

IZABELLA OLEJNICZAK<sup>1</sup>  
STEFAN RUSSEL<sup>2</sup>  
ANNA PRĘDECKA<sup>3</sup>

## Reakcja mezofauny (Collembola i Acarina) zamieszkująca łąki na mineralnych i organicznych glebach, na wiosenne doświadczalne pożary

**Słowa kluczowe:** doświadczalne pożary, Collembola, Acarina, łąki  
**Key words:** experimental fires, Collembola, Acarina, meadows

### SUMMARY

**The response of mesofauna (Collembola and Acarina) inhabiting meadows on mineral and organic soils, to spring, experimental fire**

The impact of spring experimental fires on collembolan and mite communities was studied in this field experiment. In April 2008, experimental plots of 1m<sup>2</sup> in size were chosen and burnt. Samples were taken just after fire, and 3, 7 and 12 months following the fire, in burnt plots, at the border of burnt plots and in surroundings (control). The impact of spring experimental fire on mesofauna was ambiguous. But it

<sup>1</sup> Adres: Uniwersytet Kardynała Stefana Wyszyńskiego w Warszawie, Instytut Ekologii i Bioetyki, ul. Wóycickiego 1/3, b. 24, p. 402, 01-938 Warszawa. Adres e-mail: iza-olejniczak@wp.pl.

<sup>2</sup> Adres: Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Wydział Rolnictwa i Biologii, ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa, Adres e-mail: russel@delta.sggw.waw.pl.

<sup>3</sup> Adres: Szkoła Główna Służby Pożarniczej, Wydział Inżynierii Bezpieczeństwa Cywilnego, ul. Słowackiego 52/54, 01-629 Warszawa. Adres e-mail: apredecka@wp.pl.

seems that effects of spring fires were more severe in the case of spring-tails than for mites.

## 1. Wstęp

Požary modyfikując warunki klimatyczne i biotyczne mają istotne znaczenie w kształtowaniu się bioróżnorodności ekosystemów (Chang 1996, Scheintaub et al. 2009). Mogą przyspieszać procesy erozji gleby i tym samym przyczyniać się do ubywania składników odżywczych (Grabczyńska et al. 2009). Z drugiej strony pożary zbiorowisk trawia- stych mogą uwalniać nagromadzone w ściółce substancje odżywcze i zwiększać produktywność tych zbiorowisk (Vogl 1965, 1979, Briggs, Knapp 1995).

Požary w istotnym stopniu wpływają także na liczebność i bioróż- norodność zespołów zwierząt (np. Riechert, Reeder 1970, Van Am- brung et al. 1981, Davies 1997; Paquin i Coderre 1997, McCullough et al. 1998, Turner et al. 2003).

W przeszłości pożary odgrywały również istotną rolę w rozwoju spo- łeczeństw (Mac Gregor 2005). Jeszcze dzisiaj w wielu rejonach świata wypalane są obszary trawiaste, chociażby afrykańskie sawanny (Shey- ange et al. 2005). W niektórych krajach często stosuje się kontrolowane wypalania, w celu usunięcia nagromadzonej martwej roślinności i przez to zapobieganiu silnych pożarów (Cary et al. 2003, Mac Gregor 2005).

W Polsce nadal dokonuje się wypaleń łąk i resztek porolnych, mimo że na mocy Ustawy o Ochronie Przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 roku (Dz.U. z 2004r., Nr. 92, poz. 880) są one nielegalne.

Wpływ pożarów na organizmy glebowe jest stosunkowo słabo po- znany (Russel et al. 2009). Istniejące opracowania wskazują na niejed- noznaczny wpływ pożarów na mezofaunę glebową i możliwości odna- wiania się jej po pożarze (Lussenhope 1981, Grabczyńska et al. 2009, Olejniczak et al. 2011). Wpływ ten zależy od wielu czynników, między innymi od typu gleby, siły pożaru, oraz od tego czy pożar pojawił się w sezonie wegetacyjnym czy też poza nim.

Celem niniejszej pracy jest określenie wpływu wiosennych pożarów na zespoły mezofauny glebowej (Acarina i Collembola) oraz możliwości rekolonizacji obszarów wypalonych przez te bezkręgowce.

