

SUKCESE MRAVENCŮ NA SPÁLENÍŠTI V LESNATÉ KRAJINĚ: PŘÍPADOVÁ STUDIE Z NÁRODNÍHO PARKU ČESKÉ ŠVÝCARSKO

ANT SUCCESSION ON BURNED AREAS IN FORESTED LANDSCAPE: A CASE STUDY FROM THE BOHEMIAN SWITZERLAND NATIONAL PARK

ADAM VÉLE^{1,2)} - JAROSLAV HOLUŠA²⁾ ✉ - JANA TRÄGNEROVÁ²⁾

¹⁾Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, CZ - 252 02 Jiloviště

²⁾Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 1176, CZ - 165 21 Praha 6 - Suchdol

✉ e-mail: holusa@fld.czu.cz

ABSTRACT

Ants are animals significantly affected by forest fires. The current study was carried out on three plots near the village Jetřichovice in northern Bohemia (Czech Republic). Those forests burned down in 2006. The central part of the mature stand forest and leaf litter burned completely. Study plots were selected on the basis of burning intensity: (i) a disturbed plot with completely burned wood, (ii) a semi-disturbed plot with burned standing trees, and (iii) an undisturbed plot untouched by fire. On each plot, 14 pitfall traps were installed for a period of 14 days three times per season (June, July, and August) in 3 years (2007, 2008, and 2013). A total of 10 ant species were found because forested rocks are probably not a suitable habitat for ants. *Myrmica ruginodis* and *Formica sanguinea* were the most abundant species. In areas affected by forest fire, ants were not present during the first and second year after the fire. Six years after the fire, species richness and abundance were highest on the disturbed plot.

Klíčová slova: mravenci, požár, disturbance, sukcese, Národní park České Švýcarsko

Key words: ants, fire, disturbance, succession, Bohemian Switzerland National Park, Czech Republic

ÚVOD

Mravenci tvoří významnou složku lesních společenstev. Zvyšují množství živin v hnízdech a bezprostředním okolí, pomáhají šířit semena rostlin, loví herbivorní hmyz a jsou nedílnou součástí potravních řetězců (TORO et al. 2012). Patří mezi senzitivní živočichy, silně reagující na změny podmínek prostředí způsobené disturbancemi (ANDERSEN 1990; PUNTTILA et al. 1991; BRASCHLER, BAUR 2003), které ovlivňují další vývoj kolonií (LOPÉZ et al. 1992; HUSTON 1994). V určitých případech mohou být disturbance příčinou poklesu druhové diverzity mravenců v lesních ekosystémech (PUNTTILA et al. 1991).

Mezi významné disturbance lze zařadit lesní požáry (THERESA et al. 2008; JIAN et al. 2013), které ovlivňují půdu, vegetaci, diverzitu a stabilitu ekosystémů (VERMA, JAKYAKUMAR 2012). Jejich důsledky mohou být patrné až desítky let (DALE et al. 2001) v závislosti na frekvenci a intenzitě požáru (dosažené teplotě) ovlivněné typem vegetace, množstvím hořlavého materiálu, sklonem svahu, půdní charakteristikou (NEARY et al. 1999). Míra narušení ekosystému požárem limituje utváření nových společenstev na požářištích a jejich sukcesí (OLIVER 1980; WHELAN 1995; VERBLE-PEARSON, YANOVIK 2014).

Požár ovlivňuje mravence přímo (usmrcení) i nepřímo, např. změnou biotopu (CALCATERRA et al. 2014). Mravenci mohou přežít požár včasnou migrací do větší hloubky půdního profilu nebo opuštěním zasaženého území (MALMSTROM et al. 2009; GONGALSKYA et al. 2012). Abundance i diverzita mravenců klesá významně bezprostředně po požáru (DOAMBA et al. 2014; VERBLE-PEARSON, YANOVIK 2014; PRYKE, SAMWAYS 2012). Po slabém požáru zůstávají zdroje (niky, semena, keře) minimálně spáleny nebo nedotčeny, což usnadňuje

rychlou rekolonizaci, silné požáry však znovuosídlení shořelých ploch znesnadňují (VERBLE-PEARSON, YANOVIK 2014). Dopady lesních požárů jsou horší, neboť se vyskytují ojediněle a lokální společenstva jim nejsou přizpůsobena (MORETTI et al. 2006).

V České republice jsou rozsáhlejší lesní požáry poměrně vzácné. Např. v roce 2013 bylo hašeno 666 požárů o celkové výměře pouhých 92 ha (VONÁSEK, LUKEŠ 2014). Jeden z největších recentních lesních požárů nastal v červenci 2006 v okolí Jetřichovic v Národním parku České Švýcarsko (dále NPČŠ) (VOTÁPEK, DROZD 2006).

