

JAROSŁAW SKŁODOWSKI, KATARZYNA MĄDRZEJEWSKA

## Zgrupowania biegaczowatych jako zoindykator presji turystyki żeglarskiej w ekotonach leśno-jeziornych

Assemblages of carabid beetles as zoo-indicator of water tourism impact in forest-lake ecotones

### ABSTRACT

Skłodowski J., Mądrzejewska K. 2008. Zgrupowania biegaczowatych jako zoindykator presji turystyki żeglarskiej w ekotonach leśno-jeziornych. Sylwan 8: 35-46.

Changes in structure of carabid assemblages caused by tourism were observed. They turned to be smaller in comparison to those caused by clear-cuttings, which was demonstrated on the example of selected indices (SCP, SBO) and SCP/SBO model analysis. Increase in regression changes in carabid assemblages with the increase of the pressure from water-tourists was shown. It was demonstrated on the basis of reduction of the frequency of autumn species, increase of the number of small zoophages and replacement of the higrophilous species with mezophilous ones. Higher pressure resulted in higher standardised number of species as well. However, achieved results suggest that changes in the environment are not so heavy, they are important for forest economy.

### KEY WORDS

*Carabidae*, tourism, forest-lake ecotone

### ADDRESSES

Jarosław Skłodowski – Katedra Ochrony Lasu i Ekologii,  
ul. Nowoursynowska 159; 02-767 Warszawa; e-mail: sklodowski@wl.sggw.pl

Katarzyna Mądrzejewska  
e-mail: katarzyna.madrzejewska@gmail.com

## Wstęp

Turystyka i rekreacja są z jednej strony ważnym źródłem dochodów dla wielu społeczeństw, z drugiej zaś przyczyniają się do silnych zmian w środowisku naturalnym. Zmiany te wynikają z oddziaływań fizycznych, chemicznych i biologicznych turystyki i rekreacji. Przykładem oddziaływań fizycznych jest zadeptywanie terenu przez turystów pieszych oraz jeżdżących na koniach, a nawet lamach [Liddle 1975; Bratton 1985; Cole, Spildie 1998]. Przykładem oddziaływań biologicznych może być zmniejszenie pogłowia reniferów [Helle, Sarkela 1993], zmiana składu gatunkowego w Sequoia National Park [Vankat, Major 1978], czy też śmiertelność bezkręgowców i drobnych kręgowców wchodzących do butelek i innych opakowaniach porzucanych przez turystów [Skłodowski, Podściański 2004]. Oddziaływanie chemiczne pod wpływem ruchu turystycznego zachodzi również w glebie, o czym piszą Andrés-Abellám i in. [2005] czy Arocena i in. [2006].

W Polsce turystyka szczególnie dynamicznie rozwija się nad jeziorami. Połączenie możliwości żeglowania po dużych jeziorach z cumowaniem na noc na terenach leśnych wydaje się być szczególnie atrakcyjnym sposobem spędzania urlopu. Jednak „wodniacy” wywierają również wpływ na środowisko leśne, w którym obozują, zbierają drewno na opał, rozpalają

ogniska, gotują jedzenie, śpią czy załatwiają swoje potrzeby, a nade wszystko zdeptują roślinność. Oddziaływania te prowadzą do zmian w ekosystemach nadwodnych [Mądrzejewska, Borowski 2003; Skłodowski i in. 2006].

Zmiany w ekosystemach można monitorować na wiele różnych sposobów, między innymi śledząc przemiany w zgrupowaniach fauny epigeicznej, a zwłaszcza zgrupowań epigeicznych biegaczowatych [Szujcecki i in. 1983; Szyszko 1983; Skłodowski 1995; Leśniak 1997; Skłodowski 2006; Szujcecki 2006; Schwerk, Szyszko 2007]. Można zapytać, czy zgrupowania biegaczowatych zareagują również na presję turystyki „wodniackiej”? Jeżeli tak, to reakcje te powinny polegać na zmianie liczby gatunków, struktur zgrupowań (np. środowiskowej, geograficznej) oraz średniej biomasy osobniczej.

Celem pracy jest zbadanie jak głębokie zmiany w liczbie gatunków, strukturze zgrupowań oraz w średniej biomasy osobniczej pociąga za sobą turystyka wodniacka oraz weryfikacja hipotezy wzrostu zmian w zgrupowaniach biegaczowatych wraz ze wzrostem presji tej formy turystyki.

## Teren badań

Badania przeprowadzono nad jeziorami na terenie Leśnego Kompleksu Promocyjnego Lasu Mazurskie. Teren badań dobrano tak, aby reprezentowane były 3 warianty presji turystyki wodniackiej: bez presji (kontrola) – Jez. Jegocin, ze średnią presją – Jez. Nidzkie i z dużą presją – Jez. Beldany. W każdym wariantcie założono po 3 powierzchnie, na które składały się dwa transekty badawcze. Pierwszy z nich biegł równolegle wzdłuż brzegu jeziora w bezpośrednim ekotonie leśno-jeziornym lasu olszowego (olesu). Drugi transekt położony był również równolegle w stosunku do brzegu jeziora, z tą różnicą, że przebiegał w odległości około 50 m od brzegu jeziora w lesie sosnowym (bór świeży), położonym wyżej ponad lustrem wody gruntowej.

Wariant kontrolny zlokalizowano nad jeziorem Jegocin. To śródlęśne jezioro rynnowe wyłączone jest z ruchu turystycznego. Powierzchnia jeziora wynosi 120 ha, a głębokość dochodzi do 36 m. Brzegi są wysokie, często strome, zalesione. Wokół jeziora brak ośrodków wczasowych, bazy turystycznej, kąpielisk czy też wypożyczalni sprzętu. Na powierzchni kontrolnej wyznaczono 3 powierzchnie badawcze w olsie (w odległości od 1 do 5 m od brzegu jeziora) oraz 3 powierzchnie w borze mieszanym świeżym.