## **2. Materiał i metody**

Do badań wybrano łąki kośne Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych, które położone są w okolicach Warszawy (52°10'N; 20°50'E). Jedną z łąk położoną była na glebie mineralnej – brunatnej (łąka I – ŁI), druga na glebie organicznej – torfowo-murszowej (łąka II – ŁII). W fitocenozie łąki I dominował perz właściwy (39% zespołu) a łąki II życica trwała (60% zespołu). W kwietniu 2008 roku wybrano na obu łąkach poletka doświadczalne o powierzchni 1m<sup>2</sup>. Na każdym z nich wyłożono 50 g ściółki trawiastej, którą wypalono. Tuż po doświadczalnym pożarze mierzono temperaturę powierzchni gleby. Temperatura gleby w miejscach wypalonych tuż po pożarze wynosiła 475°C. Próby pobrano tuż po wiosennym wypalaniu (w kwietniu), po 3 miesiącach (w lipcu), po 7 miesiącach (w listopadzie) oraz po 12 miesiącach (w kwietniu następnego roku) na dwóch głębokościach: do 5cm (warstwa 0-5cm) oraz poniżej do 10cm (warstwa 5-10cm). Za każdym razem po 3 próbki pobierano wycinakiem glebowym o średnicy 2,5cm w miejscu wypalonym (P), na granicy pożaru (G) oraz z miejsc niewypalanych, kontrolnych (K). Z tak zebranych próbek, mezofauna była wypłaszana w aparacie Tullgrena.

Poletka doświadczalne w okresie prowadzenia badań nie były koszone.

