

WSTĘPNE BADANIA WPŁYWU STRZELNIC SPORTOWYCH NA ŚRODOWISKO

Karolina Wodnik¹, Radosław Rutkowski¹, Justyna Rybak¹

¹ Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Wrocławska, ul. Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, e-mail: justyna.rybak@pwr.edu.pl

STRESZCZENIE

Badania mające na celu ocenę wpływu aktywności strzeleckiej prowadzono na terenie strzelnicy sportowej. Do badań wykorzystano zgrupowania bezkręgowców, które zidentyfikowano do rodzin a także wykorzystano metodę morfogatunków, która nie wymaga specjalistycznej wiedzy. Do oceny wpływu strzelnic sportowych na środowisko wykorzystano następujące indeksy bioróżnorodności: Simpsona, Shannona-Wienera, Margalefa, Bergera- Parkera i Menhinicka. Stwierdzono obniżoną bioróżnorodność na stanowiskach badawczych w stosunku do stanowiska referencyjnego, co potwierdza wpływ tej aktywności na bioróżnorodność i narusza integralność ekosystemu.

Słowa kluczowe: strzelnice, metale ciężkie, ołów, bezkręgowce.

PRELIMINARY STUDIES ON THE INFLUENCE OF SHOOTING RANGES ON ENVIRONMENT

ABSTRACT

The aim of the study was to assess the impact of the shooting activity on the environment. The studies were conducted in the area of the sports shooting range. The assemblages of invertebrates, which were identified to the family level, as well as morphospecies, were used in the research. The second method does not require the proficiency in identification. The following indices of the biodiversity were used for the assessment of the environmental impact of sports shooting ranges: Simpson, Shannon-Wiener, Margalef, Berger- Parker and Menhinick. A decreased biodiversity was observed at two studied sites, in comparison to the reference site which proves the negative impact of shooting activity on the biodiversity and suggests that it also disturbs the ecosystem integrity.

Keywords: shooting range, heavy metals, lead, invertebrates.

WSTĘP

Wzrastający poziom stężenia metali ciężkich w środowisku może mieć poważne konsekwencje zdrowotne. Metale ciężkie mogą włączać się do łańcucha troficznego ekosystemu, a wiele z nich ma właściwości toksyczne i kancerogenne [Khezami and Capart 2005]. Do najważniejszych antropogenicznych źródeł zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi należą górnictwo i hutnictwo, przemysł metalurgiczny i chemiczny, rolnictwo oraz szlaki komunikacyjne [Wang et al. 2003].

Obok przemysłu, istotnym i słabo poznanym źródłem tych zanieczyszczeń może być strzelectwo sportowe. Strzelnice, głównie z powodu generowanego tam hałasu, ulokowane są naj-

częściej na obszarach oddalonych od głównych skupisk ludzkich, ale postępująca urbanizacja przybliża je do terenów gęściej zamieszkałych. Zanieczyszczenia towarzyszące strzelnicom stanowią zagrożenie dla całego ekosystemu.

Ołów jest najważniejszym pierwiastkiem wchodzącym w skład naboju oraz śrutu, który stanowi około 93% ich masy. W warunkach naturalnych wartość stężenia ołowiu w glebie waha się między 10–30 Mg Pb·kg⁻¹, w warunkach niewielkiego zanieczyszczenia związkami ołowiu pochodzenia antropogenicznego wartość ta może wzrosnąć do 30–100 Mg Pb·kg⁻¹ [Davis 1990]. W USA łączna zawartość ołowiu w glebie pochodząca z polowań i strzelania sportowego przekroczyła 3 miliony Mg w XX wieku i stale

wzrasta, średnio o 60 000 Mg rocznie [Craig et al. 1999]. Innymi składnikami pocisków strzelniczych są: antymon pełniący funkcję utwardzacza ołowiu (1.9%), miedź używana w pociskach pełnopłaszczowych (4.5%) oraz nikiel lub cynk obecne w pociskach miedziowanych (0.5%). W pociskach może także występować arsenik jako zanieczyszczenie ołowiu. Wszystkie wymienione pierwiastki są toksyczne dla organizmów żywych. Pomimo, że stanowią one znikomą masę pocisku regularne wystrzały mogą doprowadzić do znacznej kumulacji zawartości metali na terenie strzelnicy [Cao et al. 2003, Jorgensen and Willems 1987].