Cílem studia bylo popsat vývoj sukcese společenstva mravenců v sekundárních lesních porostech ovlivněných požárem v podmínkách střední Evropy. Doposud byly obdobné studie prováděny zejména v územích s vyšší frekvencí požárů (savany, tropické lesy apod.) (AGOSTI et al. 2000).

MATERIÁL A METODIKA

Studium probíhalo na třech stanovištích Havraního vrchu u obce Jetřichovice, Česká republika (50.8578125°N, 14.4048897°E), v Národním parku České Švýcarsko. Reliéf oblasti má charakter ploché hornatiny, která je rozrýhována kaňony. Podloží je tvořeno souvrstvím pískovců. Na skalnatých stanovištích dominují mělké arenické podzoly a oligotrofní rankery a litozemě. Přirozenou vegetací území tvořily acidofilní bučiny, které byly změněny na jehličnaté smrkové a borové lesy (CULEK 1996).

Studovanou lokalitu zasáhl v období 22.7.–25.7. 2006 lesní požár (podzemní, pozemní i korunový), čímž se vytvořila na ploše 17,92 ha

mozaika různě zasažených stanovišť. V centrální části (cca 4 ha) vyhořel mateřský borový porost a hrabanka i půda byla spálena až na minerální podklad. V území NPČS se jednalo o nejrozsáhlejší požár za posledních 30 let (VOTÁPEK, DROZD 2006).

Jednotlivé studijní plochy byly vybírány podle intenzity požáru: (i) plocha disturbovaná (zcela spálená se zůstatky neshořelého dřeva), (ii) plocha semidisturbovaná (plocha s ohořelými stojícími stromy) a (iii) kontrolní, požárem nezasažená plocha (tab. 1). Na každé ploše bylo liniově umístěno 14 zemních pastí (do půdy vložený plastový kelímek o objemu 1,8 dl, naplněný do 2/3 svého objemu Fridexem). Expoziční doba byla třikrát za sezónu (červen, červenec, srpen) v intervalu 14 dnů v letech 2007, 2008 a 2013. Jedná se o standardní metodu využívanou při odchytu mravenců v lesích (VÉLE et al. 2011). Determinace mravenců byla provedena autory dle Czechowského a kol. (CZECHOWSKI et al. 2002).

Vzhledem k nízké početnosti odchycených mravenců a značnému rozptylu byli sečtení všichni jedinci mravenců za lokalitu a rok. Srovnány byly celkové počty mravenců na jednotlivých plochách mezi sledovanými roky s očekávanou početností pomocí χ^2 . Vycházeli jsme z předpokladu, že skutečné početnosti se liší od hypotetických vyrovnaných početností mezi roky, které charakterizují stabilní populace. Test byl proveden v programu Statistika 12.0.

VÝSLEDKY

Celkem bylo determinováno 332 mravenců deseti druhů: *Myrmica ruginodis* Nylander, 1846, *Camponotus ligniperdus* (Latreille, 1802), *Formica fusca* Linnaeus, 1758, *Formica sanguinea* Latreille, 1798, *Lasius brunneus* (Latreille, 1798), *Formica lemmani* Bondroit, 1917, *Lasius alienus* (Foerster, 1850), *Formica aquilonia* Yarrow, 1955, *Myrmica rubra* (Linnaeus, 1758) a *Lasius platythorax* Seifert, 1991 (obr. 1). Mezi nejpočetnější druhy patří *M. ruginodis* a *F. sanguinea*. Dalšími výrazně zastoupenými druhy v odchytu byly *F. fusca* a *C. ligniperdus* (tab. 2).