Zebrany materiał analizowano testami nieparametrycznymi. Średnie liczebności porównano testem Wilcoxon różnicy rang dla par a wpływ czynników doświadczenia nieparametryczną analizą wariancji ANOVA Kruskal-Wallis.

### 3. Wyniki i dyskusja

Wpływ doświadczalnych pożarów na zespoły skoczogonek i roztozczy okazał się niejednoznaczny. Zaobserwowano, jednak, że zagęszczenia mezofauny zmieniały się wraz z upływem czasu (Tabela 1). Ponadto w przypadku zespołów roztozczy na ich zagęszczenia wpływały także: typ gleby oraz warstwa gleby (Tabela 1).

**Tabela 1.** Wpływ warunków doświadczenia na zagęszczenia skoczogonek (A) i roztozczy (B) na podstawie całego zebranego materiału. (analiza ANOVA Kruskal-Wallisa; w której uwzględniono miejsce wypalania, granicy wypalania i miejsce niewypalane – „miejsce”; czas tuż po wypalaniu, oraz po 3, 7 i 12 miesiącach od wypalania – „miesiąc”; głębokość pobierania prób: 0-5cm i 5-10cm – „warstwa”, oraz typ gleby).

#### A. skoczogonki (Collembola)

Warunki doświadczenia	Wartość H	Stopnie swobody	Istotność różnic
„miejsce”	0,18	2	0,90
„miesiąc”	12,18	3	0,007
„warstwa”	1,84	1	0,18
typ gleby	0,06	1	0,80

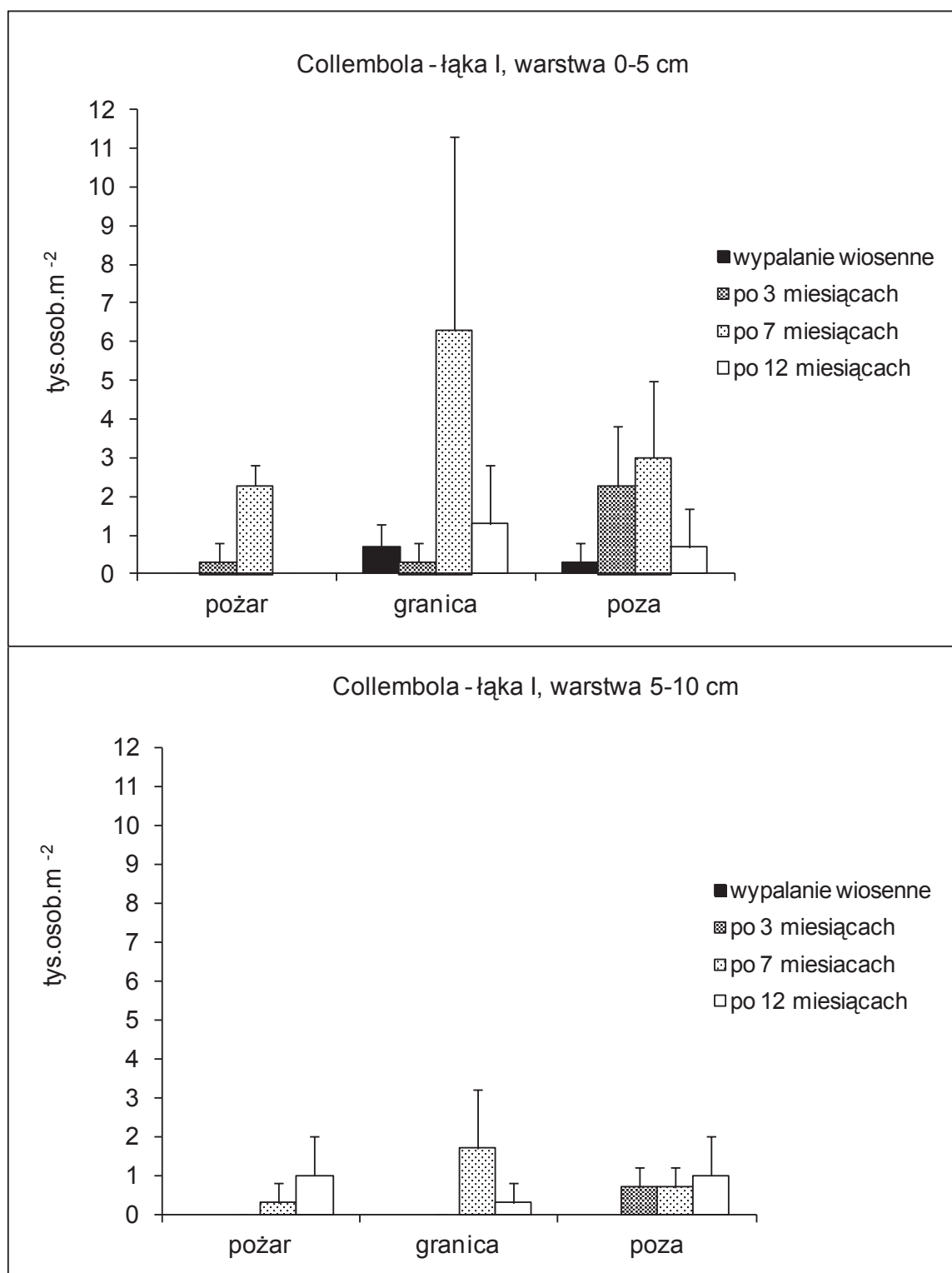
#### B. roztozcza (Acarina)