Wariant średniej presji turystycznej sprawdzono na przykładzie Jez. Nidzkie. Jezioro to będące rezerwatem, hipotetycznie charakteryzuje średnie natężenie ruchu turystycznego (presja mniejsza niż w przypadku jeziora Beldany). Jest to jezioro rynnowe, o brzegach stromych, piaszczystych i zalesionych. Powierzchnia jeziora wynosi 1831 ha, zaś głębokość osiąga 23,7 m. Na północy łączy się poprzez jeziora Guziankę Wielką i Guziankę Małą z jeziorem Beldany. Jezioro to jest rezerwatem przyrody i sąsiaduje z Mazurskim Parkiem Krajobrazowym. Na północnym brzegu zlokalizowany jest duży port Pod Dębem i kilka ośrodków wypoczynkowych. Najbliższy ośrodek znajduje się w Krzyżach, kolejny zaś – w Karwicy. Nad brzegami jeziora znajdują się osiedla domków wypoczynkowych i szereg bindug oraz pól namiotowych: Fasty, Rybacza Buda, Łysa czy Drapacz. Na południowym krańcu jeziora znajduje się miejscowość Wiartel.

Wariant największej presji turystycznej reprezentuje Jezioro Beldany. Jezioro położone jest w 35-kilometrowej rynnicy połodowcowej ciągnącej się od Rynu do Rucianego. Zajmuje powierzchnię 1000 ha, jego długość wynosi 12,5 km, a szerokość waha się od 200 do 2500 m, zaś głębokość dochodzi do 31 m. Na jeziorze znajduje się osiem wysp o łącznej powierzchni 33 ha. Jezioro posiada III klasę czystości wód. Brzegi jeziora, niemal w całości porośnięte lasem, są sto-

sunkowo strome i sięgają do 31 m wysokości. W jeziorze zbiegają się szlaki wodne z Sorkwit, Pizsa, Węgorzewa, Rucianego-Nidy i Mikołajek. Na wschodnim brzegu wyznaczono kilka miejsc biwakowych dostępnych tylko od strony wody. Znajdują się tu też ośrodki wypoczynkowe różnych zakładów pracy, port TKKF Korektywa, pola namiotowe Tarpan I, Tarpan II i Goły Różek. Na zachodnim brzegu położone są ośrodki: Pollena, turystyki wodnej PTTK w Kamieniu oraz wioski Iznota i Wygryny, a także kilka miejsc biwakowych dostępnych łądem. Ponadto w Wierzbie znajduje się duży port i miejsce postoju pływającej stacji paliw.

## Metodyka

**BADANIA TERENOWE.** Do badań zastosowano standardowe pułapki STN (zmodyfikowane pułapki Barbera), składające się z słoika, na którym umieszczony jest lejek o 10 cm średnicy. Wylot lejka obcięty jest na takiej wysokości, aby jego wewnętrzna średnica miała 1,8 cm. Średnica ta zabezpiecza przed wpadaniem drobnych kręgowców. Pułapki instalowano w taki sposób, aby górna krawędź lejka była równa z poziomem ściółki. Tak skonstruowana pułapka przykryta jest daszkiem z płyty pilśniowej, chroniącym przed opadem deszczu. Na każdej powierzchni instalowano po 6 pułapek: 3 pułapki w transekcie w olsie i 3 pułapki w transekcie w borze. Pułapki rozstawiano w latach 2004 i 2006. Przeglądy pułapek odbywały się co 6 tygodni, w okresie od 1 maja do połowy września.

**PRACE KAMERALNE.** Podczas oznaczania biegaczowatych do gatunku mierzono długość każdego chrząszcza z dokładnością do 1mm. Następnie przeliczano ją na biomasę według formuły zawartej w pracy Szujeckiego i in. [1983]. Średnią biomasę osobniczą (SBO) obliczono przez zsumowanie biomas wszystkich osobników w zgrupowaniu, a następnie podzielenie jej przez liczbę wszystkich osobników. SBO jest dodatnio skorelowana z wiekiem drzewostanu. Przy użyciu refrakcyjnej metody Simberloffa [Krebs 1999] standaryzowano liczbę gatunków najmniejszą liczbą osobników złowionych w jednym wariancie. W celu zilustrowania różnic pomiędzy zgrupowaniami utworzono tzw. wykresy Whittakera – rozkłady liczebności gatunków według ich rang [Krebs 1999].

Stan rozwojowy zgrupowań biegaczowatych opisano wskaźnikiem SCP (suma cech pozytywnych), którego wartości są dodatnio skorelowane z wiekiem zamieszkiwanego przez biegaczowate drzewostanu [Skłodowski 1995, 1997]. Wskaźnik jest sumą udziałów w zgrupowaniu osobników należących do grup gatunków, które najliczniej spotykane są w starych, dojrzałych drzewostanach. Grupy te, wyróżnione na podstawie czterech różnych klasyfikacji biegaczowatych, obejmują: gatunki leśne, duże zoofagi (drapieżniki o masie ciała przekraczającej 100 mg), gatunki o zasięgu związanym z Europą (czyli stenobionty) oraz gatunki o jesiennym typie rozwoju (ze względu na większy udział energii wbudowanej w biomasę oraz wolniejsze tempo jej przekazywania na wyższe poziomy troficzne gatunki te są uznawane za energetycznie oszczędne). Teoretycznie wskaźnik SCP może osiągać maksymalną wartość 400 jednostek (4 razy 100%), jednakże w praktyce notowano około 350 jednostek.

Badania statystyczne wykonano w pakiecie Statistica [StatSoft 1997]. Zgodność danych z rozkładem normalnym sprawdzono za pomocą testu Shapiro-Wilka. W przypadku danych zgodnych z rozkładem normalnym zastosowano trójczynnika analizę wariancji. Pierwsza grupa czynników opisywała stopień presji turystów, druga – badany typ drzewostanu, zaś trzecia – rok badań. Do zbadania post-hoc różnic pomiędzy danymi zastosowano test NIR. Dane odbiegające od rozkładu normalnego porównano nieparametrycznym testem U Manna-Withney'a. Podobieństwa gatunkowe zgrupowań badano numeryczną analizą skupień przy użyciu metody Warda i odległości euklidesowej.