Na poziom zanieczyszczeń na strzelnicach wpływa stopień zwietrzenia pocisków w kulochwytach oraz fizyko-chemiczne właściwości gleby [Laporte-Saumure et al. 2011]. Proces rozkładu ołowianych pocisków może trwać nawet 300 lat dlatego nawet nieistniejące już strzelnice mogą rzutować na stan środowiska, na którym się znajdowały, zwłaszcza w przypadku terenów podmokłych [Jorgensen and Willems 1987].

Bezkręgowce stanowią integralną i zróżnicowaną część większości ekosystemów. Biorą udział w rozkładzie materii nieożywionej, a co za tym idzie, przepływie materii i energii [Covich i inni 1999]. Żyjące w bezpośrednim kontakcie z glebą oraz roślinnością, zwierzęta bezkręgowce najszybciej i najsilniej odczuwają skutki skażenia gleby metalami ciężkimi. Dlatego też celem niniejszej pracy było określenie wpływu strzelnic sportowych na bioróżnorodność występujących na tym obszarze bezkręgowców, a przez to dokonanie wstępnej oceny wpływu strzelnic na środowisko przyrodnicze. Badania tego typu nie były prowadzone w Polsce.

MATERIAŁY I METODY

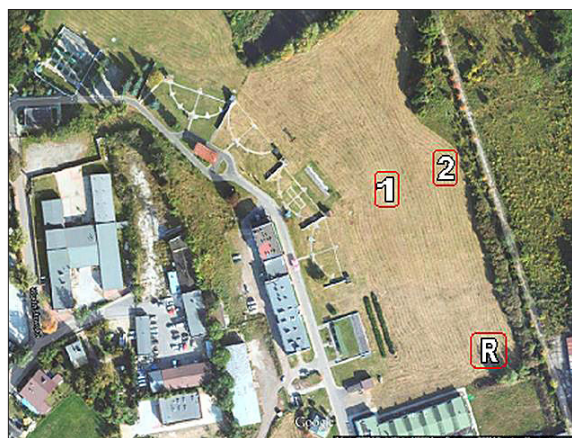
Stanowiska badawcze

Zespół strzelnic położony jest w granicach dużego miasta wojewódzkiego. Obiekt użytkowany jest nieprzerwanie od 1956 roku, początkowo jako strzelnice myśliwskie i do strzelań do ruchomej tarczy, a od 1985 roku jako obiekt wojskowego klubu sportowego służący do strzelań sportowych we wszystkich konkurencjach. Obecnie, po wielu modernizacjach, jest to jeden z najnowocześniejszych obiektów tego typu w Europie, na którym każdego roku odbywa się wiele wydarzeń sportowych.

Badania przeprowadzono na strzelnicy do strzelań śrutowych (rys. 1). W pobliżu obiektu znajdują się tereny wodonośne, które stanowią rezerwuuar wody pitnej dla miasta wojewódzkiego – odległość do najbliższego stawu infiltracyjnego wynosi ok. 450 m. Wyboru stanowisk badawczych dokonano na podstawie wizualnej oceny zanieczyszczenia terenu przedpola strzelnicy. Wybrano dwa stanowiska gdzie padają pociski: 1 i 2 (rys. 1). Oba stanowiska są od siebie oddalone ze względu na dwa różne tory lotu rzutka. Stanowisko referencyjne znajdowało się w miejscu częściowo schowanym za budynkiem, na fragmencie będącym wydzieloną częścią łąki, na której ulokowane są przedpola strzelnic, jest to teren o takim samym charakterze i pokryciu roślinnym, a także sposobie utrzymania, ale pozbawiony zanieczyszczeń.

