

Grzegorz TARWACKI\*

## ZRÓŻNICOWANIE GATUNKOWE ZGRUPOWAŃ BIEGACZOWATYCH (*CARABIDAE*) W MONOKULTURACH SOSNOWYCH PO ZASTOSOWANIU OGNISKOWO-KOMPLEKSOWEJ METODY OCHRONY LASU

SPECIES DIFFERENTIATION OF *CARABIDAE* COMMUNITIES  
IN SCOTS PINE MONOCULTURES  
AFTER USING THE COMPLEX-CENTRE FOREST PROTECTION METHOD

**Abstract.** *A three-year researches were conducted to assess the similarity of Carabidae communities on 3 plots differentiated in age, planned in “remises” of complex-centre forest protection method which are the patches of 5–12 ares with fell and broadleaved trees and shrubs, and in Scots pine stands as control. In remises as well as in control stand the most numerous species were: Pterostichus oblongopunctatus, P. niger, Carabus arvensis. Participation of forest species and large zoophags in remises increased with age. Margalef’s species richness indicator decreased with the age of plots. Distinct increase of mean individual biomass (MIB) was observed with the age increase of forest plots. Quick formation and development of the Carabidae communities depended on succession process of plants. Quicker growth of vegetation influenced quicker colonization by carabids species – typical for old stands. MIB value showed upward tendency and it was higher in forest plots, than in remises in the oldest variant of plots. Intensive fall of leaves in remises, and thus better fertilization of soil creates more appropriate living conditions for various animals.*

**Key words:** *epigeic beetles, Carabidae, complex-centre method, remises*

---

\* Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ochrony Lasu, Sękocin Las, 05-090 Raszyn,  
e-mail: G.Tarwacki@ibles.waw.pl

## 1. WSTĘP I CEL PRACY

Założenia ogniskowo-kompleksowej metody ochrony lasu zostały opracowane przez Koehlera w 1962 r. Podstawowym celem stosowania tej metody w praktyce było skumulowanie w zagrożonych drzewostanach (szczególnie w pierwotnych ogniskach gradacyjnych szkodników) możliwie licznych, pozytywnie działających komponentów biocenozy leśnych. Wiele działań profilaktycznych (np. przebudowa drzewostanów, wprowadzanie podszytów, ochrona i introdukcja drapieżnych i pasożytniczych stawonogów, zagęszczanie populacji ptaków owadożernych) ma pogarszać warunki bytowania szkodników poprzez przekształcenie drzewostanów stanowiących chroniczne ogniska gradacyjne w ośrodki wzmożonego oporu środowiska (Koehler 1968).

Pod koniec lat pięćdziesiątych XX wieku w obecnym Nadleśnictwie Bełchatów po raz pierwszy zastosowano metodę ogniskowo-kompleksową do zwalczania osnuj gwiąździstej (*Acantholyda posticalis* Mats.). W wyniku wprowadzenia dzików, ptaków owadożernych i mrówek została zahamowana gradacja osnuj, co następnie doprowadziło to do ograniczenia liczebności jej populacji, zapewniając trwałą odporność doświadczalnego drzewostanu (Koehler 1954; Koehler, Burzyński 1967).

W latach siedemdziesiątych ubiegłego wieku przeprowadzono liczne badania nad entomofauną obejmujące ocenę jej liczebności i efektywność działania, głównie gatunków drapieżnych i pasożytniczych (Koehler 1971, 1976). Owady drapieżne i pasożytnicze odgrywają bowiem istotną rolę w ograniczaniu liczebności szkodników. Znane są przypadki efektywnego niszczenia foliofagów przez pasożyty jaj, larw i poczwerek. Wśród najważniejszych można wymienić kruszynka (*Trichogramma* sp.) oraz wiele gatunków rączycowatych (*Tachinidae*), gąsienicznikowatych (*Ichneumonidae*) oraz błonkówek z nadrodziny *Chalcididea*. Poza owadami pasożytniczymi najistotniejszą rolę w ograniczaniu liczebności szkodników owadzych odgrywały mrówki, a szczególnie mrówka ćmawa (*Formica polyctena* Foer.). Opracowano zasady sztucznej kolonizacji mrówki ćmawej (*F. polyctena*) oraz oceniono intensywność odławiania przez nią owadów szkodliwych (Koehler 1971; Pisarski, Skibińska 1976). Burzyński (1989) dokonał także oceny stopnia efektywności ogniskowo-kompleksowej metody ochrony lasu. Stwierdził, że „metoda ogniskowa jest w zasadzie zabiegiem profilaktycznym, hamującym wzrost szkodników liściożernych zaznaczający się w niewielkich ogniskach gradacyjnych. Natomiast w przypadku masowego pojawu tych szkodników na dużych obszarach, np. brudnicy mniszki w latach 1979–1984, jej pozytywne znaczenie polega na obniżeniu gęstości ich populacji, co umożliwia wyłączenie obiektów z akcji zwalczania bądź zmniejszanie liczby zabiegów ratowniczych.”

Badana była również możliwość wykorzystania w ochronie lasu ważek. Wązki z podrzędu *Anisoptera* mogą pełnić szczególną rolę w remizach ogniskowo-kompleksowej metody ochrony lasu (Łakomic 1979). Ich maksymalna aktywność

przypada bowiem na sierpień, tj. okres, gdy inne grupy drapieżnych owadów występują nielicznie. Można zatem przyjąć, że w tym czasie ważki zastępują w działaniu innych drapieżców. Ważki występują masowo cyklicznie. W pozostałych latach w remizach spotykane są pojedyncze osobniki. Jak wynika z obserwacji ważki nalatują najchętniej do remiz o wymiarach 10 na 30 metrów, których oś biegnie w kierunku północ-południe (Tarwacki 1999).