## Wyniki

W latach 2004 i 2006 złowiono 4 973 osobniki należące do 53 gatunków biegaczowatych (tab.). Średnia standaryzowana liczba gatunków łowiona w jednym wariantcie była wyższa w roku 2004 i wynosiła 2,42 wobec 1,94 w roku 2006 ( $F=7,9162$ ;  $p=0,009$ ; NIR:  $p=0,009$ ). Generalnie, w wilgotnych drzewostanach olszowych łowiło się więcej biegaczowatych niż w suchych borach. Średnia liczba gatunków wynosiła odpowiednio 2,44 i 1,92 ( $F=8,9751$ ;  $p=0,006$ ; NIR:  $p=0,006$ ). Wzrost presji skutkował wzrostem średniej liczby gatunków: kontrola (k) – 1,87, presja I (pI) – 2,29 i presja II (pII) – 2,37 ( $F=3,3205$ ;  $p=0,053$ ; NIR: k vs. pI –  $p=0,054$  oraz k vs. pII –  $p=0,025$ ).

Wykresy frekwencji gatunków Whittakera sporządzone dla olsów wskazały w warunkach kontrolnych mniejszą liczebność gatunków nielicznie reprezentowanych przez osobniki (akcesorycznych) w porównaniu do wariantów średniej i dużej presji (ryc. 1). Natomiast w siedliskach borowych zaobserwowano zupełnie odwrotny trend – wraz z pojawieniem się presji turystów i jej wzrostem maleje liczba gatunków nielicznie reprezentowanych przez osobniki.

Udział gatunków jesiennych większy był w zgrupowaniach zamieszkujących olsy (61%) niż bory (51%) ( $F=5,0518$ ;  $p=0,044$ ; NIR:  $p=0,044$ ). W porównaniu do kontroli i wariantu średniej presji turystycznej, udział osobników gatunków jesiennych pod wysoką presją był zredukowany niemal o połowę – odpowiednio 64,5%, 67,5% i 35,5% ( $F=21,7841$ ;  $p<0,001$ ; NIR:  $p<0,001$ ).

Udział małych zoofagów wzrastał wraz z wzrostem presji. W wariantcie kontrolnym wynosił 17,9%, średniej presji – 22,2%, a dużej – 34,5% ( $F=4,7932$ ;  $p=0,030$ ; NIR:  $p=0,047$  i  $p=0,011$ ). Natomiast udział dużych zoofagów ulegał redukcji wraz z nasileniem presji turystów: 74,5% (kontrola), 68,1% i 58,5% (średnia i duża presja). Wynik ten był jednakże na granicy istotności ( $F=3,4457$ ;  $p=0,066$ ). W przypadku grup środowiskowych i geograficznych nie wykryto istotnych trendów, które można by powiązać ze wzrostem presji turystyki. Natomiast wartość syntetycznego wskaźnika SCP w stosunku do kontroli ulegała redukcji z 309 do 288 i 245 w wariantach średniej i dużej presji ( $F=4,8143$ ;  $p=0,029$ ; NIR:  $p=0,073$  i  $0,009$ ).

Średnia biomasa osobnicza zgrupowań biegaczowatych ułożyła się częściowo zgodnie z oczekiwaniami. W wariantcie największej presji wartość tego wskaźnika wzrosła zamiast ulec redukcji. W wariantcie kontrolnym SBO osiągało 229 mg, w wariantcie średniej presji – 203 mg, zaś w wariantcie największej presji 242 mg ( $F=28,0154$ ;  $p<0,001$ ; NIR:  $p<0,001$  i  $p=0,013$ ). Zwiększoną wartość SBO w wariantcie dużej presji obserwowano zarówno w 2004, jak i 2006 roku. Generalnie SBO w borze osiągała większe wartości niż w olsie – odpowiednio 242 i 208 mg ( $F=66,4259$ ;  $p<0,001$ ; NIR,  $p<0,001$ ).

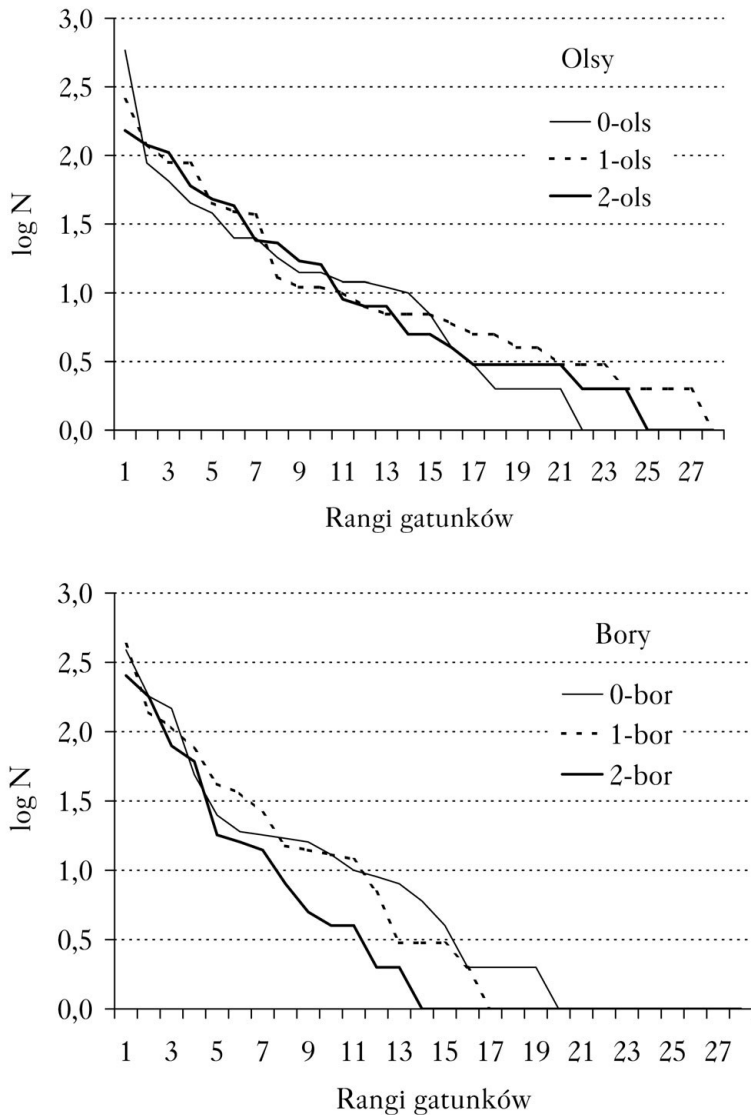
Model SCP/SBO przedstawia stan rozwoju sukcesyjnego zgrupowań biegaczowatych (ryc. 2). W modelu tym zgrupowania zamieszkujące starsze, czy mniej zaburzone drzewostany układają się wysoko po prawej stronie, zaś zgrupowania obserwowane w młodych albo zaburzonych drzewostanach znajdują się nisko po lewej stronie. Obserwacje dokonane w olsie układają się prawie zgodnie z przyjmowanym teoretycznym modelem. Natomiast zgrupowania obserwowane w borach odbiegają od wzorca, głównie z powodu zbyt wysokich wartości SBO.