Warunki doświadczenia	Wartość H	Stopnie swobody	Istotność różnic
„miejsce”	2,50	2	0,28
„miesiąc”	26,18	3	0,00
„warstwa”	9,78	1	0,002
typ gleby	4,91	1	0,03

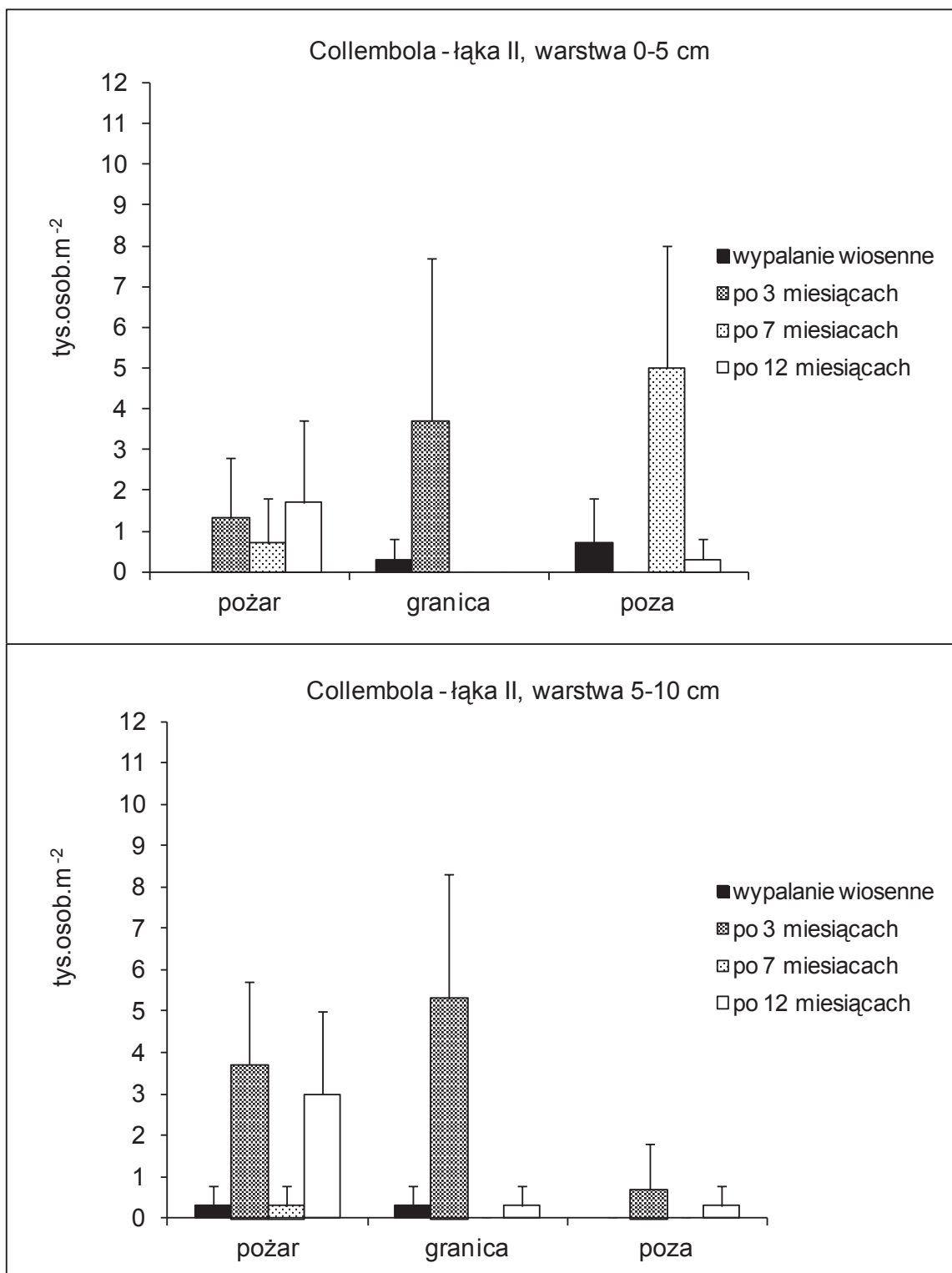
W przypadku skoczogonek, zarówno na łące położonej na glebie mineralnej (ŁI) jak i na łące na glebie organicznej (ŁII) w wierzchniej warstwie gleby (0-5 cm), w miejscu wypalonym nie stwierdzono obecności skoczogonek (Fig. 1 i 2). Także nie stwierdzono tych bezkręgowców w głębszej warstwie gleby organicznej (ŁI) (Fig. 2). Natomiast obecność skoczogonek zanotowano w głębszej warstwie gleby (5-10 cm) na łące

