnie zwiększona migracja niektórych gatunków biegaczowatych w takich środowiskach [Skalski i in. 2011a].

Literatura

Bednarska A. J., Stachowicz I., Kuriańska L. 2013. Energy reserves and accumulation of metals in the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus* from two metal-polluted gradients. Environmental Science and Pollution Research 20: 390-398.

Butovsky R. O. 2011. Heavy metal in carabids (*Coleoptera*, *Carabidae*). ZooKeys 100: 215-222.

Hedde M., van Oort F., Renouf E., Thénard, Lamy I. 2012. Dynamics of soil fauna after plantation of perennial energy crops on polluted soils. Applied Soil Ecology 66: 29-39.

Kędzior R., Skalski T., Szwalec A., Mundała P. 2014. Diversity of carabid beetle assemblages (*Coleoptera*: *Carabidae*) in a post-industrial slag deposition area. Baltic Journal of Coleopterology 14 (2): 219-227.

Koivula M. J. 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (*Coleoptera*, *Carabidae*) reflecting environmental conditions. ZooKeys 100: 287-317.

Lindenmayer D. B, Margules C. R., Botkin D. B. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically forest management. Conservation Biology 14: 941-950.

Łagisz M., Laskowski R. 2007. Suspectibility of a carabid beetle, *Pterostichus oblongopunctatus* Fab., from a gradient of heavy metal pollution to additional stressors. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 79: 504-507.

Łagisz M., Laskowski R. 2008. Evidence for between-generation effects in carabids exposed to heavy metals pollution. Ecotoxicology 17: 59-66.

Magura T., Tóthmérész B., Lövei G. L. 2006. Body size inequality of carabids along an urbanisation gradient. Basic and Applied Ecology 7: 472-482.

Maryański M., Kramarz P., Laskowski R., Niklińska M. 2002. Decreased energetic reserves, morphological changes and accumulation of metals in the carabid beetles *Poecilus cupreus* L. exposed to zinc- or cadmium-contaminated food. Ecotoxicology. 11: 127-139.

McGeoch M. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. Biological Reviews 73: 181-201.

Mozdzer T., Kramarz P., Piskiewicz A., Niklińska M. 2003. Effects of cadmium and zinc on larval growth and survival in the ground beetle, *Pterostichus oblongopunctatus*. Environment International 28: 737-742.

Rainio J., Niemelä J. 2003. Ground beetles (*Coleoptera*: *Carabidae*) as bioindicators. Biodiversity and Conservation 12: 487-506.

Read H. J., Martin M. H., Rayner J. M. V. 1998. Invertebrates in woodlands polluted by heavy metals – an evaluation using Canonical Correspondence Analysis. Water, Air and Soil Pollution 106: 17-42.

Read H. J., Wheater C. P., Martin M. H. 1987. Aspects of the ecology of *Carabidae* (*Coleoptera*) from woodlands polluted by heavy metals. Environmental Pollution 48: 61-76.

Ribera I., Doledec S., Downie I. S., Foster G. N. 2001. Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. Ecology 82: 1112-1129.

Schwerk A. 2014. Changes in carabid beetle fauna (*Coleoptera*: *Carabidae*) along successional gradients in post-industrial areas in Central Poland. European Journal of Entomology 111 (5): 677-685.

Skalski T., Gargasz K., Laskowski R. 2011a. Does mixed diffused pollution decrease ground beetle diversity? Baltic Journal of Coleopterology 11: 1-15.

Skalski T., Kędzior R., Kolbe D., Knutelski S. 2015. Different responses of beetles to heavy metal contaminations depend on functional traits at family level. Baltic Journal of Coleopterology (w druku).

Skalski T., Kędzior R., Maciejowski W., Kacprzak A. 2011b. Soil and habitat preferences of ground beetles (*Coleoptera*, *Carabidae*) in natural mountain landscape. Baltic Journal of Coleopterology 12: 1-15.

Skalski T., Pośpiech N. 2006. Beetles community structures under different reclamation practices. European Journal of Soil Biology 42: 317-320.

Skalski T., Stone D., Kramarz P., Laskowski R. 2010. Ground beetle community responses to heavy metal contamination. Baltic Journal of Coleopterology 10 (1): 1-12.

Skłodowski J. 2006. Anthropogenic transformation of ground beetle assemblages (*Coleoptera*: *Carabidae*) in Bialowieza forest, Poland: from primeval forest to managed woodlands of various ages. Entomologica Fennica 17: 296-309.

Skłodowski J. 2014. Effects of top-soil preparation andbroad-leaved tree mixture on carabid beetles in afforested fallow plots. Restoration Ecology 22: 13-21.

Skłodowski J., Garbalińska P. 2011. Ground beetle (*Coleoptera*, *Carabidae*) assemblages inhabiting Scots pine stands of Puszcza Piska Forest: six-year responses to a tornado impact. ZooKeys 100: 371-392.

Spurgeon D. J., Hopkin S. P. 1999. Seasonal variation in the abundance, biomass and biodiversity of earthworms in soil caontaminated with metal emissions from a primary smelting works. Journal of Applied Ecology 36: 173-183.

Stone D., Jepson P., Kramarz P., Laskowski R. 2001. Time to death response in carabid beetles exposed to multiple stressors along a gradient of heavy metal pollution. Environmental Pollution 13: 239-244.

Szyszko J. 1983. Methods of macrofauna investigations. W: Szujecki A., Szyszko J., Mazur S., Perliński S. [red.]. The process of forest soil macrofauna formation after afforestation of farmland. Warshaw Agricultural University Press 10-16.

Walker D. J., Clemente R., Bernal M. P. 2004. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil cantaminated by pyritic mine waste. Chemosphere 57 (3): 215-224.

Zygmunt P. M. S., Maryański M., Laskowski R. 2006. Body mass and caloric value of the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus* (*Coleoptera*, *Carabidae*) along a gradient of heavy metal pollution. Environmental Toxicology and Chemistry 25 (10): 2709-2714.