Udział osobników gatunków higrofilnych największy był w wariantach kontrolnych – 55,5%, zaś w średniej i dużej presji ulegał redukcji (odpowiednio 47,3% i 24,6%) ( $F=6,4556$ ;  $p=0,012$ ; NIR:  $p=0,025$  i  $p=0,004$ ). Jak można przypuszczać udział higrofilów w olsach był większy niż w borach – 50,4% wobec 34,6% ( $F=4,6750$ ;  $p=0,052$ ; NIR:  $p=0,052$ ). Natomiast udział mezofili w stosunku do kontroli zwiększał się wraz ze stopniem nasilenia presji i wynosił 35,2% (kontrola), 48,2% (średnia presja) i 72,8% (duża presja) ( $F=9,798$ ;  $p=0,003$ ; NIR:  $p=0,014$  i  $p<0,001$ ).

## Tabela.

Wskaźniki dominacji w zgrupowaniach biegaczowatych siedlisk olsowych i borowych  
 Domination indicators in carabid assemblages of alder (Ols) and pine (Bór) sites

Gatunki	Ols 0	Bór 0	Ols 1	Bór 1	Ols 2	Bór 2
<i>Agonum assimile</i> (Paykul, 1790)	–	0,11	1,38	–	1,34	–
<i>A.fuliginosus</i> (Duftschmid, 1812)	1,82	–	5,63	–	3,42	–
<i>A.livens</i> (Gyllenhal, 1810)	–	–	0,88	–	–	–
<i>A.lugens</i> (Duftshmid, 1812)	–	–	1	–	–	–
<i>A.obscurum</i> (Herbst, 1784)	0,4	0,22	–	–	0,45	0,31
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)	–	–	–	–	0,3	–
<i>A.bifrons</i> (Gyllenhal, 1810)	1,41	0,97	0,38	0,32	0,74	0,61
<i>A.brunnea</i> (Gyllenhal, 1810)	0,71	–	0,25	0,21	0,45	–
<i>A.lunicollis</i> (Schiodte, 1837)	0,1	0,11	0,5	3,86	–	–
<i>A.ovata</i> (Fabricius, 1792)	–	–	0,13	0,75	–	–
<i>A.plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)	–	–	0,88	–	0,15	–
<i>A.tibialis</i> (Paykull, 1798)	–	0,22	–	–	–	–
<i>B.lacertosus</i> (Sturm, 1815)	–	–	0,13	–	0,15	–
<i>B.semipunctatum</i> (Donovan, 1806)	–	–	–	–	0,15	–
<i>C.micropterus</i> (Duftschmid, 1812)	0,2	–	0,63	0,32	0,15	–
<i>Carabus arcensis</i> (Herbst, 1784)	1,41	5,29	–	2,79	–	–
<i>C.conxesus</i>	0,2	1,08	0,75	1,5	0,45	2,76
<i>C.glabratus</i> (Paykull, 1790)	0,2	0,11	0,13	–	1,19	0,15
<i>C.granulatus</i> (Linnaeus, 1758)	2,53	–	4,63	–	3,57	–
<i>C.hortensis</i> (Linnaeus, 1758)	4,55	1,94	11	4,5	8,92	9,37
<i>C.nemorialis</i> (O.F.Muller, 1764)	6,57	15,87	1,63	8,04	22,59	39,02
<i>C.violaceus</i> (Linnaeus, 1758)	1,01	1,73	0,13	1,39	–	–
<i>Cychnus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	3,84	2,7	0,5	1,61	0,74	2,46
<i>Dromius linearis</i> (Olivier, 1795)	–	0,11	–	–	–	–
<i>Elaphrus cupreus</i> (Duftschmid, 1812)	0,1	–	0,13	–	–	–
<i>Harpalus affinis</i> (Schränk, 1781)	–	0,11	–	–	–	–
<i>H.froelichi</i>	–	–	0,13	–	–	–
<i>H.fuliginosus</i> (Panzer, 1809)	–	–	0,25	–	0,15	0,77
<i>H.latus</i> (Linnaeus, 1758)	1,11	1,84	1,25	1,29	0,3	2,15
<i>H.quadrupunctatus</i> (Dejean, 1829)	0,2	1,4	0,13	0,32	–	1,23
<i>H.picipennis</i> (Duft.)	–	0,11	–	–	–	–
<i>H.rufipes</i> (De Geer, 1774)	0,3	0,86	0,38	0,11	1,19	0,15
<i>H.tardus</i> (Panz.)	–	–	0,63	0,11	–	–
<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)	–	–	0,13	–	0,59	–
<i>Miscodera arctica</i> (Paykull, 1798)	–	0,11	–	–	–	–
<i>N.germinyi</i> (Fauvel in Grenier, 1863)	0,1	–	–	0,11	–	0,15
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	0,1	–	0,38	0,11	–	–
<i>Oodes helopioides</i> (Fabricius, 1792)	–	–	0,25	0,11	–	–
<i>Patrobus atrorufus</i> (Stroem, 1768)	1,21	0,22	4,88	–	15,6	–
<i>Pterostichus aethiops</i> (Panzer, 1797)	0,1	0,65	0,13	0,11	–	–
<i>Panthracinus</i> (Illiger, 1798)	1,21	0,11	1,38	–	2,53	–
<i>Pcaeruleus</i> (Linnaeus, 1758)	–	0,22	–	0,11	0,45	–
<i>P.diligens</i> (Sturm, 1824)	–	–	–	–	0,45	0,15
<i>Pmelanarius</i> (Illiger, 1798)	2,53	2,05	15	14,79	6,39	0,61
<i>Pminor</i> (Gyllenhal, 1827)	–	–	–	–	0,3	–
<i>Pniger</i> (Schaller, 1783)	58,99	41,9	32	45,98	7,13	12,14
<i>Pnigrita</i> (Paykul, 1790)	0,1	0,43	0,88	–	2,38	–
<i>Poblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	8,89	19,44	11,13	11,58	17,68	27,5
<i>Pstrenuus</i> (Panzer, 1797)	–	–	0,13	–	–	0,31
<i>Pcupreus</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	0,13	–	–	–
<i>Pvernalis</i> (Panzer, 1796)	–	0,11	–	–	–	–
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)	–	–	0,25	–	–	–
<i>Synuchus nivialis</i> (Illiger, 1798)	0,1	–	–	–	0,15	0,15