Pobór próbek

Poboru próbek dokonano wykorzystując glebowe pułapki Barbera [Greenslade 1964] składające się z naczynia o pojemności 200 ml, wypełnionego w $\frac{1}{4}$ objętości mieszaniną wody i glikolu w proporcjach 1:2 z dodatkiem detergentu zmniejszającego napięcie powierzchniowe. Pułapki umieszczono na 4 doby, w dniach 10.07- 14.07 i 13.08-17.08.2015. Na każdym stanowisku umieszczono 25 pułapek, rozłożonych równomiernie na obszarze 5 x 5 m. Bezkęgowce odławiano także przy pomocy czerpaka entomologicznego. Zwierzęta zostały zakonserwowane w 75% alkoholu do dalszej identyfikacji.



Rys. 1. Widok ogólny na stanowiska badawcze. 1, 2- stanowiska badawcze, R- stanowisko referencyjne (źródło: Google Maps).

Fig. 1. The general view of shooting range (1, 2 – sites of studies, R- reference site) (source: Google Maps).

Metody

Bezkęgowce oznaczono do rodziny zgodnie z ich przynależnością taksonomiczną, a także, ze względu na trudności związane z identyfikacją do gatunku, jako uzupełnienie badań wykorzystano metodę morfogatunków zaproponowaną przez Oliviera i Beattie [1996]. Zgodnie z założeniami metody zebrane okazy zaklasyfikowano do umownych grup od A do Z tylko ze względu na podobieństwa morfologiczne (klasyfikacji dokonano bez udziału osób znających się na taksonomii). W oparciu o przeprowadzone dwa warianty identyfikacji obliczono wskaźniki bioróżnorodności. Do oceny różnorodności zastosowano wskaźniki Simpsona, Shannona-Wienera oraz Margalefa. Wskaźnik bogactwa gatunkowego Simpsona przykłada większą wagę do gatunków, których udział w próbie jest duży (pospolitych) niż do gatunków rzadkich. Określa on jakie jest prawdopodobieństwo, że dwa osobniki wybrane losowo z danej próby będą należeć do tego samego gatunku [Simpson 1949]. Wskaźnik bogactwa gatunkowego Simpsona jest przedstawiony wzorem:

$$D = 1 - \frac{\sum n(n-1)}{N(N-1)} \quad (1)$$

Wartość tego indeksu mieści się w przedziale od 0 do 1, przy czym 0 oznacza małą różnorodność, a 1 – maksymalną [21].

Wskaźnik Shannona-Wienera uwzględnia zarówno bogactwo (liczbę gatunków), jak i równomierność udziału gatunków w próbie. Zgodnie z tym wskaźnikiem, różnorodność gatunkowa wzrasta wraz ze wzrostem liczby gatunków oraz wyrównywaniem się udziału poszczególnych gatunków w próbie [Shannon 1948]. Równanie Shannona-Wienera przedstawia się następująco:

$$H' = - \sum_{i=1}^{n_i} p_i \ln p_i \quad (2)$$

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

gdzie: p_i oznacza stosunek liczby organizmów danego gatunku do liczebności wszystkich organizmów. Wskaźnik ten uwzględnia zarówno bogactwo (liczbę gatunków), jak i równomierność gatunków w próbie.

Wskaźnik Margalefa określa względne bogactwo gatunkowe w odniesieniu do całkowitej liczby gatunków oraz liczby wszystkich osobników w badanym zbiorowisku [Sienkiewicz 2010].

Równanie Margalefa:

$$Ri = \frac{S - 1}{\log N'} \quad (3)$$

gdzie: S – liczba wszystkich gatunków,
 N' – liczba wszystkich osobników.

Wykorzystano też dwa rzadziej wykorzystywane wskaźniki takie jak prosty indeks dominacji Bergera-Parkera uważany za jeden z najlepszych [Harper 1999]. Bierze on pod uwagę znaczenie najbardziej licznych gatunków:

$$d = N_{\max} / N \quad (4)$$

gdzie: N_{\max} oznacza maksymalną liczbę zidentyfikowanych gatunków, a N – liczbę wszystkich osobników w próbie. Z uwagi na częste wykorzystanie odwrotność tego indeksu także policzono ($1/d$), wzrost wartości indeksu jest związany ze wzrostem bioróżnorodności i spadkiem dominacji.