położonej na glebie mineralnej (ŁI) (Fig. 1). Na łące położonej na glebie mineralnej liczebności Collembola po upływie roku od doświadczalnych wypaleń, w miejscach pożaru były nieco wyższe niż w miejscach kontrolnych, tak w wierzchniej warstwie gleby (0-5 cm) jak i głębszej (5-10 cm) (Fig. 1). Inaczej kształtowały się liczebności tych bezkręgowców na łące położonej na glebie organicznej. Po roku w wierzchniej warstwie gleby (0-5cm) nie zanotowano obecności Collembola w miejscu wypalonym (Fig. 2). Natomiast po upływie roku w głębszej warstwie (5-10 cm), w miejscu po pożarze, liczebności skoczogonek były podobne do tych z miejsc kontrolnych (Fig. 2). Liczebności skoczogonek na granicy pożaru były zmienne i nie wykazywały wyraźnych prawidłowości (Fig. 1 i 2).

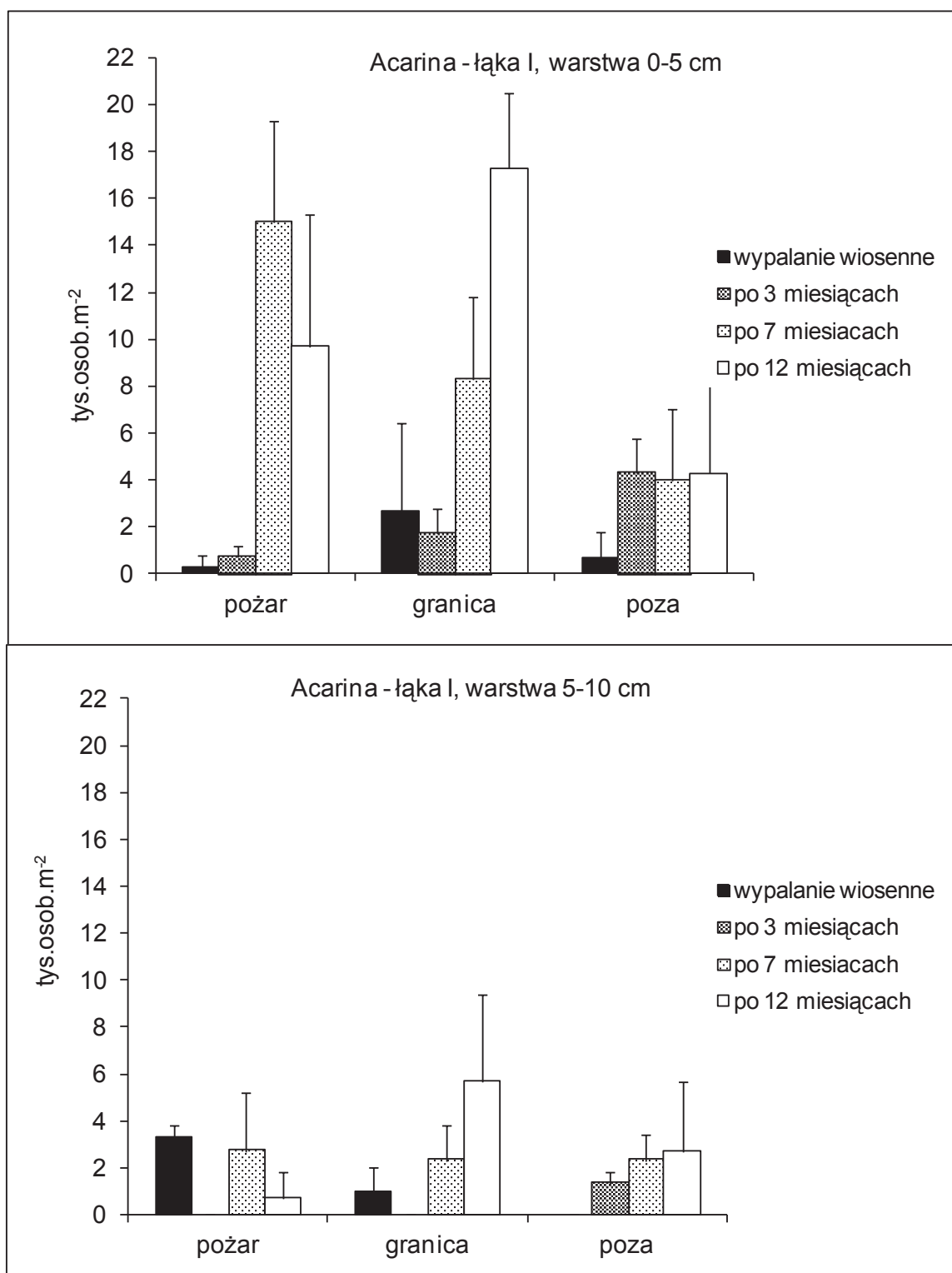
Odmienne niż skoczogonki, roztocza były obecne w miejscach wypalanych tuż po pożarze, zarówno na łące na glebie mineralnej (ŁI) jak i na łące na glebie organicznej (ŁII), niezależnie od warstwy gleby (Fig. 3 i 4). Przy czym w głębszej warstwie gleby na łące, na podłożu organicznym zagęszczenia roztoczy w miejscu wypalonym, tuż po pożarze były wyższe niż na granicy pożaru (Fig. 4) ( $P=0,05$ ). Obserwowano także większe liczebności tych bezkręgowców w miejscu wypalonym po upływie roku od pożaru w stosunku do tych zanotowanych tuż po wypalaniu. Podobnych zależności nie stwierdzono jedynie w głębszej warstwie gleby (5-10 cm) na łące położonej na glebach murszowo-torfowych (ŁII) (Fig.4). Zwykle też, po 12 miesiącach od doświadczalnych wypaleń, liczebności Acarina były wyższe w miejscu wypalonym niż kontrolnym (Fig. 3 i 4), a wyjątek stanowiły liczebności notowane w głębszej warstwie gleby (5-10 cm) na łące na glebie organicznej (ŁII) gdzie były wyższe w miejscu kontrolnym niż wypalonym (Fig. 4). Liczebności tych bezkręgowców na granicy pożaru przebiegały bardzo zmiennie. Tuż po doświadczalnym wypalaniu, zanotowano większe liczebności roztoczy na granicy pożaru, jedynie na łące, na glebie organicznej (ŁII), w wierzchniej warstwie gleby (0-5 cm) (Fig. 4).



**Fig. 1.** Zagęszczenia skoczogonek (*Collembola*) na łące, na glebie brunatnej (ŁI) bezpośrednio po wiosennym wypalaniu, po 3, 7 i 12 miesiącach od pożaru w miejscu wypalania, na granicy wypalania i miejscu niewypalanym-kontrolnym, w wierzchniej (0-5 cm) i głębszej (5-10 cm) warstwie gleby.