Badania nad chrząszczami z rodziny *Carabidae* wykazały, że obecność remizy jako elementu ogniskowo-kompleksowej metody ochrony lasu nie wpływa na zwiększenie liczebności biegaczowatych w sąsiednim drzewostanie (Korczyński 1999). Badania przeprowadzone przez tego autora wykazały, że największą biomasą charakteryzowały się chrząszcze odławiane w remizach. Związane mogło to być z faktem, że we wnętrzu remizy jest większa wilgotność spowodowana silnym przykryciem dna przez rośliny krzaczaste i intensywnym opadem listowia. Wpływ remizy na wielkość biomasy owadów zaznaczał się do odległości około 70 metrów od remizy. Obecność gatunków chrząszczy z rodziny *Carabidae* w biocenozie leśnej zależy od siedliska i pokrywy roślinnej. Najwięcej biegaczowatych występuje w borach mieszanych i w lasach mieszanych (Nunberg 1949, Kulyanda 1978, Hochhardt 1997), zwłaszcza zaś w uprawach sosnowych powstałych po wycięciu zrębem zupełnym drzewostanów rębnych. Na takich powierzchniach dominują głównie gatunki zaliczane do małych zoofagów, które najczęściej są gatunkami nieleśnymi (Szyszko 1996). W jednogatunkowych borach sosnowych wprowadzanie podszytu liściastego sprzyja szybszemu formowaniu się fauny *Carabidae*. Jego wpływ sprowadza się głównie do zmniejszenia bogactwa gatunkowego biegaczowatych, wskutek czego pojawiają się gatunki o dużych rozmiarach ciała. Ze wzrostem potencjału biologicznego gleb wzrastają możliwości oddziaływania składu drzewostanu na przyspieszenie tempa regeneracji fauny zgrupowań biegaczowatych. O stopniu zastąpienia fauny nieleśnej leśną w głównej mierze decyduje wiek drzewostanu. Rozwój zgrupowań biegaczowatych charakteryzuje się tym, że gatunki występujące w uprawach i młodnikach (głównie gatunki terenów otwartych i eurytopowych o dużej sile dyspersji) wraz z wiekiem drzewostanu zanikają, a ich miejsce zajmują głównie gatunki leśne o dużych rozmiarach ciała i małej sile dyspersji (Szujewski i in. 1983, Szyszko 1983). Chrząszcze z rodziny biegaczowatych, ze względu na swe specyficzne powiązania ze środowiskiem, duże rozmiary ciała oraz naziemny tryb życia, są wykorzystywane jako bioindykatory zmian środowiska, gdyż bardzo szybko reagują na jakiegokolwiek zmiany zachodzące w ekosystemie leśnym (Leśniak 1993a, 1993b, 1994, 1995, 1997; Leśniak, Dąbrowska-Ejmont 1999). Po usunięciu drzewostanu zanikają gatunki typowe dla środowiska leśnego, a pojawiają się gatunki preferujące bardziej środowiska polne lub śródleśne. Następuje destrukcja zgrupowań *Carabidae*.

Celem pracy było zbadanie, czy remiza, jako jeden z głównych elementów metody ogniskowo-kompleksowej ochrony lasu, wpływa w znaczący sposób na otaczający je drzewostan, a tym samym na chrząszcze z rodziny biegaczowatych i czy

obecność remiz w monokulturach sosnowych przyczynia się do zwiększonego penetrowania dna drzewostanu przez zgrupowania biegaczowatych.

## 2. MIEJSCE I METODYKA BADAŃ

Badania prowadzono w latach 1999–2001 na terenie dwóch nadleśnictw: Nowogród w Puszczy Białej (RDLP w Białymstoku) oraz Szczytno w Lasach Nidzickich (RDLP w Olsztynie). Powierzchnie badawcze wyznaczono w drzewostanach sosnowych w wieku od 47 do 78 lat na siedlisku boru świeżego. Wyznaczono trzy warianty wiekowe remiz: I – do 5 lat, II – 10 lat, III – 20 i więcej lat. Każdy wariant wiekowy remiz został powtórzony 3-krotnie. W skład powierzchni badawczej wchodziła remiza (porośnięta głównie jarzębiną, głógiem, bzem czarnym, bzem koralowym, karaganą, śliwą ałyczą, ligustrem, berberyse, rokitnikiem i różą) oraz otaczający ją las, traktowany jako powierzchnia kontrolna.

Na każdej powierzchni badawczej ustawiono po 15 pułapek: 3 w środku remizy na wierzchołkach trójkąta o boku 5 metrów oraz 12 pułapek w lesie kontrolnym w 4 grupach po 3 sztuki. Grupy tych ostatnich rozmieszczono w czterech kierunkach świata, w odległości 200 metrów od remiz. W grupach pułapki te były ustawione również w odległości 5 metrów.

Do odłowu chrząszczy z rodziny *Carabidae* użyto pułapek w postaci cylindrów chwytanych. Zastosowano zmodyfikowane pułapki Barbera, tzw. pułapki STN (Szyszko 1973, 1985).

Strukturę dominacji określono wg Balogha (1958), podobieństwo wg Jaccarda (za Szujeckim, 1980), wskaźnik bogactwa gatunkowego wg Margalefa (1958). Wskaźnik średniej biomasy osobniczej został obliczony na podstawie zważonych osobników oraz liczebności danego gatunku. Porównanie średnich liczebności, masy i wskaźników przeprowadzono testem nieparametrycznym Kruskala-Wallisa za pomocą programu Statistica 98. W celu użycia wyżej wymienionego testu dokonano analizy normalności rozkładu. Stwierdzono niezgodność rozkładu zebranych danych z rozkładem normalnym. Wszystkie wyniki odłowów zostały przeliczone na 1 pułapkę.

### 3. WYNIKI – CHARAKTERYSTYKA ZGRUPOWAŃ BIEGACZOWATYCH W REMIZIE I W DRZEWOSTANIE

#### 3.1. Skład gatunkowy i liczebność złowionych chrząszczy

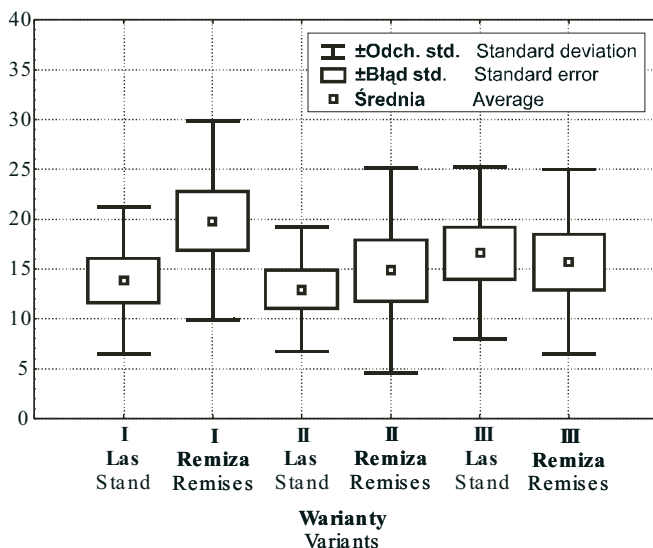
Ogółem odłowiono ponad 7300 osobników biegaczowatych. Oznaczono 30 gatunków *Carabidae*.

Najliczniejszymi gatunkami *Carabidae* występującymi w lesie kontrolnym były: *Pterostichus niger* (Sch.), *P. oblongopunctatus* (F.), *Carabus arvensis* (Hbst.). Gatunki te występowały równomiernie we wszystkich wariantach wiekowych remiz. Do mniej licznych, ale liczących ponad 100 osobników, należały gatunki: *Pterostichus aethiops* (Pan.), *Carabus violaceus* (L.), *C. hortensis* (L.) oraz *C. coriaceus* (L.). *C. violaceus* najliczniej występował w II wariantcie wiekowym remiz.