Policzono także indeks Menhinicka:

$$DMe = \frac{S}{\sqrt{N}} \quad (5)$$

gdzie: S – liczba wszystkich gatunków,
 N – liczba wszystkich osobników [Harper 1999].

WYNIKI

W wyniku badań stwierdzono ogółem 419 osobników: 118 na stanowisku referencyjnym, 192 na stanowisku 1, 109 na stanowisku 2, które zaklasyfikowano do 12 rodzin owadów, 4 rodzin pajęczaków oraz 2 rodzin należących do skorupiaków (tab. 1). Na wszystkich stanowiskach dominowały chrząszcze z rodziny biegaczowatych: stanowisko referencyjne (R): 28%, stanowisko nr 1: 42%, stanowisko nr 2: 35%. Drugą najliczniejszą grupą stanowiły mrówkowate (R: 21%, 1: 36%, 2: 39%). Chrząszcze z rodziny omarlicowatych występowały licznie na stanowisku referencyjnym (19%), jednak ich liczebność na stanowiskach zanieczyszczonych była znikoma (1: 2%, 2: 1%). Wśród pajęczaków, na wszystkich stanowiskach dominowały pająki z rodziny pogońcowatych (R: 10%, 1: 4%, 2: 6%). Pozostałe rodziny reprezentowane były przez pojedyncze osobniki (rys. 2).

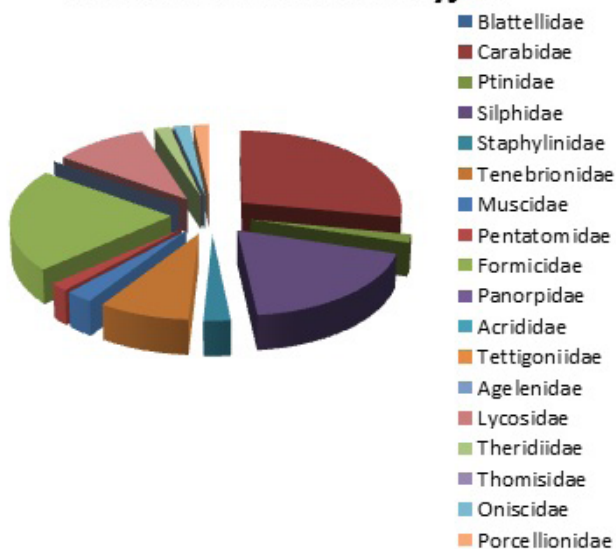
Tabela 1. Liczebność rodzin bezkręgowców na stanowiskach badawczych

Table 1. The number of invertebrates families at studied sites

Podtyp/Gromada	Rząd		Rodzina		Stanowisko			
					Ref.	1	2	
Owady	Blattodea	Karacznany	Blattellidae	Prusakowate	0	1	0	
			Coleoptera	Chrząższe	Carabidae	Biegaczowate	33	80
			Ptinidae	Pustoszwowate	2	0	0	
			Silphidae	Omarlicowate	22	3	1	
			Staphylinidae	Kusakowate	3	5	5	
			Tenebrionidae	Czarnuchowate	10	5	2	
		Diptera	Dwuskrzydłe	Muscidae	Muchowate	3	2	2
		Hemiptera	Pluskwiaki	Pentatomidae	Tarczówkowate	2	0	1
		Hymenoptera	Błonkoskrzydłe	Formicidae	Mrówkowate	25	70	43
		Mecoptera	Wojsilki	Panorpidae	Wojsilkowate	0	1	0
		Orthoptera	Prostoskrzydłe	Acrididae	Szarańczowate	0	2	2
				Tettigoniidae	Pasikonikowate	0	0	1
	Pajęczaki	Araneae	Pająki	Agelenidae	Lejkowcowate	0	1	3
				Lycosidae	Pogońcowate	12	8	7
				Theridiidae	Omatnikowate	2	0	0
Thomisidae				Ukośnikowate	0	1	0	
Skorupiaki	Isopoda	Równonogi	Oniscidae	Stonogowate	2	2	0	
			Porcellionidae	Proسیونkowate	2	11	4	