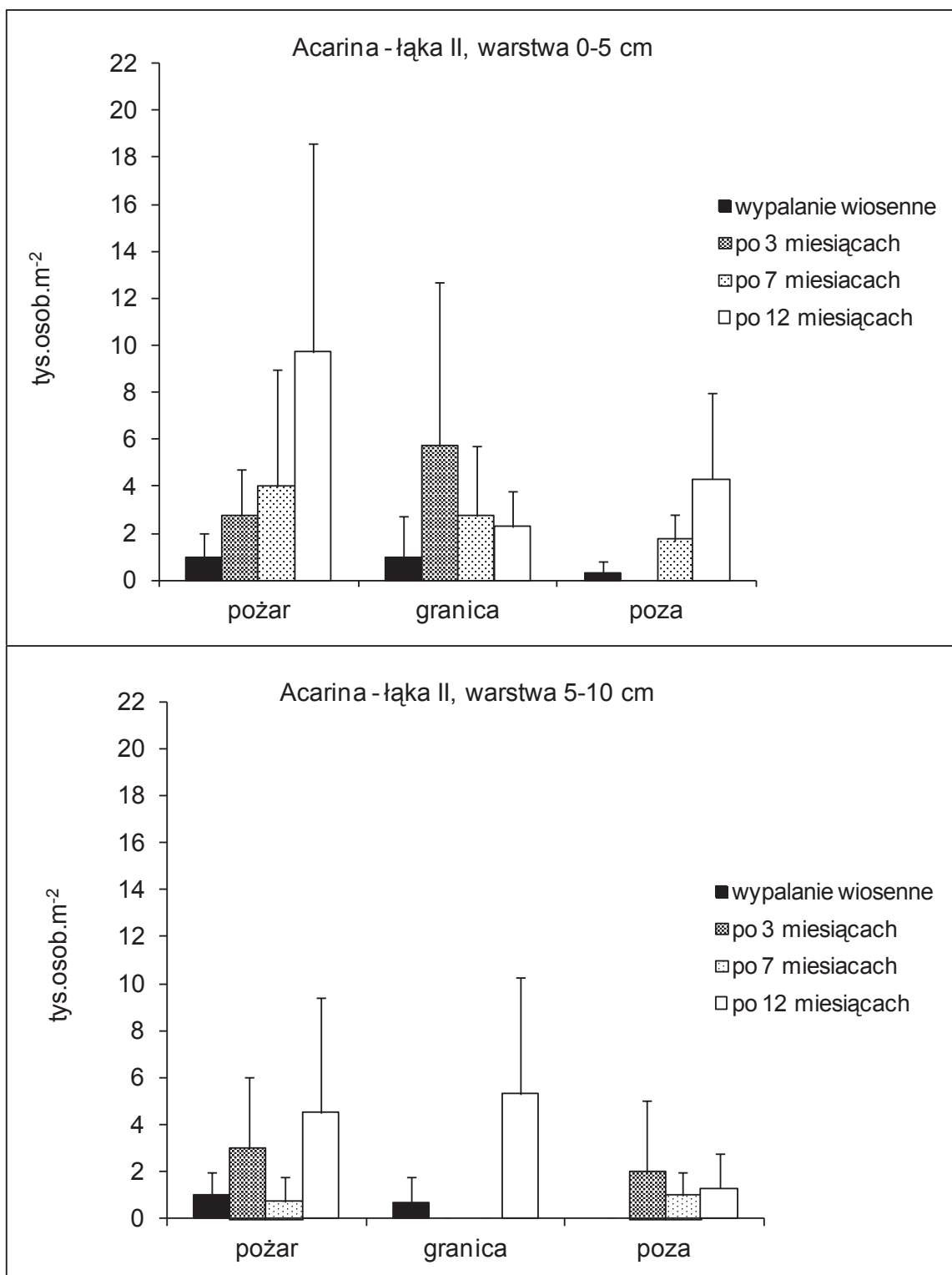


**Fig. 2.** Zagęszczenia skoczogonek (*Collembola*) na łące, na glebie murszowo-torfowej (ŁII) bezpośrednio po wiosennym wypalaniu, po 3, 7 i 12 miesiącach od pożaru w miejscu wypalania, na granicy wypalania i miejscu niewypalanym-kontrolnym, w wierzchniej (0-5 cm) i głębszej (5-10 cm) warstwie gleby.



**Fig. 3.** Zagęszczenia roztoczy (Acarina) na łące, na glebie brunatnej (ŁI) bezpośrednio po wiosennym wypalaniu, po 3, 7 i 12 miesiącach od pożaru w miejscu wypalania, na granicy wypalania i miejscu niewypalanym-kontrolnym, w wierzchniej (0-5 cm) i głębszej (5-10 cm) warstwie gleby.





**Fig. 4.** Zagęszczenia roztoczy (*Acarina*) na łące, na glebie murszowo-torfowej (ŁII) bezpośrednio po wiosennym wypalaniu, po 3, 7 i 12 miesiącach od pożaru w miejscu wypalania, na granicy wypalania i miejscu niewypalanym-kontrolnym, w wierzchniej (0-5 cm) i głębszej (5-10 cm) warstwie gleby.

W prezentowanej pracy nie stwierdzono obecności skoczogonek tuż po wiosennym doświadczalnym pożarze na wypalonych poletkach (z wyjątkiem warstwy gleby 5-10 cm na łące na glebie brunatnej), odmiennie, więc niż w przypadku jesiennych, doświadczalnych pożarów (Olejniczak et al. 2011). Także inni badacze notowali ostrzejszy wpływ pożarów wiosennych niż pojawiających się poza sezonem wegetacyjnym, na stawonogi.