Najliczniejszymi gatunkami *Carabidae* występującymi w remizach były: *P. niger*, *C. arvensis*, *Poecilus versicolor* (Sturm) oraz *C. hortensis*. *P. niger* występował równomiernie we wszystkich wariantach wiekowych.

Średnią liczebność chrząszczy w przeliczeniu na jedną pułapkę przedstawiono w tabeli 1.

Analiza odłowów biegaczowatych do pułapek Barbera w modyfikacji Szyszki nie wykazała istotnych statystycznie różnic między liczebnością w lesie ( $H=1,87$ ;  $p=0,3933$ ) i w remizie ( $H=5,42$ ;  $p=0,0665$ ) (ryc. 1).



Ryc. 1. Zmiany średniej liczebności *Carabidae* w przeliczeniu na jedną pułapkę w poszczególnych wariantach wiekowych remiz (I – 5 lat, II – 10 lat, III – 20 i więcej lat)

Fig. 1. Average number of *Carabidae* changes per one trap in subsequent age variants of remises (I – 5 years, II – 10 years, III – 20 years and more)

**Tab. 1. Średnia liczba chrząszczy odłowionych w latach 1999-2001 w lesie i w różnowiekowych remizach (I – 5 lat, II – 10 lat, III – 20 i więcej lat) w przeliczeniu na 1 pułapkę**

Tab. 1. Average number of beetles per trap caught in 1999-2001 years in forest and remises (I – 5 years, II – 10 years, III – 20 years and more)

Rok Year	Miesiąc Month	Remiza Remises			Las kontrolny Scots pine stands (control)		
		I	II	III	I	II	III
1999	VII	24,67	28,33	29,33	26,66	23,25	23,66
	IX	29,67	31,00	27,00	16,41	18,08	17,50
	X	9,33	2,67	3,33	4,25	4,67	3,67
	<b>Razem Total</b>	<b>21,22</b>	<b>20,67</b>	<b>19,89</b>	<b>15,77</b>	<b>15,33</b>	<b>14,94</b>
2000	V	29,00	10,67	10,33	4,33	12,08	15,16
	VI	12,33	6,33	6,00	13,83	11,08	14,00
	VII	10,33	17,67	19,33	10,75	9,42	13,42
	VIII	6,67	6,67	4,00	12,92	5,58	10,17
	IX	10,67	20,00	22,00	9,33	6,08	7,67
	<b>Razem Total</b>	<b>13,8</b>	<b>12,27</b>	<b>12,33</b>	<b>10,23</b>	<b>8,85</b>	<b>12,08</b>
2001	VI	22,33	6,33	21,33	13,67	16,92	23,08
	VII	32,00	26,67	10,00	26,33	20,17	34,92
	VIII	31,00	7,00	20,33	14,00	15,08	19,25
	<b>Razem Total</b>	<b>28,41</b>	<b>13,33</b>	<b>17,22</b>	<b>18,00</b>	<b>17,39</b>	<b>25,75</b>
<b>Razem Total</b>	<b>19,82</b>	<b>14,85</b>	<b>15,72</b>	<b>13,86</b>	<b>12,95</b>	<b>16,59</b>	

### 3.2. Struktura dominacji

Struktura dominacji wg Balogha (1958) (eudominant – >10%, dominant – 5–10%, reducent – 1–5%, subreducent – <1%) zgrupowań biegaczowatych została przedstawiona w tabeli 2, odrębnie dla remiz i lasu kontrolnego w poszczególnych wariantach wiekowych remiz. W lesie eudominantami (wskaźnik dominacji 30%) okazały się *P. niger*, *P. oblongopunctatus* oraz *C. arvensis*. W pierwszym i trzecim wariacie *P. aethiops* pełnił rolę dominanta, a *C. violaceus* był typowym dominantem. Udział tego gatunku systematycznie malał wraz z wiekiem remiz. Udział zarówno *P. oblongopunctatus* jak i *C. arvensis* jako eudominantów był największy w drugim wariacie wiekowym. W strukturze dominacji zgrupowań biegaczowatych w remizach eudominantem we wszystkich wariantach wiekowych był *P. niger*. *P. versicolor* w I wariacie pełnił razem z *P. niger* rolę eudominanta. W II wariacie był już dominantem, a w III – reducentem. *C. arvensis* natomiast z roli dominanta w I i II wariacie stał się w III wariacie obok *P. niger* – eudominantem.

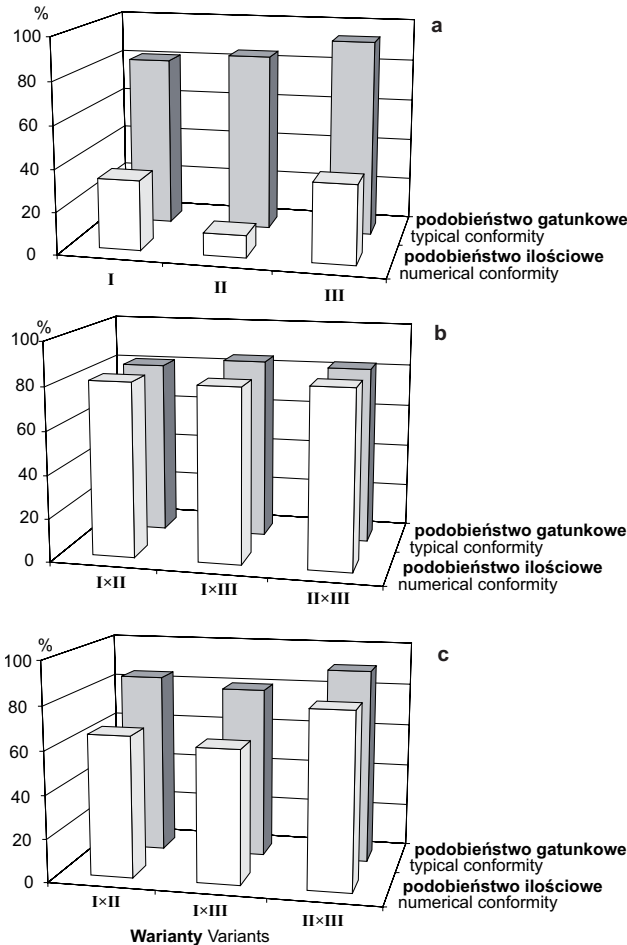
**Tab. 2. Dominacja gatunkowa zgrupowań *Carabidae* (wyrażona w %) w lesie i w remizach w (I – 5 lat, II – 10 lat, III – 20 i więcej lat)**Tab. 2. Species domination of the *Carabidae* communities (%) in forest and remises (I – 5 year, II – 10 years, III – 20 years and more)