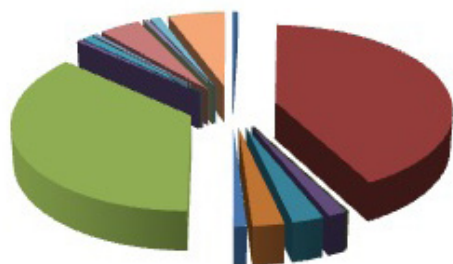
a)

Stanowisko referencyjne



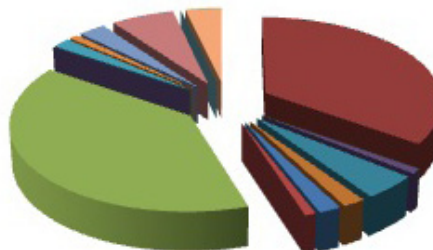
b)

Stanowisko 1



c)

Stanowisko 2



Rys. 2. Udział rodzin bezkręgowców na stanowiskach badawczych (a-stanowisko referencyjne, b – stanowisko nr 1, c – stanowisko nr 2)

Fig. 2. The contribution of invertebrates families at studied sites (a – reference site, b site no.1, c – site no. 2)

Dodatkowo, zebrane okazy sklasyfikowano jako 23 morfogatunki (tab. 2). Osiem z nich występowało na wszystkich stanowiskach badawczych. Stwierdzono dominację morfogatunku N (R: 21%, 1: 36%, 2: 39%). Grupa ta występowała szczególnie licznie na stanowiskach zanieczyszczonych. Morfogatunek A stanowił 18% na stanowisku referencyjnym, na stanowiskach 1 i 2 występował nielicznie (1: 1,5%, 2: 1%). Liczebność morfogatunku C wyniosła na stanowisku 1: 22% i 2: 18%, natomiast na stanowisku referencyjnym stanowił 9% (rys. 3). Wskaźniki bioróżnorodności zostały policzone zarówno dla zidentyfikowanych rodzin jak i morfogatunków. Najwyższy wskaźnik Simpsona oraz Shannona –Wienera otrzymano dla stanowiska referencyjnego dla obu wariantów (rodziny i morfogatunki). Z kolei wskaźnik Margalefa był najwyższy dla stanowiska nr 1 w przypadku rodzin a dla wyróżnionych morfogatunków najwyższe wartości uzyskano dla stanowiska referencyjnego. Co ciekawe, wyniki obliczeń odwróconego indeksu

Bergera – Parkera były najwyższe dla stanowiska referencyjnego (dla obu wariantów), a wartości indeksu Menhinicka były najwyższe dla stanowiska nr 1 (dla zidentyfikowanych rodzin) oraz dla stanowiska referencyjnego w przypadku metody morfogatunków (tab. 3).