Chambers i Sanways (1998) zanotowali większą redukcję liczebności i zróżnicowania gatunkowego prostoskrzydłych po pożarach wiosennych, niż zimowych czy jesiennych. Wiązali to z aktywnością zwierząt. Riechert i Reeder (1970) podobną zależność opisali w przypadku pająków. Także inne badania wykazały, że wiosenne pożary znacznie ograniczały liczebność stawonogów i wydłużały kolonizację wypalonych obszarów (Dunwiddie 1991). Rekolonizacja wypalonych miejsc przez skoczogonki zachodziła w różnym tempie, zwykle szybciej na łące na glebie mineralnej (ŁI) niż na łące na glebie organicznej (Ł II), chociaż trudno tu o jakąś prawidłowość. Być może gleby organiczne na skutek pożaru uległy większemu zniszczeniu i były narażone na większe przesuszenie. Wskazywałyby na to liczebności skoczogonek głębszej warstwy gleby (5-10 cm).

Usunięcie ściółki z powierzchni gleby, spowodowane przez pożar, powoduje wzrost nasłonecznienia gleby a co za tym idzie wzrost temperatury gleby i szybkie parowanie wody (Old 1969). Wykazano, że pożary dotyczą bardziej bezkręgowce zasiedlające ściółkę i roślinność niż te występujące w głębszych warstwach gleby (Prodon et al. 1987). Pomeroy i Rwakaikara (1975) notowali spadek liczebności skoczogonek na obszarach wypalanych, zwłaszcza w okresach o niskiej wilgotności powietrza i wiązali to z przesuszeniem gleby na tych obszarach.

Zupełnie przeciwne wyniki uzyskano w prezentowanej pracy w przypadku roztoczy. Także Van Ambrung wraz ze współpracownikami (1981) stwierdzili wzrost zagęszczenia roztoczy po wiosennych pożarach prerii, na powierzchniach wypalonych w porównaniu z niewypalonymi. Podobne wyniki otrzymali Pomeroy i Rwakaikara (1975)

w badaniach nad pożarami sawann. Dalman i Kucera (1965) stwierdzili, że wiosenne pożary stymulują rozwój korzeni. Tak więc duża biomasa korzeni oraz ilość detrytusu przyczyniają się zapewne do wzrostu liczebności roztoczy (Lussenhope 1976). Możliwe jest to tylko, gdy pożar nie jest silny i nie obejmuje głębszych warstw gleby (Vogl 1974).

Zwierzęta nie są w stanie przeżyć temperatury powyżej 50°C (Whelan 1995). Większość skoczogonek i roztoczy ginie w temperaturze około 40°C (Tribaud 1977a i b). Jednakże bezkręgowce te mogą przetrwać niezbyt silne pożary (przykładem mogą być przeprowadzone doświadczalne pożary) dzięki swoim przystosowaniom anatomicznym i behawioralnym. Roztocze osłania gruba kutikula, a skoczogonki potrafią szybko i sprawnie się poruszać. Ponadto bezkręgowce te, aby uniknąć niesprzyjających warunków środowiskowych uciekają w głębsze warstwy gleby i w ten sposób mogą uniknąć śmiertelnych temperatur. Często też zapadają tam w stan anabiozy, w którym mogą trwać nawet kilka miesięcy, czekając na optymalne warunki. Roztocza a zwłaszcza skoczogonki zależne są od wilgotności gleby.

Prezentowane badania wskazują na niejednoznaczny wpływ pożarów na mezofaunę glebową. Wydaje się, że skoczogonki są wrażliwsze na wypalania wiosenne niż roztocza, przy czym te ostatnie najprawdopodobniej unikają wysokich temperatur dzięki preferowaniu głębszych warstw gleby. Zaobserwowane w doświadczeniu zmiany liczebności skoczogonek i roztoczy wywołane wiosennymi, doświadczalnymi wypaleniami wskazują, że istotne znaczenie dla mezofauny glebowej ma to, kiedy w sezonie pojawia się pożar. Ponadto wyniki prezentowanego doświadczenia wskazują, że zespoły skoczogonek i roztoczy są w stanie w krótkim czasie po pożarze zasiedlić wypalone obszary. Jednak niezbędne są dalsze badania.