Gatunek Species	Remiza Remises			Las kontrolny Scots pine stands (control)		
	I	II	III	I	II	III
<i>Amara lucida</i>	1,2	0,2	0,2	0,1	0,1	–
<i>Amara similata</i>	0,3	–	–	–	–	–
<i>Calathus erratus</i>	4,0	3,5	0,8	0,7	0,6	0,5
<i>Calathus melanocephalus</i>	0,2	0,6	–	0,5	0,1	–
<i>Calathus micropterus</i>	1,1	1,4	1,0	1,0	4,4	1,9
<i>Carabus arvensis</i>	10,1	10,2	16,2	11,4	15,0	12,4
<i>Carabus cancelatus</i>	4,6	–	–	0,4	–	–
<i>Carabus convexus</i>	–	0,4	0,4	0,2	–	0,1
<i>Carabus coriaceus</i>	0,9	5,5	1,5	4,3	4,5	2,0
<i>Carabus glabratus</i>	0,3	1,0	0,2	0,7	0,1	0,1
<i>Carabus granulatus</i>	0,2	–	–	–	0,1	–
<i>Carabus hortensis</i>	0,3	14,7	14,1	4,0	4,4	3,2
<i>Carabus intricatus</i>	–	–	–	–	0,1	–
<i>Carabus marginalis</i>	–	–	1,2	0,1	0,1	0,1
<i>Carabus nemoralis</i>	5,2	1,0	2,1	2,5	0,4	0,9
<i>Carabus violaceus</i>	2,4	3,7	1,3	8,1	7,1	4,8
<i>Cychrus caraboides</i>	–	0,2	0,6	0,1	0,1	0,1
<i>Harpalus latus</i>	0,6	0,4	0,6	0,2	0,4	0,4
<i>Leistus ferrugineus</i>	–	–	–	–	–	0,05
<i>Notiophilus palustris</i>	–	–	–	0,1	0,1	–
<i>Platymus livens</i>	–	–	–	–	–	0,05
<i>Poecilus cupreus</i>	1,2	0,6	–	–	–	–
<i>Poecilus lepidus</i>	2,1	1,2	0,2	0,1	0,2	–
<i>Poecilus versicolor</i>	22,8	6,3	1,7	0,1	0,3	–
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	4,3	0,2	0,4	0,1	0,5	0,3
<i>Pterostichus aethiops</i>	1,4	4,3	7,7	7,5	3,5	7,4
<i>Pterostichus longicollis</i>	0,5	–	0,2	–	0,2	0,3
<i>Pterostichus melanarius</i>	1,7	1,6	1,9	4,6	1,3	0,9
<i>Pterostichus niger</i>	31,5	38,0	39,1	31,7	24,8	34,3
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	3,2	4,9	8,7	21,7	31,8	30,2

### 3.3. Stopień podobieństwa zgrupowań

Podobieństwo zgrupowań biegaczowatych w lesie kontrolnym i w remizie przedstawiono na rycinie 2a. Podobieństwo zgrupowań *Carabidae* pod względem gatunkowym jest wysokie i wynosi od 80% (I) do 90% (III) w zależności od wariantu wiekowego remizy. Zaobserwowano jego systematyczny wzrost postępujący wraz z wiekiem remiz. Z kolei, podobieństwo ilościowe charakteryzuje się słabą zgodnością z wiekiem remiz. Mimo że jego wartość wzrasta systematycznie wraz z wiekiem remiz, wysokie podobieństwo jakościowe (74,7%) stwierdzono tylko w wariancie III.

Na rycinie 2b przedstawiono stopień podobieństwa pomiędzy zgrupowaniami *Carabidae* odłowionymi w lesie kontrolnym w różnych wariantach. Jego wartość przewyższa 80% zarówno pod względem jakościowym, jak i ilościowym. Podobieństwo jakościowe i ilościowe między wariantem I i II oraz II i III jest takie same, natomiast podobieństwo jakościowe między wariantem I i III jest większe o ok. 5%.



**Ryc. 2. Podobieństwo ilościowe i gatunkowe pomiędzy zgrupowaniami *Carabidae*:**  
**a** – odłowionymi w lesie kontrolnym i w remizie,  
**b** – odłowionymi w lesie kontrolnym w poszczególnych wariantach wiekowych,  
**c** – odłowionymi w remizach w poszczególnych wariantach wiekowych

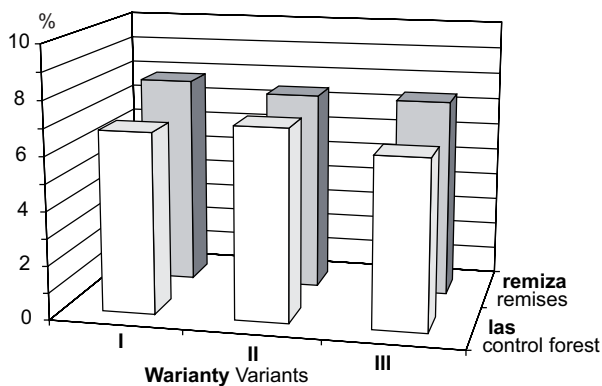
Fig. 2. Conformity of numerical and of typical *Carabidae* communities: a – among forest control and remises, b – among forest control depending on the age variants of remises (I – 5 year, II – 10 years, III – 20 years and more), c – in remises among age variants (I – 5 year, II – 10 years, III – 20 years and more)

Rycina 2c przedstawia stopnie podobieństwa pomiędzy zgrupowaniami *Carabidae* w remizach w różnych wariantach wiekowych. Podobieństwo jakościowe zgrupowań *Carabidae* jest większe od ilościowego i przekracza 80%. Tylko między II a III wariantem wiekowym podobieństwo ilościowe jest duże i wynosi, około 70%. Podobieństwo ilościowe między pozostałymi wariantami wiekowymi wynosi poniżej 60%.