DYSKUSJA

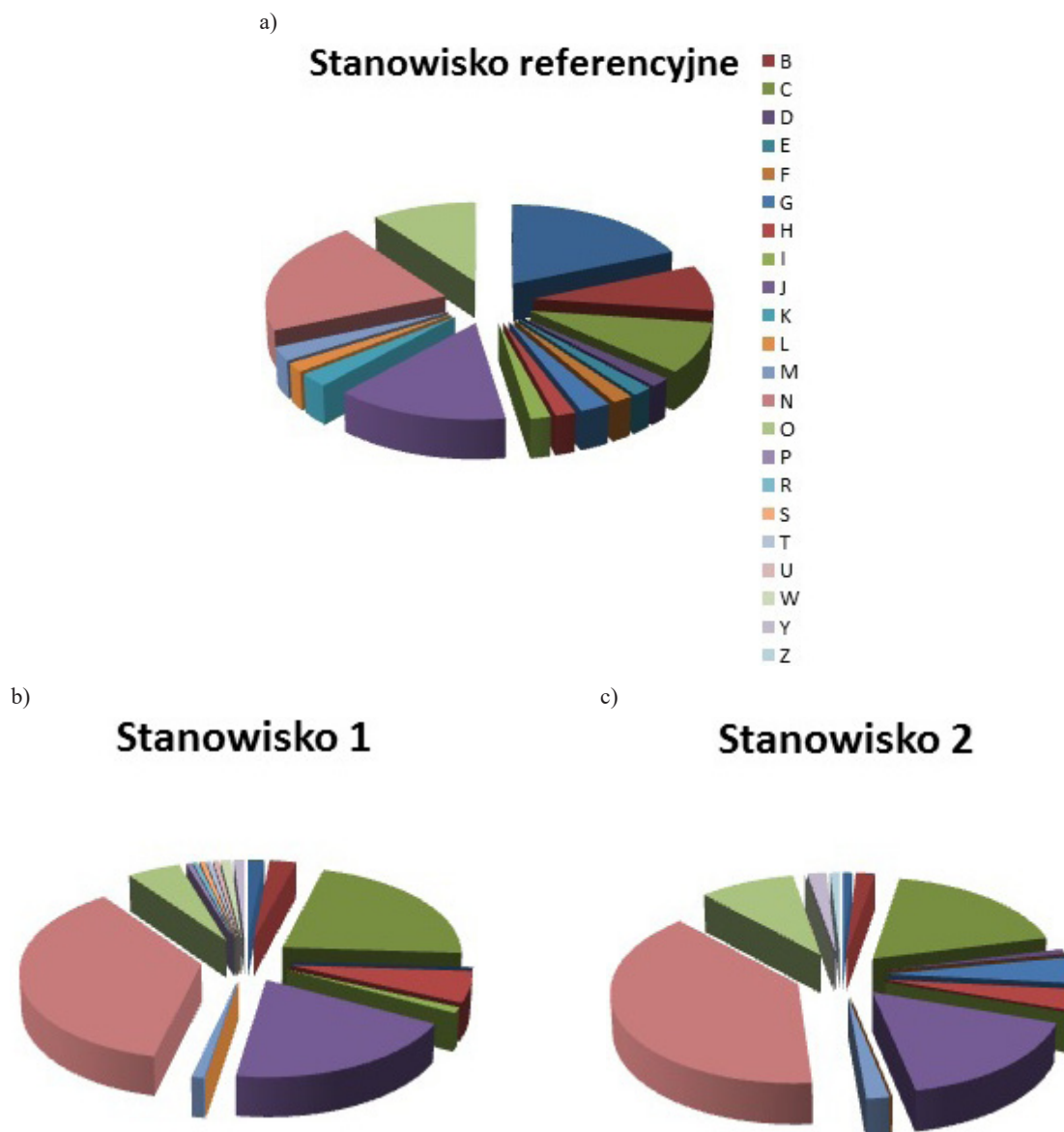
Dotychczas nie porównywano różnorodności bezkręgowców zamieszkujących tereny strzelnic w Polsce. Współczynnik Shannona-Wienera przyjmuje wartości wysokie w zgrupowaniach o dość dobrej strukturze (dobrze ukształtowanych) chociaż niezbyt licznych. W związku z tym niskie wartości indeksu w tym przypadku świadczą o dominacji kilku lub wręcz jednego taksonu i w przypadku prezentowanych badań niższe wartości uzyskano dla stanowisk 1 i 2 (tab. 3). Wartość indeksu Margalefa (tab. 3) oprócz składu gatunkowego uwzględnia również liczbę stanowisk, co oznacza, że nadaje on większą rangę taksonom rzadszym. Wskaźnik ten osiągnął najwyższą wartość na stanowisku 1. Z kolei, wskaźnik zróżnicowania gatunkowego Simpsona (tab. 3) określa bogactwo (zróżnicowanie) gatunkowe badanego zespołu. Przykłada on mniejszą wagę do występowania gatunków rzadkich, których udział w próbie jest niewielki, zwracając większą uwagę na gatunki pospolite. Ten wskaźnik osiągnął najwyższą wartość na stanowisku referencyjnym, tym samym wskazując na jego najwyższą bioróżnorodność ale niekoniecznie obecność gatunków rzadkich.