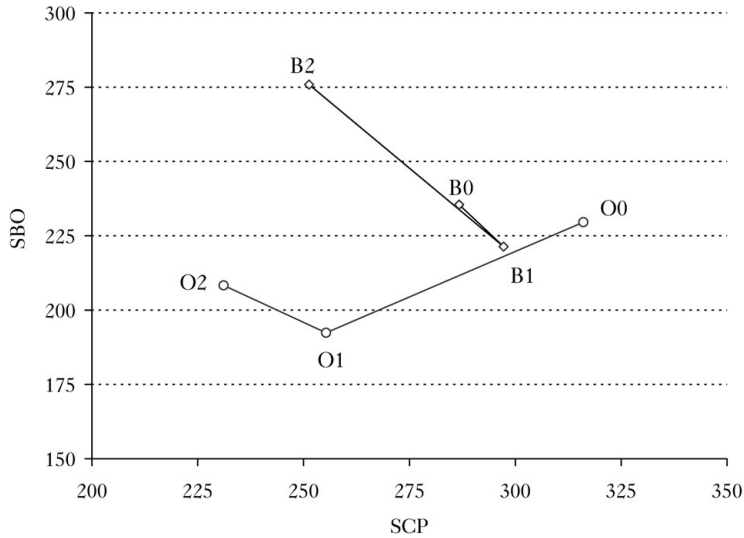


Ryc. 1.

Frekwencję gatunków biegaczowatych w siedliskach olsowych i borowych  
Abundance of carabid species in alder and pine sites

Udział gatunków dimorficznych w porównaniu do wariantów kontrolnego i średniej presji w wariancie dużej presji uległ silnej redukcji – 18,0% wobec 54,9% i 54,9% ( $F=34,85$ ;  $p<0,001$ ; NIR:  $p<0,001$ ). Natomiast udział przedstawicieli gatunków brachypterycznych w wariancie dużej presji okazał się dwukrotnie większy niż w kontroli i wariancie średniej presji – 55,3% w porównaniu z 25,6% i 22,5% ( $Z=2,8823$ ;  $p=0,004$ ).

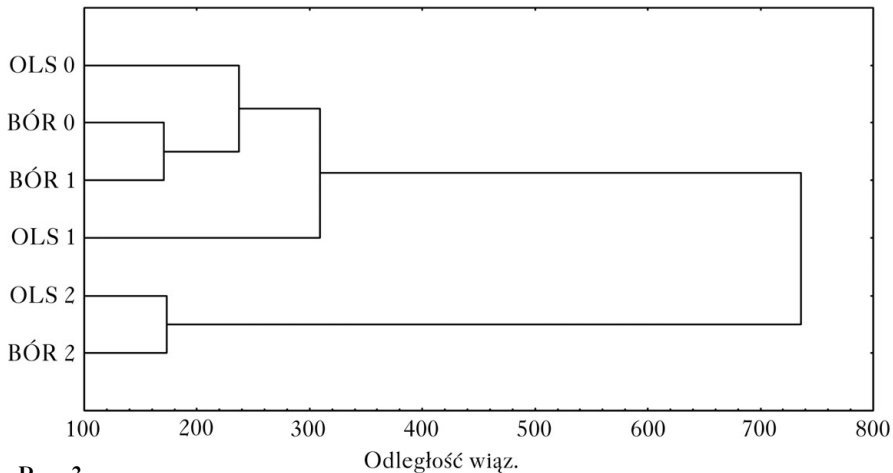
Dendrogram podobieństw zgrupowań biegaczowatych (ryc. 3) bardzo wyraźnie odseparował zgrupowania biegaczowatych zamieszkujące warianty kontrolne i średniej presji od wariantów silnej presji. Separacja ta nastąpiła niezależnie od jakości siedliska. Natomiast przy braku presji



Ryc. 2.

Model stanu rozwojowego zgrupowań biegaczowatych w borach (B) i olsach (O) w warunkach kontrolnych (0), średniej (1) i dużej presji (2)

Model of development state of carabid assemblages in pine (B) and alder (O) forests in control area (0), and under medium (1) and high (2) pressure



Ryc. 3.

Podobieństwo gatunkowe zgrupowań biegaczowatych zamieszkujących olsy i bory poddanych presji o zwiększającym się nasileniu (0-3)

Species similarity of carabid assemblages from alder and pine sites under increasing pressure (0-3)

lub jej niskim poziomie wydaje się, że jakość siedliska bardziej wpływa na podobieństwo gatunkowe – połączenie razem wariantów bór 0 i bór 1, a następnie ols 0 i ols 1.

## Dyskusja

Pierwszym analizowanym problem było zbadanie jak głębokie zmiany w liczbie gatunków, strukturze zgrupowań oraz w średniej biomacie osobniczej pociąga za sobą turystyka wodniacka.