### 3.4. Wskaźnik bogactwa gatunkowego Margalefa

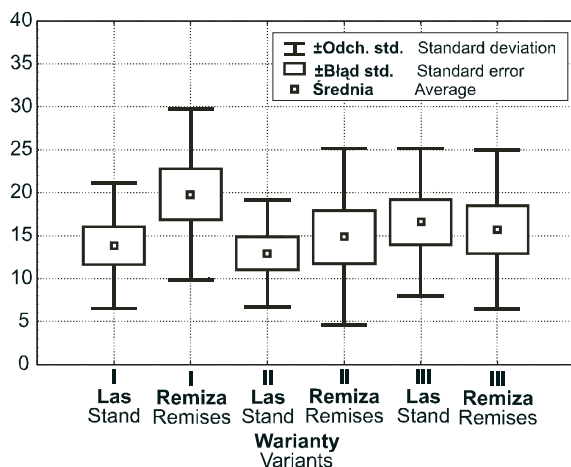
Wskaźnik bogactwa gatunkowego Margalefa (ryc. 3) ulegał stałej redukcji wraz z wiekiem remiz. W remizach redukcja wskaźnika wyniosła 0,44 punktu. W lesie kontrolnym w wariantcie II wskaźnik był najwyższy (7,11). Różnica między I a III wariantem wiekowym remiz wyniosła 0,45, natomiast między II a III – 0,82.

We wszystkich wariantach wiekowych wskaźnik bogactwa gatunkowego Margalefa nie wykazywał istotnie statystycznego zróżnicowania ani w lesie ( $H=1,07$ ;  $p=0,5867$ ), ani w remizie ( $H=2,22$ ;  $p=0,3292$ ). Zmiany średniej wartości tego wskaźnika przedstawiono na rycinie 4.



Ryc. 3. Wskaźnik bogactwa gatunkowego Margalefa zgrupowań biegaczowatych w drzewostanach i remizach poszczególnych wariantów wiekowych (I – 5 lat, II – 10 lat, III – 20 i więcej lat)

Fig. 3. Value of Margalef's species richness indicator of *Carabidae* communities in age variants of control forest and remises (I – 5 year, II – 10 years, III – 20 years and more)

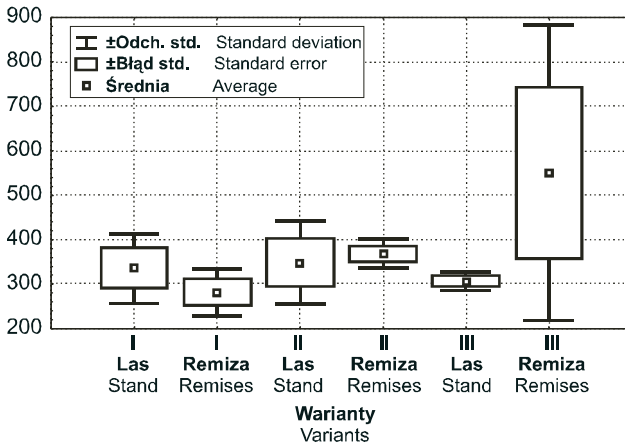


Ryc. 4. Zmiany średniej wartości wskaźnika bogactwa gatunkowego Margalefa zgrupowań biegaczowatych odłowionych w remizach poszczególnych wariantów wiekowych (I – 5 lat, II – 10 lat, III – 20 i więcej lat)

Fig. 4. Value average change of Margalef's species richness indicator of *Carabidae* communities in age variants of remises (I – 5 years, II – 10 years, III – 20 years and more)

### 3.5. Średnia biomasa osobnicza (SBO)

Wskaźnik SBO biegaczowatych w remizach zwiększał się wraz z ich wiekiem. Największą wartość miał on w remizach najstarszych (wariant III) – 594,33 mg. Wartość SBO w lesie kontrolnym w wariantcie III wynosiła nieznacznie powyżej 300 mg. Różnica między remizami I i III wariantu wynosiła 313,89 mg. W lesie największa wartość wskaźnika SBO wystąpiła w wariantcie II (346,09 mg). Różnica między najwyższą a najniższą wartością SBO w lesie wyniosła 42,06 mg. Różnice te nie zostały jednak udowodnione statystycznie: las kontrolny –  $H=0,35$ ;  $p=0,8371$ ; remiza –  $H=5,42$ ;  $p=0,0665$  (ryc. 5).



**Ryc. 5. Zmiany średniej biomasy osobniczej *Carabidae* w remizach poszczególnych wariantów wiekowych**

Fig. 5. Value of mean individual biomass of *Carabidae* communities in age variants of remises (I – 5 years, II – 10 years, III – 20 years and more)

## 4. DYSKUSJA

W latach 1999–2001 podjęto badania nad wpływem remiz (w wieku do 5, do 10 oraz 20 i więcej lat) ogniskowo-kompleksowej metody ochrony lasu na epi-geiczne chrząszcze z rodziny biegaczowatych.

Wyniki uzyskane w niniejszej pracy wykazały, że najliczniejszymi gatunkami, zarówno w lesie kontrolnym, jak i w remizie były *Pterostichus niger*, *P. oblongopunctatus* oraz *Carabus arvensis*.

*Pterostichus niger* – gatunek euroszyberyjski – spotykany jest w całej Europie z wyjątkiem północnej Skandynawii, Półwyspu Iberyjskiego i Sycylii. Występuje też w północnej Afryce i w zachodniej Azji (Turin 2000). Bytuje w lasach liściastych i mieszanych, na glebach różnych typów. Chętnie zasiedla gleby dość wilgotne i niejałowe. Spotkać go można także nad brzegami wód zacienionymi przez drzewa i krzewy (Burakowski i in. 1974). *P. niger* jest dużym zoofagiem, zaliczanym do jesiennego typu rozwojowego. Pojawia się od lutego do listopada, najliczniej w lipcu.

W prezentowanych badaniach stwierdzono duży udział *P. niger* w remizach 5-letnich (I wariant wiekowy), mimo że jest to gatunek leśny. W drugim i trzecim wariacie wiekowym jego udział w remizie wyniósł odpowiednio 38 i 39%. W lesie udział powyższego gatunku wyniósł od 25 do 34%. Ten najpospolitszy w lesie i w remizie gatunek najczęściej występował tam, gdzie był podszyt. Duży udział *P. niger* w pierwszym wariacie wiekowym remiz świadczyć może również o tym, że chrząszcz ten przystąpił do kolonizacji powierzchni poletka.

*Pterostichus oblongopunctatus* spotykany jest w całej Europie z wyjątkiem północnych krańców kontynentu. Na południu Europy występuje w północnej Hiszpanii, środkowych Włoszech i północnej Grecji. Wschodnia granica przebiega po linii Morza Czarnego, Kaukazu, Jeziora Bajkał do Japonii (Turin 2000). *P. oblongopunctatus* jest gatunkiem palearktycznym, zaliczanym do wiosennego typu rozwojowego. Jest małym zoofagiem. Uważany jest za gatunek leśny. Pojawia się od lutego do listopada. Najliczniej obserwuje się go w miesiącach maj – lipiec. Zasiadła przeważnie lasy liściaste i mieszane, ale występuje również często w borach świerkowych. Jest też kolonizatorem drzewostanów sosnowych (Skłodowski 1999; Szyszko i in. 1996). Chętnie zasiadła gleby humusowe. Spotykany jest najczęściej pod liśćmi, wśród mchu, pod obłuszoną korą pniaków, kłód i powalonych drzew (Burakowski i in. 1974). Gatunek ten jest dominantem w zgrupowaniach borowych i grądowych (Szujewski 1980).