Reasumując, różne zastosowane indeksy dały odmienne wyniki, co sugeruje że tego typu badania powinny ulec rozszerzeniu i powinny być kontynuowane na większą skalę. Jest oczywiste, że każdy ze wskaźników przykłada wagę do innej cechy, a jego wrażliwość zależy od typu badanego ekosystemu, a nawet celu badań. W prezentowanych badaniach indeksy Margalefa oraz Menhinicka reprezentują wskaźniki oceny bogactwa gatunkowego, w przypadku obu wskaźników najwyższe bogactwo charakteryzuje stanowisko 1 (dla klasyfikacji taksonomicznej) i stanowisko referencyjne (w przypadku morfogatunków). Z kolei indeksy Simpsona, Shannona-Wienera oraz Bergera-Parkera reprezentują grupę wskaźników oceniającą heterogenność badanego obszaru. Wszystkie trzy wskazują na najwyższą heterogenność stanowiska referencyjnego.

Tabela 2. Liczebność morfogatunków bezkręgowców na stanowiskach badawczych

Table 2. The morphospecies classification and abundance at studied sites

Morfogatunek	Stanowisko		
	ref.	1	2
A	22	3	1
B	10	5	2
C	11	42	20
D	2	0	1
E	2	0	0
F	2	0	0
G	3	0	5
H	2	11	4
I	2	2	0
J	17	38	18
K	3	0	0
L	2	0	0
M	3	2	2
N	25	70	43
O	12	10	10
P	0	1	0
R	0	1	0
S	0	1	0
T	0	1	0
U	0	1	0
W	0	2	0
Y	0	2	2
Z	0	0	1
SUMA	118	192	109



Rys. 3. Udział morfogatunków na stanowiskach badawczych (a – stanowisko referencyjne, b – stanowisko nr 1, c – stanowisko nr 2)

Fig. 3. The contribution of morphospecies at studied sites (a – reference site, b site no.1, c – site no. 2)

Rozkład, kiedy ponad połowa osobników należy do kilku gatunków, a pozostała przypada na inne, mało liczne gatunki uważa się za naturalny w stabilnych i korzystnych warunkach środowiska. Za najbardziej zbliżony do modelowego może być uznany rozkład na stanowisku referencyjnym. Mimo, iż nie badano zawartości ołowiu i zależności struktury zgrupowań bezkręgowców od jego zawartości w glebie, wydaje się, że podstawowe znaczenie dla osiedlenia się danego gatunku ma typ preferowanego środowiska (obecność roślinności, dogodnie miejsce połowu ofiar itd.). Badania poświęcone wpływowi metali ciężkich na bezkręgowce nie są jednoznaczne, ponieważ część badaczy wykazuje wrażliwość

bezkęgowców na zanieczyszczenie metalami, z kolei inni sugerują, że nie ma takiego wyraźnego związku [np. Jung et al. 2008]. Niewątpliwie aktywność strzelecka stanowi zagrożenie dla środowiska przyrodniczego, co znalazło potwierdzenie w niższej bioróżnorodności zgrupowań bezkręgowców odnotowanych w prezentowanych badaniach. Można też odwołać się do badań przeprowadzonych w USA [Cao et al. 2003], które potwierdziły istnienie znacznego skażenia środowiska w wyniku aktywności strzeleckiej, stwierdzono też wysoką zawartość ołowiu w badanym gatunku trawy *Cynodon dactylon* (L.) Pers. (do 806 mg kg⁻¹), co dowodzi że problem jest znaczący i nie powinien być lekceważony.