Turyści wodniacy wychodząc na brzeg zdeptują roślinność runa, glebę, palą ogniska, zbierają drewno na opał, natomiast rzadko wycinają drzewa [Mądrzejewska, Borowski 2003; Skłodowski i in. 2006]. Tego rodzaju aktywność jest niewystarczająca aby sklepienie koron drzewostanu uległo silnemu prześwietleniu. Tym samym dno lasu pozostaje ocienione. Dlatego można przypuszczać, że konsekwencje presji turystycznej dla ekosystemu leśnego, odczytywane przez przyzmat zmian struktury zgrupowań biegaczowatych nie powinny być tak silne, jak ma to miejsce w przypadku wycinki zrębów w drzewostanach [Szyszko 1983; Niemelä i in. 1993; Szujecki i in. 1983; Skłodowski 1995, 2006; Atlegrim i in. 1997; Koivula 2001, 2002; du Bus de Warnaffe, Lebrun 2004]. Szczególnie silne zdeptywanie powoduje zanik wszystkich gatunków runa, przy czym na końcu giną trawy [Hall, Kuss 1989; Gibson i in. 2000]. Zdeptywanie prowadzi do zbiccia i zagęszczenia ściółki [Dufey 1975] oraz samej gleby [Liddle, Greig-Smith 1975]. Duża presja turystyki prowadzi do mechanicznego zdzierania (i usuwania) wierzchniej warstwy ściółki [Lency 1974]. Zmiany te prowadzą do zniszczenia kryjówek biegaczowatych, zwłaszcza tych gatunków, które wymagają wilgotnych schronień do przeczekania pory dziennej. Tereny zdeptane przez turystów można przez analogię porównać do utwardzonych szlaków i dróg. Niektóre gatunki biegaczowatych unikają wchodzenia na utwardzone szlaki i drogi, a jedynie poruszają się wzdłuż nich [Mader i in. 1990]. Dlatego wydaje się, że w terenie będącym pod presją turystów, część gatunków wymagających schronień (związanych leśną ściółką) występować będzie mniej licznie, a ich obecność zależeć będzie od osobników migrujących spoza zdeptanych powierzchni.

Zaobserwowane przez nas reakcje fauny biegaczowatych w porównaniu do zmian zachodzących pod wpływem wycinania zrębów [Szyszko 1983; Niemelä i in. 1993; Szujecki i in. 1983; Skłodowski 1995, 2006; Atlegrim i in. 1997; Koivula 2001, 2002; du Bus de Warnaffe, Lebrun 2004] okazały się umiarkowane. W porównaniu z kontrolą, w wariantach poddanych presji turystycznej, redukcja udziału osobników należących do gatunków jesiennych i do gatunków higrofilnych była dwukrotna. Dwukrotny by też wzrost udziału przedstawicieli małych zoofagów i gatunków dimorficznych. Jednak zmiany liczby gatunków, wartości syntetycznego wskaźnika SCP oraz SBO w rzeczywistości okazały się niewielkie (choć istotne statystycznie). W ujęciu procentowym zmiany liczby gatunków zawarły się w przedziale 20-35%, zaś amplituda zmian wskaźnika SCP osiągnęła zaledwie 60 jednostek. Również zmiany SBO były niewielkie i utrzymywały się w stałym przedziale 200-240 mg. Te niewielkie zmiany obu wskaźników doskonale oddaje model SCP/SBO. Ten nieduży poziom zmian w zgrupowaniach biegaczowatych podobny jest do tego, jaki obserwuje się w drzewostanach po przeprowadzeniu czyszczeń i trzebieży [Skłodowski, Zdzioch 2003].

Drugą badaną hipotezą była kwestia nasilenia zmian struktury zgrupowań biegaczowatych wraz ze wzrostem presji turystyki wodniackiej. Im większe zaburzenie tym silniejsza jest reakcja w zgrupowaniach biegaczowatych [Szujecki i in. 1983; Szyszko 1993; Skłodowski 1995, 1997, 2006; Schwerk, Szyszko 2007]. Zaobserwowana reakcja biegaczowatych na presję turystyki nadwodnej okazała się niezbyt silna. Pomimo to odnotowano wyraźnie zróżnicowane reakcje w zgrupowaniach pozostających w strefach średniej oraz wysokiej presji. Przykładem może być redukcja wobec wariantu kontrolnego udziału przedstawicieli gatunków jesiennego typu rozwojowego. Jednakże nastąpiło to tylko w strefie silnej presji (z 64,5% do 35,5%). Gatunki „jesienne”, jak można sądzić z prac Grüma [1976], cechują się, w porównaniu do gatunków „wiosennych”, wyższym udziałem zasymilowanej energii wbudowanej w biomase oraz wolniejszym tempem przekazywania wyprodukowanej biomasy do wyższych poziomów troficznych. Z powyższego wynika, że gatunki „jesienne” są bardziej energooszczędne. Dlatego redukcja ich udziału przy



wysokiej presji turystów jest istotna, gdyż wskazuje na procesy o charakterze regresyjnym zachodzące w środowisku.

Również wzrost udziału małych zoofagów z 17,9% do 22,2% (średnia presja) i 34,5% (duża presja), choć nie tak duży jak w przypadku zrębów [Szujewski i in. 1983; Szyszko 1993; Skłodowski 1995], wskazuje wzrost negatywnego oddziaływania coraz silniejszej presji turystyki. Podobnie wydaje się wskazywać ustępowanie higrofilii, których udział zmniejszał się wraz ze wzrostem presji z 55,5% (kontrola) do 47,3% (średnia presja) i 24,6% (duża presja). Odwrotną tendencję, również zależną od stopnia presji turystyki, zaobserwowano wśród mezofili, których udział w gradiencie nasilenia presji, przedstawiał się następująco: 35,3%, 48,2% i 72,8%. Wymiana higrofilii na mezofile może sugerować przesuszenie siedlisk deptanych. Według Marion i Olive [2006] silne zadeptywanie gleby prowadzi do jej zagęszczenia, redukcji przesiąkania wody, a w konsekwencji zwiększenia spływu powierzchniowego. Następstwem może być przesychanie gleb.