W prezentowanych badaniach liczebność *P. oblongopunctatus*, zarówno w lesie kontrolnym, jak i w remizie, wzrastała wraz z wiekiem remiz. W lesie pełnił rolę eudominanta na równi z *P. niger*, natomiast w remizie – rolę pomocniczą w zgrupowaniach biegaczowatych, choć jego udział stale wzrastał wraz z wiekiem remizy. W trzecim wariacie wiekowym remiz był już dominantem.

*Carabus arvensis* występuje na terenie całej Europy z wyjątkiem południa (Trautner, Geigenmüller 1987). W Polsce jest dość pospolity, częściej spotykany w rejonach wschodnich i północnych. Podlega ochronie gatunkowej. *C. arvensis* jest gatunkiem palearktycznym zaliczanym do wiosennego typu rozwojowego, jest dużym zoofagiem. Uważany jest za gatunek leśny. Pojawia się od kwietnia do listopada. Najbardziej liczny jego pojaw obserwuje się w okresie maj – lipiec. Zamieszkuje miejsca suche i ciepłe.

W niniejszych badaniach *C. arvensis* występował dość licznie we wszystkich wariantach wiekowych w lesie kontrolnym oraz w remizie. Był dominantem, chociaż jego udział w zgrupowaniu sprowadzał się raczej do roli drugorzędnej: jego liczebność zarówno w lesie kontrolnym, jak i w remizie była podobna. Wyraźnie większy udział tego gatunku notowano w remizie w trzecim wariacie wiekowym. Świadczyć to może o tym, że w remizach 20-letnich i starszych warunki siedliskowe i wilgotnościowe znacznie się zmieniają. *C. arvensis* w zależności od warunków siedliskowych i składu gatunkowego lasu pełni rolę gatunku pomocniczego, uzupełniającego skład zgrupowań biegaczowatych (Szujewski 1980). Zostało to potwierdzone w powyższych badaniach.

Typowym gatunkiem terenów otwartych był *Poecillus versicolor*. Gatunek ten spotykany jest w całej Europie, z wyjątkiem północnych i południowych krańców kontynentu. Znaleźć go można także we wschodnim Kaukazie, na terenie całej Syberii aż do Oceanu Spokojnego. Występuje w Japonii oraz na Grenlandii (Turin 2000). *P. versicolor* jest gatunkiem euroszyberyjskim zaliczanym do wiosennego typu rozwojowego, jest małym zoofagiem. Zasiedla suche, a także wilgotne gleby różnych typów, przeważnie na terenach otwartych, skąpo porośniętych niską roślinnością. Spotykany jest licznie na pobrzeżach pól uprawnych, dróg, nasypów kolejowych oraz na nieużytkach. Pojawia się od marca do października. Najliczniejszy pojaw obserwuje się w miesiącach maj – czerwiec.

W niniejszych badaniach *P. versicolor* nie wystąpił w lesie kontrolnym, a jego udział w remizie systematycznie malał wraz z jej wiekiem. W remizie początkowo był eudominantem (I wariant), później dominantem (II wariant) i reducentem (III wariant). Stopniowe zanikanie *P. versicolor* można wytłumaczyć tym, że jest on gatunkiem terenów otwartych i występuje na powierzchniach pozębowych, preferuje siedliska suche, o małej wilgotności podłoża. W miarę upływu czasu wilgotność podłoża zmienia się zarówno w drzewostanie, jak i w remizie. W remizie roślinność krzewiasta przykrywa większą powierzchnię podłoża, a tym samym mniej światła trafia na dno poletka.

Kolejnym gatunkiem, będącym przeciwieństwem poprzedniego, jest *Carabus hortensis*. Występuje w północnej, centralnej i wschodniej Europie (Trautner, Geigenmüller 1987). *C. hortensis* jest gatunkiem zaliczanym do jesiennego typu rozwojowego, jest dużym zoofagiem. Jest to typowy gatunek leśny, preferujący lasy liściaste i mieszane. Pojawia się od maja do listopada. Najliczniejszy pojaw obserwuje się w lipcu i wrześniu.

Z przeprowadzonych badań wynika, że warunki, jakie zostały stworzone w remizach starszych, są dla niego optymalne. Dlatego też udział powyższego gatunku w remizie w II i III wariantach wiekowym (10–20 i więcej lat) jest wysoki (14–15%). Świadczy to również o jego preferencjach siedliskowych. Jest on tutaj eudominantem drugorzędowym – po *P. niger*. Udział tego gatunku w lesie kontrolnym (Bśw) jest niewielki, sprowadza się do roli reducenta (3–4%). Można sądzić, że udział *C. hortensis* w borach sosnowych byłby większy, gdyby na większości powierzchni wprowadzano podszyt.

Analizując wskaźnik bogactwa gatunkowego Margalefa, zauważono niewielki spadek wartości tego wskaźnika wraz ze wzrostem wieku remiz zarówno w lesie kontrolnym, jak i w remizie. Niemniej jednak, w remizie trend ten jest bardziej uwidoczny. Z badań Skłodowskiego (1995) wynika, że wskaźnik ten przyjmuje najwyższą wartość w młodnikach, a w miarę dojrzewania drzewostanu ulega systematycznemu spadkowi. Świadczyć to może o intensywnej stabilizacji zgrupowań biegaczowatych w remizie. Krebs (1996) w odniesieniu do wskaźnika bogactwa gatunkowego Margalefa stwierdza, że sprawdza się on w sytuacjach, gdy występują gatunki liczne i mało liczne.

W przeprowadzonych badaniach stwierdzono duże podobieństwo składu gatunkowego biegaczowatych w remizach we wszystkich wariantach wiekowych (powyżej 80%). Przy małej powierzchni remiz (0,2–0,3 ha) skład gatunkowy zgrupowań biegaczowatych nie ulega bowiem gwałtownym zmianom. I rzeczywiście, liczba gatunków wspólnych wynosiła od 19 do 24 na 30 gatunków odłowionych łącznie w lesie kontrolnym i w remizie.