Tabela 3. Wartości wskaźników bioróżnorodności dla wszystkich stanowisk badawczych (M – obliczenia dla metody morfogatunków)**Table 3.** The values of biodiversity indices for studied sites (M – calculations for morphospecies method)

Stanowisko	Wskaźnik Simpsona		Wskaźnik Margalefa		Wskaźnik Shannona (H')		Wskaźnik Bergera-Parkera		Odwrocony wskaźnik Bergera-Parkera		Wskaźnik Menhinicka	
Referencyjne	0.83	0.87(M)	2.3	2.93(M)	1.97	2.27(M)	0.28	0.21(M)	3.57	4.72(M)	1.1	1.38(M)
Nr 1	0.69	0.78(M)	2.47	2.83(M)	1.53	1.82(M)	0.41	0.36(M)	2.4	2.74(M)	1.2	1.15(M)
Nr 2	0.72	0.77(M)	2.34	1.93(M)	1.62	1.71(M)	0.39	0.4(M)	2.53	2.46(M)	1.14	0.97(M)

WNIOSKI

Mimo, iż czynniki, które mają największy wpływ na różnorodność zgrupowań bezkręgowców to przede wszystkim obecność roślinności, dostępność pokarmu oraz specyficzne preferencje konkretnych gatunków to jednak w prezentowanych wstępnych badaniach stwierdzono obniżoną bioróżnorodność tych zgrupowań co sugeruje, że sposób zagospodarowania terenu i poziom zanieczyszczenia ma znaczenie dla dobrego funkcjonowania zarówno bezkręgowców jak i całego ekosystemu. Wstępne badania wskazują na wpływ strzelnic na środowisko przyrodnicze. Zastosowanie z powodzeniem metody morfogatunków jako alternatywy w stosunku do żmudnej i wymagającej dużej wiedzy specjalistycznej identyfikacji taksonomicznej dowodzi jej przydatności w szybkiej, acz przybliżonej ocenie bioróżnorodności zagrożonych ekosystemów. Badania tego typu powinny zostać w przyszłości przeprowadzone na szerszą skalę.

LITERATURA

- Cao X.1., Ma L.Q., Chen M., Hardison D.W. Jr., Harris W.G. 2003. Weathering of lead bullets and their environmental effects at outdoor shooting ranges. *Journal of Environment Quality*, 32(2), 526–534.
- Covich A.P., Margaret M.A., Todd A. Crowl T.A. 1999. The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience*, 49(2), 119–127.
- Craig J.R., Rimstidt J.D., Bonnaffon C.A., Collins T.K., and P.F Scanlon. 1999. Surface water transport of lead at a shooting range. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 63, 312–319.
- Davies, B.E. 1990. Lead, in: B.J. Alloway (ed.), *Heavy Metals in Soils*. Glasgow, Blackie and Son.
- Greenslade P.J.M. 1964. Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *Journal of Animal Ecology*, 33(2), 301–310.
- Harper D.A.T. 1999. *Numerical Paleobiology*. England. John Wiley & Sons.
- Jorgensen S.S., Willems M. 1987. The fate of lead in soils: the transformation of lead pellets in shooting range soils. *Ambio*, 16 (5), 11.
- Jung M.P., Kim S.T., Kim H., Lee J. H 2008 – Species diversity and community structure of ground-dwelling spiders in unpolluted and moderately heavy metal polluted habitats. *Water, Air and Soil Pollution*, 195:15–22.
- Khezami L., Capart, R. 2005. Removal of chromium(VI) from aqueous solution by activated carbons: kinetic and equilibrium studies. *Journal of Hazardous Materials*, 123, 223–231.
- Laporte-Saumure M., Martel R., Mercier G. 2011. Evaluation of physicochemical methods for treatment of Cu, Pb, Sb, and Zn in Canadian small arm firing ranges backstop soils. *Water Air and Soil Pollution*, 213(1), 171–189.
- Olivier J., Beattie A.J. 1996. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology*, 10, 99–109.
- Sienkiewicz J. 2010. Koncepcje bioróżnorodności – ich wymiary i miary w świetle literatury. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 45, 7–29.
- Simpson E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688–688.
- Shannon C. E. 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379–423, 623–656.
- Wang Q., Cui Y., Liu X., Dong Y., Christie P. 2003. Soil contamination and plant uptake of heavy metals at polluted sites in China. *Journal of Environmental Science and Health*, 38(5), 823–38.