Standaryzowana najmniejszą liczbą osobników liczba gatunków biegaczowatych zwiększała się wraz ze wzrostem nasilenia presji turystycznej (1,87 – 2,29 – 2,32), co zgodnie jest z obserwacjami przeprowadzonymi przy okazji silnych zaburzeń drzewostanów [Szujewski i in. 1983; Szyszko 1983; Skłodowski 1995, 2006]. O jakościowym zróżnicowaniu zmian w zgrupowaniach biegaczowatych zachodzących pod wpływem silniejszej presji świadczy analiza dendrogramu podobieństw (ryc. 3). Wyraźnie odseparowane zostały zgrupowania badane w silniejszej presji od tych obserwowanych w kontroli i pod średnią presją. Ponieważ obserwacja ta dotyczy środowisk nadwodnych (ols) i położonych 50 m od brzegu (bór), można wnioskować, że turyści wodniacy penetrują nie tylko wąski pas drzewostanu nad wodą, ale w poszukiwaniu drewna na opał i owoców leśnych wchodzą znacznie głębiej. Na tym tle interesującymi są obserwacje zmian udziału gatunków dimorficznych i brachypterycznych. Według Kotze i O'Hara [2003] gatunki dimorficzne lepiej przeżywiają zaburzenia ekosystemu, dlatego udział ich w wariancie silnej presji powinien być wyższy. Obserwacje nasze wskazują inaczej – udział osobników gatunków dimorficznych w zgrupowaniach poddanych silnej presji był 2,5-krotnie mniejszy niż w kontroli i w wariancie średniej presji (18,0% wobec 54,9%). Natomiast udział gatunków brachypterycznych w wariancie dużej presji był 2-krotnie większy niż w kontroli. Najczęściej to gatunki brachypteryczne ustępują (lub giną) szybciej z siedlisk zaburzonych [Szyszko 1983; Ribera i in. 2001; Skłodowski 2006; Schwerk, Szyszko 2007]. Uzyskany przez nas wynik sugeruje, że nawet wariant dużej presji turystyki nie oddziałuje tak silnie, jak typowe zaburzenie. Można wnioskować, że presja turystyki w badanych środowiskach, ze względu na ciągłość w czasie i niezbyt dużą amplitudę, wydaje się działać jak czynnik stresowy, a nie jak zaburzenie.

Podobnie wydaje się wskazywać model SCP/SBO. Wartość wskaźnik SCP maleje wraz ze wzrostem presji (309 – 288 – 245) – jednak redukcja ta jest niewielka, co wskazuje na średni stopień oddziaływania turystyki wodniackiej na środowisko. Podobnie wydaje się wskazywać także wskaźnik SBO, którego wartość uzyskana w wariancie dużej presji okazała się największa. Wynik ten sprzeczny jest z oczekiwaniami, gdyż wzrost presji powinien powodować redukcję SBO [Szujewski i in. 1983; Szyszko 1993; Skłodowski 1995, 2006; Schwerk, Szyszko 2007]. Wysoka wartość SBO w wariantach dużej presji spowodowana jest wymianą dominującego w wariantach kontrolnym i słabej presji *P. niger* (wagi 215 mg) na znacznie większego *C. nemoralis* (wagi 548 mg). Mniej higrofilnym gatunkiem jest *C. nemoralis*, a zatem również i jego dominacja w wariantach dużej presji świadczy o przesuszeniu siedliska jako pochodnej wpływu turystyki.

Otrzymane wyniki, mimo że sugerują niewielkie zmiany w środowisku badanych drzewostanów, są istotne dla ochrony drzewostanów, gdyż wskazują na osłabienie badanych ekosystemów leśnych. Powtarzające się z roku na rok tego typu osłabienie może generować negatywne skutki w gospodarce pierwiastkami drzew leśnych, czego konsekwencją może być obniżenie ich odporności wobec ataków owadów i patogenów.

## Wnioski

- ✚ zgrupowania biegaczowatych zareagowały na presję turystyki wodniackiej,
- ✚ reakcje te nie były tak silne, jak w przypadku biegaczowatych zamieszkujących ekosystemy silnie zaburzone,
- ✚ zaobserwowano pogłębienie reakcji regresyjnej zgrupowań biegaczowatych wraz ze wzrostem presji turystyki,
- ✚ na podstawie podobieństw gatunkowych zgrupowań biegaczowatych w różnych strefach ekotonu i w różnych wariantach presji turystyki można wnioskować o silniej penetracji zarówno wąskiego pasa drzewostanu nadwodnego, jak i siedlisk dalej położonych.