Analizując różnice zgrupowań biegaczowatych na powierzchniach badawczych w ujęciu biomasy, wykorzystano wskaźnik średniej biomasy osobniczej (SBO). Wskaźnik powyższy przedstawia stan rozwoju zgrupowań *Carabidae* w danym środowisku oraz sprawność biologiczną gleb leśnych (Szyszko 1991). Wraz z polepszeniem się siedliska od boru świeżego, poprzez bór mieszany świeży do lasu świeżego wartość średniej biomasy osobniczej ulega wyraźnemu wzrostowi (Szyszko 1991). SBO zgrupowań biegaczowatych jest silnie i dodatnio skorelowana z wiekiem drzewostanów. Oznacza to, że wraz ze wzrostem drzewostanów i ich wiekiem wskaźnik powyższy zwiększa się (Szyszko 1983). Wskaźnik średniej biomasy osobniczej osiąga określone wartości w ustalonym wieku drzewostanu, przy założeniu, że regeneracja biocenoz po zrębowym zagospodarowaniu zachodzić będzie normalnie, bez żadnych zakłóceń (Szyszko 1997). Przez regenerację biocenozy można rozumieć szybkie pojawianie się gatunków charakterystycznych dla danego siedliska, a także stymulowanie procesów sukcesyjnych zmierzających do podniesienia żyzności gleb leśnych (Szyszko 1995). Zgodnie z tym, biocenozę można uznać za w pełni zregenerowaną, kiedy w drzewostanie w wieku 100 lat SBO przekroczy wartość 270 mg.

W niniejszych badaniach wartość średniej biomasy osobniczej zwiększa się systematycznie wraz z wiekiem remizy. W lesie natomiast obserwowany jest spadek tej wartości, co jest trudne do wytłumaczenia. Porównując las kontrolny i remizę można stwierdzić, że wartość tego wskaźnika w remizie w III wariantcie wiekowym jest prawie dwukrotnie wyższa niż w tym samym wariantcie w lesie kontrolnym. Świadczyć to może o dobrym tempie odtwarzania się korzystnych warunków bytowania w remizach. Wprowadzenie w remizach, zgodnie z założeniami metody ogniskowo-kompleksowej, roślinności krzaczastej, silnie rozkrzewiającej się i dającej obfity opad ścióły, może sprzyjać osiągnięciu wysokiej wartości tego wskaźnika w III wariantcie wiekowym remiz. Wysoka wartość SBO w remizie jest skorelowana z biomasą makrofauny ściółkowej odpowiedzialnej za rozkład ściółki. A zatem, im wyższa wartość SBO, tym większa biomasa makrofauny ściółkowej (Szyszko 1990). Można w tym miejscu również nadmienić, że w remizie III wariantu wiekowego zauważalne było zwiększone występowanie innych chrząszczy. Najczęściej były to gatunki z rodziny *Staphylinidae* (kusakowate) i *Scarabaeidae* (poświętnikowate, na ogół był to rodzaj *Geotrupes*).

Wysoka wartość SBO na siedliskach bogatszych oznacza również wyższy stopień rozwoju biocenozy. Pozostaje to w zgodzie z czwartą zasadą teorii homeostazy (Trojan 1980) dotyczącą stabilizacji procesów przebiegających w ekosys-

temie. Chodzi w niej przede wszystkim o to, że wraz ze wzrostem dojrzałości biocenozy w szeregu sukcesyjnym wzrasta również stabilizacja procesów w niej zachodzących. Dzięki temu zmniejsza się amplituda wahań liczebności poszczególnych jej elementów (organizmów żywych).

Odzwierciedleniem stopnia rozwoju biocenoz leśnych jest nie tylko różnorodność gatunkowa, ale także średnia biomasa osobnicza (Szyszko 1991). Wyższa bowiem wartość SBO na mocnych siedliskach oznacza nie tylko wyższy stopień rozwoju biocenoz, ale jednocześnie większą stabilność zgrupowań *Carabidae* w tych warunkach siedliskowych.

W niniejszych badaniach wartość SBO w remizie wzrastała wraz z wiekiem remizy.

## 5. WNIOSKI

Na podstawie wyników przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski:

1. Formowanie się zgrupowań *Carabidae* w remizach zależy od zmian zachodzących na ich powierzchni; im szybszy jest wzrost roślinności krzewiastej i szybsze pokrycie powierzchni podszytem, tym wcześniej pojawiają się biegaczowate charakterystyczne dla dojrzałych drzewostanów.

2. Średnia biomasa osobnicza *Carabidae* (SBO) jest wyższa w remizach niż w lesie, co wiązać się może ze zwiększonym opadem listowia z krzewów, a tym samym użyznieniem gleby i stworzeniem lepszych warunków bytowania różnym organizmom.

3. W remizach zaobserwowano wcześniejsze niż w lesie wypieranie gatunków nieleśnych przez leśne. Może to wynikać z faktu, że zgrupowania biegaczowatych chętniej przebywają na poletkach z dużą zawartością roślinności krzewiastej, dającej silny opad listowia.

4. Uzasadnione może być zastosowanie metody ogniskowo-kompleksowej w monokulturach sosnowych w przypadku, gdy wprowadzanie podszytu do drzewostanu jest mniej opłacalne z ekonomicznego punktu widzenia.