## **Bibliografia**

Briggs J. M., Knapp A. K., 1995, *Interannual variability in primary production in tallgrass prairie-climate, soil moisture, topographic position*

- and fire as determinants of above-ground biomass*, American Journal of Botany, 82, 1024-1030.
- Cary G., Lindenmayer D., Dovers S., 2003, *Australian burning: fire ecology, policy and management issues*, Vic. CSIRO, Collingwood.
- Chambers, B. Q., Samways, M. J., 1998, *Grasshopper response to a 40-year experimental burning and mowing regime, with recommendations for invertebrate conservation management*, Biodiversity and Conservation, 985-1012.
- Chang C., 1996, *Ecosystem Responses to Fire and Variations in Fire Regimes. Sierra Nevada Ecosystem Project: Final report to Congress, II, Assessment and scientific basis for management options*, Davis University of California, Centers for Water and Wildland Resources, 1071-1099.
- Daubenmire R., 1968, *Ecology of fire in grasslands*, Adv.Ecol. Res., 5, 209-266.
- Davies R. G., 1997, *Termite species richness in fire-prone and fireprotected dry deciduous dipterocarp forest in Doi Suthep-Pui National Park, northern Thailand*, J. Trop. Ecol., 13, 153-160.
- Dunwiddie, P. W., 1991, *Comparisons of aboveground arthropods in burned, mowed and untreated sites in sandplain grasslands on Nantucket island*, American Midland Naturalist 125, 206-212.
- Grabczyńska O., Olejniczak I., Prędecka A., Russel S., 2009, *Short – term effects of prescribed forest fire on soil mites (Acari)*, Pol.J.Ecol, 57, 805-809.
- Lussenhop J., 1976, *Soil arthropod response to prairie burning*, Ecology, 57, 88-89.
- McCullough D. G., Werner R. A., Neumann D., 1998, *Fire and insects in northern boreal forest ecosystems of North America*, Ann.Rev.Entomol., 43, 107-127.
- MacGregor D. G., 2005, *The future of fire in environmental management*, Futures, 38, 505-518.
- Old S. M., 1969, *Microclimates, fire and plant production an Illinois prairie*, Ecol.Monogr., 39, 355-384.

- Olejniczak I., Russel S., Prędecka A., 2011, *Wpływ doświadczalnych pożarów na zespoły mezofauny (Collembola i acarina) dwóch typów łąk*. *Studia Ecologiae et Bioethicae*, 9, 85-96.
- Paquin P., Coderre D., 1997, *Deforestation and fire impact on edaphic insect larvae and other macroarthropods*, *Environ.Entomol.*, 26, 21-30.
- Pomeroy E. E., Rwakaikara D., 1975, *Soil arthropods in relation to grassland burning*, *E.Afr.Agr.For.J.*, 41,114-118.
- Prodon R., Fons R., Athias-Binche F., 1987, *The impact of fire on animal communities in Mediterranean area*, in: Trabaud L.(ed), "The Role of Fire in Ecological Systems", SPB Academic Den Haag, 121-157.
- Russel S., Olejniczak I., Prędecka A., Chojnicki J., Barszczewski J., 2009, *Effect of autumn fire on microbial biomass content and dehydrogenase activity in two grasslands soil. Conference Proceedings, Grassland Science in Europe*, Vol. 14.
- Scheintaub M. R., Derner J. D., Kelly E. F., Knapp A. K.. 2009. *Response of the shortgrass steppe plant community to fire*, *J. Arid Environ.*, 73, 1136-1143.
- Sheuyange A., Oba G., Weladji R. B., 2005, *Effects on antropogenic fire history on savanna vegetation in northeastern Namibia*, *J.Environ. Management*, 75, 189-198.
- Tribaud J. M., 1977a, *Intermue ettemperatures lethales chez les insects collemboles arthropleones I –Hypogastruridae et Onychiuridae*, *Rev. Ecol.Biol.Sol.*, 14, 45-61.
- Tribaud J. M., 1977b, *Intermue ettemperatures lethales chez les insects collemboles arthropleones II – Isotomidae, Entomobryidae et Tomoceridae*, *Rev.Ecol.Biol.Sol.*, 14, 267-278.
- Turner M. G., Romme W. H., Tinker D. B., 2003, *Surprises and lessons from the 1988 Yellowstone fires*, *Front. Ecol. Env.*, 1, 351-358.
- Van Amburg G. L., Swaby J., Pemble R. H., 1981, *Response of Arthropods to a spring burn of a tallgrass prairie in Northwestern Minnesota*, *Ohio Biol.Surv.Biol Notes*, 15, 240-243.

- Vogl R. J., 1965, *Effects of spring burning on yields of brush prairie savanna*, J. Range Manage., 18, 202-205.
- Vogl R. J., 1974, *Effects of fire on grasslands*, in: Kozlowski T. T., Ahlgren C. E. (eds), "Fire and ecosystems", Academy Press, Inc., N.Y., 542.
- Vogl R. J., 1979, *Some basic principles of grassland fire management*, Environmental Management, 3, 51-57.
- Whelan R. J., 1995, *The ecology of fire*. Cambridge University Press, Cambridge.