## Literatura

- Atlegrim O., Sjöberg, K., Ball J. P. 1997. Forestry effects on a boreal ground beetle community in spring: selective logging and clear-cutting compared. *Entomologica Fennica* 8: 19-26.
- Andrés-Abellán M., Benayas Del Álamo J., Landete-Castillejos T., López-Serrano F. R., García-Morote F. A., Del Cerro-Barja A. 2005. Impacts of visitors on soil and vegetation of the recreational area „Nacimiento Del Río Mundo” (Castilla-La Mancha, Spain). *Environmental Monitoring and Assessment* 101: 55–67.
- Arocena J. M., Nepalb S.K., Rutherford M. 2006. Visitor-induced changes in the chemical composition of soils in backcountry areas of Mt Robson Provincial Park, British Columbia, Canada. *Journal of Environmental Management* 79: 10–19.
- Bratton S. P. 1985. Effects of disturbance by visitors on two woodland orchid species in Great Smoky Mountains National Park, USA. *Biological Conservation* 31: 211–227.
- du Bus de Warnaffe G., Lebrun P. 2004. Effects of forest management on carabid beetles in Belgium: implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 118: 219-234.
- Cole D. N., Spildie D. R. 1998. Hiker, horse and llama trampling effects on native vegetation in Montana, USA. *Journal of Environmental Management* 53: 61-71.
- Duffey E. 1975. The effects of human trampling on the fauna of grassland litter. *Biological Conservation* 7: 255-274
- Gibson D. J., Adams E. A., Ely J. S., Gustafson D. J. 2000. Eighteen years of herbaceous layer recovery of a reaction are in a mesic forest. *Journal of the Torrey Botanical Society* 127 (3): 230-239.
- Grüm L. 1976. An attempt to characterize matter transfer by carabid communities inhabiting forest. *Ekol. Pol.* 23.3: 35-375.
- Hall C. N., Kuss F. R. 1989. Vegetation alternation along trails in Shenandoah National Park, Virginia. *Biological Conservation* 48: 211-227.
- Helle T., Sarkela M. 1993. The effects of outdoor recreation on range use by semi-domesticated reindeer. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 123–133.
- Koivula M. 2001. Carabid beetles (*Coleoptera, Carabidae*) in boreal managed forests – meso-scale ecological patterns in relation to modern forestry. PhD thesis, University of Helsinki. 120.
- Koivula M. 2002. Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (*Coleoptera, Carabidae*). *Forest Ecology and Management* 167: 103-121.
- Kotze D. J., O'Hara R. B. 2003. Species decline – but why? Explanations of carabid beetle (*Coleoptera, Carabidae*) declines in Europe. *Oecologia* 135: 138-148.
- Krebs C. J. 1999. *Ecological methodology*. 2 nd edition. Addison Wesley, Longman. 620.
- Leney F. M. 1974. The ecological effects of public pressure on picnic sites. PhD Thesis, University of Aberdeen.
- Leśniak A. 1997. Metody analizy zgrupowań biegaczowatych (*Carabidae, Col.*) w zooindykacji procesów ekologicznych. W: Waloryzacja ekosystemów leśnych metodami zooindykacyjnymi. VI Sympozjum Ochrony Ekosystemów Leśnych, Jedlnia 2-3 grudnia 1996. Fundacja Rozwój SGGW.
- Liddle M. J. 1975. A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems. *Biological Conservation* 7: 17–36.
- Liddle M. J., Greig-Smith P. J. 1975. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. II Vegetation. *J. Appl. Ecol.* 12: 909-930.

- Mader H. J., Schell C., Kornacker P. 1990. Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation* 54: 209-222
- Marrion J. L., Olive N. 2006. Assessing and Understanding Trail Degradation: Results from Big South Fork National River and Recreational Area. United States Department of the Interior U.S. Geological Survey. Patuxent Wildlife Research Center. Virginia Tech Field Unit. 84.
- Mądrzejowska K., Borowski J. 2003. Sailing tourism and the condition of flora at the banks of Beldany lake. *Annales of Warsaw Agricultural University – SGGW. Horticulture, Landscape Architecture* 24: 91-104.
- 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: 551-561.
- Ribera I., Dolédec S., Downie I. S., Foster G. N. 2001. Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetles assemblages. *Ecology* 82: 1112-1129.
- Schwerk A., Szyszko J. 2007. Mittlere Individuen Biomasse (MIB) von epigäischen Laufkäfern (*Coleoptera: Carabidae*) als Indikator für Sukzessionsstadien. *Angewandte Carabidologie* 8: 69-72.
- Skłodowski J. 1995. Antropogenne przeobrażenia zespołów biegaczowatych (*Col. Carabidae*) w ekosystemach borów sosnowych Polski. W: A. Szujewski i in. 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. 2006. Antropogenic transformation of ground beetles assemblages (*Coleoptera, Carabidae*) in Białowieża Primeval Forest, Poland: from primeval forests to management woodlands of various ages. *Entomologica Fennica* 17 (3): 296-314.
- Skłodowski J., Zdziuch P. 2003. Wpływ czyszczeń późnych i trzebieży wczesnych na skład i strukturę zgrupowań biegaczowatych zamieszkujących drzewostany sosnowe. *Sylvan* 3: 57-63.
- Skłodowski J., Podścielniński W. 2004. Zagrożenie mezofauny powodowane zaśmiecaniem środowiska. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 23 (2): 271-283.
- Skłodowski J., Sater J., Strzyżewski T. 2006. Presja turystyki wodnej w ekotonach leśno-jeziornych na przykładzie jeziora Beldany. *Sylvan* 10: 65-71.
- StatSoft Inc. 1997. *Statistica for Windows*. – Tulsa, OK, USA.
- Szujewski A. [red.] 2006. *Zoindication-based monitoring of anthropogenic transformations in Białowieża Primeval Forest*. Warsaw Agricultural University Press 445.
- Szujewski A., Mazur S., Perliński S., Szyszko J. 1983. The process of forest soil macrofauna formation after afforestation of farmland. Warsaw Agricultural University Press, Warsaw.
- Szyszko J. 1983. State of *Carabidae* (*Col.*) fauna in fresh pine forest and tentative valorisation of this environment. Warsaw Agricultural University Press, Warszawa.
- Vankat J. L., Major J. 1978. Vegetation Dufchanges in Sequoia National Park, California. *Journal of Biogeography* 57: 377-402.

## SUMMARY

### Assemblages of carabid beetles as zoo-indicator of water tourism impact in forest-lake ecotones

There were three study plots set up in waterside forests by the lake: without tourism pressure (control area), medium tourism pressure and high tourism pressure. Each plot was tripled and consisted of two transects (three Barber traps each). First transect run parallel to the lake edge, 5 meters from the lake in dump alder forest (Ols). The other transect was conducted about 50 meters from the lake bank in dryer habitat of pine forest (Bór). Changes in carabid assemblage structure caused by tourism pressure occurred to be lower than changes caused by forest clear-cut management, which is clearly visible on example of SCP and SBO indicators and SPC/SBO model. Advancement of decline in carabid assemblages structures connected to the increase of water tourism pressure was observed. These changes refer to reduction of autumn species individuals participation and increase in number of small zoophages as well. Dominance of hygrophilous species in control area was replaced by mezophilous species

in other variants, which was associated with drying up of habitats caused by tourists trampling. Under the higher tourism pressure the standardized number of species increased. Despite achieved results suggest that changes in environment of investigated woodlands are not so heavy. They are important in forest economy pointing weakness of investigated forest ecosystems. Annual weakness of this type may generate negative results in microelement circulation of forest, which in consequence may lead to reduction of pathogen immunity and insects attacks resistance.