## LITERATURA

- Balogh J. 1958. Lebensgemeinschaften der Landtiere ihre Erforschung unter besonderer Berücksichtigung der Zoozoologischen Arbeitsmethoden. Akademie-Verlag, Berlin, 560.
- Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1974: Katalog Fauny Polski XXIII, 2, Chrząszcze – *Coleoptera*. Biegaczowate – *Carabidae*. 2, PWN, Warszawa, 430.
- Burzyński J., 1989: Ocena efektywności ogniskowo-kompleksowej metody biologicznej ochrony lasu. Prace Inst. Bad. Leś., 690, 153–187.
- Hochhardt W. 1997: Vegetation und Fauna der Niederwalder des Mittleren Schwarzwaldes, AFZ Der Wald, Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge, 52: 12, 672–674.
- Koehler W., 1954: Perspektywy wykorzystania dzika w ramach metody biologicznej. Roczn. Nauk Leśn., Prace Inst. Bad. Leś., 111: 125–140.
- Koehler W. 1962: Działalność Instytutu Badawczego Leśnictwa do 1956 r. Zakład Ochrony Lasu. Prace Inst. Bad. Leś., 224: 399–435.
- Koehler W., 1968: O założeniach kompleksowo-ogniskowej metody biologicznej ochrony lasu. Sylwan, 7: 43–51.
- Koehler W. 1971: Wykorzystanie mrówek w biologicznej metodzie ochrony lasu w Polsce. Prace Inst. Bad. Leś., 395: 251–257.
- Koehler W., 1976: Wstępne badania nad rozmieszczeniem owadów na powierzchniach doświadczalnych ogniskowo-kompleksowej metody ochrony lasu. Prace Inst. Bad. Leś., 497: 41–46.
- Koehler W., Burzyński J. 1967: Próba likwidacji ogniska masowego pojawu *Acantholyda nemoralis* Thoms. przy zastosowaniu metody kompleksowej. Prace Inst. Bad. Leś., 317: 151–191.
- Korczyński I. 1999: Assessment of the effect of small forest plots planted with deciduous tree and shrub species on the *Carabidae* (*Coleoptera*), Forestry, Sci. Pap. Agric. Univ. of Poznań, 2: 73–83.
- Krebs C. J. 1996: Ekologia. PWN, Warszawa, 735.
- Kulyanda S.S. 1978: The distribution of ground-beetles (*Coleoptera*, *Carabidae*) in forests of western Podoliya, Vestnik Zoologii, 1: 55–57.
- Leśniak A. 1993a: *Carabidae* (*Coleoptera*) of pine forests in Poland, Fragmenta Faunistica, 10: 157–174.
- Leśniak A. 1993b: Monitoring zwierząt glebowych w lasach Polski. Monitoring Środowiska Regionu Świętokrzyskiego (Kieleckie Towarzystwo Naukowe, Kielce), 1: 129–132.
- Leśniak A. 1994: Monitoring zgrupowań *Carabidae* (*Coleoptera*) na powierzchniach Święty Krzyż i Góra Malik w latach 1992 i 1993. Monitoring Środowiska Regionu Świętokrzyskiego (Kieleckie Towarzystwo Naukowe, Kielce), 2: 83–86.
- Leśniak A. 1995: Monitoring, bioindykacja – definicje i desygnaty, Sylwan, 139: 5, 5–12.
- Leśniak A. 1997: Metody analizy zgrupowań biegaczowatych (*Carabidae*, *Col.*) w zoindykacji procesów ekologicznych. [W:] VI Sympozjum Ochrony Ekosystemów Leśnych pt.: „Waloryzacja ekosystemów leśnych metodami zoindykacyjnymi”, Fundacja “Rozwój SGGW”, Warszawa: 29–41.
- Leśniak A., Dąbrowska-Ejmont M. 1999: Zgrupowania epigeicznych chrząszczy wybranych drzewostanów (dębowego i sosnowego) Nadleśnictwa Bartoszyce, Sylwan, 143: 12, 35–49.
- Łakomic L. 1979: Potencjalna rola ważek różnoskrzydłych (*Anisoptera*) w ogniskowo-kompleksowej metodzie ochrony lasu. Prace Inst. Bad. Leś., 554: 100–106.
- Margalef R. 1958: Information theory in ecology. General Systems, 3: 36–71.
- Nunberg M. 1949: Wpływ składu drzewostanu na faunę chrząszczy z rodziny biegaczowatych (*Carabidae*), Prace Inst. Bad. Leś. seria A, 58: 1–32.
- Pisarski B., Skibińska E. 1976: Mono- i poliginizm mrówek z gatunku *Formica* (*Coptoformica*) *exacta* Nyl. (*Hymenoptera*: *Formicidae*). Prace Inst. Bad. Leś., 500: 69–74.

- Skłodowski J. 1995: Antropogenne przeobrażenia zespołów biegaczowatych (*Col. Carabidae*) w ekosystemach borów sosnowych Polski. [W:] Antropogeniczne przeobrażenia epigeicznej i glebowej entomofauny borów sosnowych. Katedra Ochrony Lasu i Ekologii – Fundacja “Rozwój SGGW”, Warszawa: 17–174.
- Skłodowski J. 1999: Znaczenie wielkości biogrupy pozostawionej na zrębie w ochronie gatunkowej na przykładzie rodziny biegaczowatych (*Col. Carabidae*). Katedra Ochrony Lasu i Ekologii – Fundacja “Rozwój SGGW”, Warszawa, 80.
- Szujecki A. 1980: Ekologia owadów leśnych, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, 604.
- Szujecki A., Szyszko J., Mazur S., Perlinski S. 1983: The process of forest soil macrofauna formation after afforestation of farmland, Warsaw Agricultural University Press, Warszawa, 196.
- Szyszko J. 1973: Wpływ stosowania etylenoglikolu w cylindrach chwytnych na liczbę odławianych okazów i gatunków biegaczowatych (*Col., Carabidae*), Zeszyty Naukowe SGGW-AR, 19: 117–121.
- Szyszko J. 1983: State of *Carabidae* (*Col.*) fauna in fresh pine forest and tentative valorization of this environment, Warsaw Agricultural University Press, Warszawa, 80.
- Szyszko J. 1985: Pułapka STN do odłowów *Carabidae*. Prace Komisji Naukowych Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego, 91: 34–41.
- Szyszko J. 1990: Planning of prophylaxis in threatened pine forest biocenoses based on an analysis of the fauna of epigeic *Carabidae*. Warsaw Agricultural University Press, Warszawa, 96.
- Szyszko J. 1991: Wpływ podszytów liściastych na biegaczowate (*Carabidae, Col.*) w borach sosnowych, Sylwan, 9: 27–32.
- Szyszko J. 1995: O możliwości wykorzystania samosiewów sosnowych do polepszenia tempa regeneracji biocenoz na przykładzie biegaczowatych (*Carabidae, Col.*), Sylwan, 7: 23–32.
- Szyszko J. 1996: Przeżywanie i reprodukcja gatunku i populacji, czyli co wiemy, a co powinniśmy wiedzieć, Prace Inst. Bad. Leś., Ser. B, 28: 99–105.
- Szyszko J. 1997. Próba waloryzacji środowisk leśnych przy pomocy biegaczowatych (*Carabidae, Col.*). VI Sympozjum Ochrony Ekosystemów Leśnych “Waloryzacja ekosystemów leśnych metodami zooindykacyjnymi”. Warszawa: 42–60.
- Szyszko J., Vermulen H.J.W., Den Boer P.J. 1996: Survival and reproduction in relation to habitat quality and food availability for *Pterostichus oblongopunctatus* F. (*Carabidae, Col.*), Acta Jutlandica, 71, 2: 25–40.
- Tarwacki G. 1999: Znaczenie kompleksowo-ogniskowej metody ochrony lasu w zwiększaniu oporu środowiska, Sylwan, 12, 73–79.
- Trautner J., Geigenmüller K. 1987: Tiger Beetles, Ground Beetles. Illustrated key to the *Cicindelidae* and *Carabidae* of Europe. 488.
- Trojan P. 1980: Ekologia ogólna. PWN, Warszawa, 420.
- Turin H., 2000: De Nederlandse loopkevers. Verspreidind en ecologie (*Coleoptera: Carabidae*). Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij. European Invertebrate Survey – Nederland, Leiden, 650.