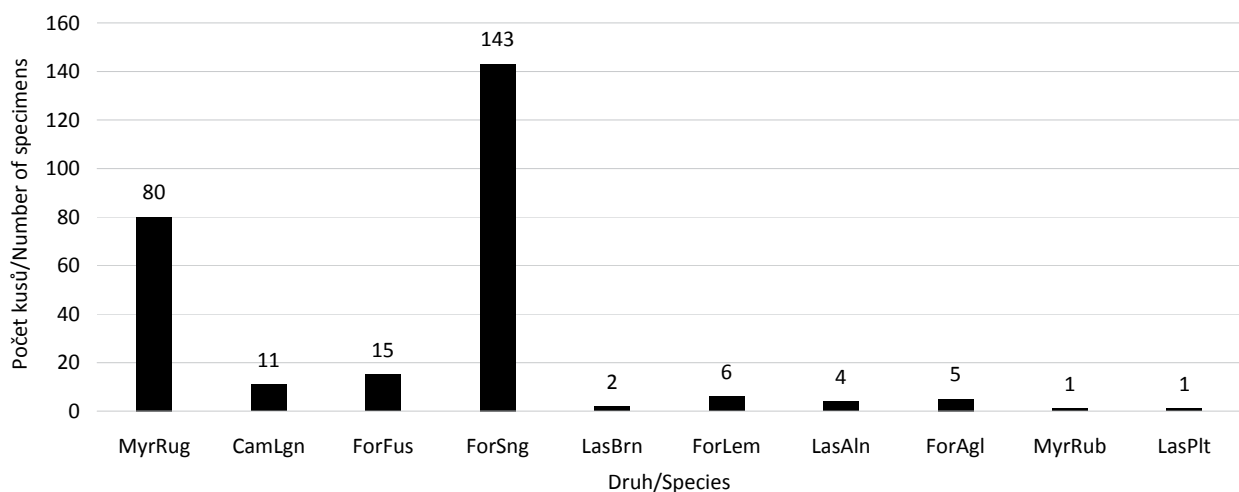
Z celkově nejpočetnějších druhů se ani jeden nevyskytoval na požárem zcela zničené lokalitě (disturbovaná), kdežto na požárem poškozené ploše (semidisturbovaná) se rok po působení požáru začínají objevovat mravenci druhu *C. ligniperdus* a *F. fusca*. V době provádění studia nebyl na disturbované lokalitě odchycen *C. ligniperdus*. *F. fusca*, která se objevila na semidisturbované lokalitě rok po požáru, v následujícím roce nebyla zjištěna, ale v roce 2013 byla prokázána její přítomnost (5 ks). Na disturbované ploše byla populace zničena, v roce 2007 nebyla zachycena, zatímco v letech 2008 a 2013 tam začala pronikat a rozšiřovat se nová populace. Výskyt druhů *M. ruginodis* a *F. sanguinea* si byl relativně podobný s tím, že *M. ruginodis* byla potvrzena na obou lokalitách až druhý rok po požáru a na disturbované lokalitě přetrvala i do odběru v roce 2013. *F. sanguinea* se na obou stanovištích začala hojně rozvíjet až v roce 2013.

Tab.1.

Popis studovaných ploch
Description of the study plots

	Kontrolní/Control			Semidisturbovaná/ Semi disturbed			Disturbovaná/Disturbed		
	2007	2008	2013	2007	2008	2013	2007	2008	2013
Zápoj mateřského lesního porostu/Canopy of parent stand (%)	20	20	20	30	30	10	0	0	0
Pokryvnost vegetace/Vegetation cover (%)	60	60	60	0	0	80	0	0	100
Přítomnost padlých kmenů/Fallen trunks	ne*	ne	ne	ne	ne	ano**	ano	ano	ano
Přítomnost ohořelých stojících stromů/Charred standing trees	ne	ne	ne	ano	ano	ne	ne	ne	ne

*No; **Yes



Obr. 1.

Počet mravenců odchycených do zemních pastí na sledovaných lokalitách během celého studia (MyrRug – *Myrmica ruginodis*, CamLgn – *Camponotus ligniperdus*, ForFus – *Formica fusca*, ForSng – *Formica sanguinea*, LasBrn – *Lasius brunneus*, ForLem – *Formica lemmani*, LasAln – *Lasius alienus*, ForAgl – *Formica aquilonia*, MyrRub – *Myrmica rubra*, LasPlt – *Lasius platythorax*)

Fig. 1.

Total number of ants caught in pitfall traps on all plots during the entire study

Na semidisturbované a disturbované ploše narůstaly celkové početnosti odchycených mravenců od roku 2007 k roku 2013. Na kontrolní ploše byly početnosti nízké ve všech letech (obr. 2), dokonce v roce 2013 byly nižší než na ploše disturbované i semidisturbované. Rozdíly však byly signifikantní jak na kontrolní ($\chi^2 = 30,99$; $p < 0,001$), tak na semidisturbované ($\chi^2 = 148,82$; $p < 0,001$) i disturbované ploše ($\chi^2 = 158,89$; $p < 0,001$).

Tab. 2.

Počet mravenců nacytaných do všech zemních pastí v jednotlivých letech

The abundance of ants in particular years sampled in all pit fall traps during the whole year

Druh/Species	Stav locality/Type of locality	2007	2008	2013
<i>Myrmica ruginodis</i>	Semidisturbovaná ^a	0	0–5	0
	Disturbovaná ^b	0	0–5	< 10
	Kontrolní ^c	0–5	< 10	0
<i>Formica sanguinea</i>	Semidisturbovaná	0	0	< 10
	Disturbovaná	0	0	< 10
	Kontrolní	0	0	0
<i>Camponotus ligniperdus</i>	Semidisturbovaná	1–3	0–5	0
	Disturbovaná	0	0	0
	Kontrolní	1	0	0
<i>Formica fusca</i>	Semidisturbovaná	0–5	0	0–5
	Disturbovaná	0	0–5	0–5
	Kontrolní	0	1	0

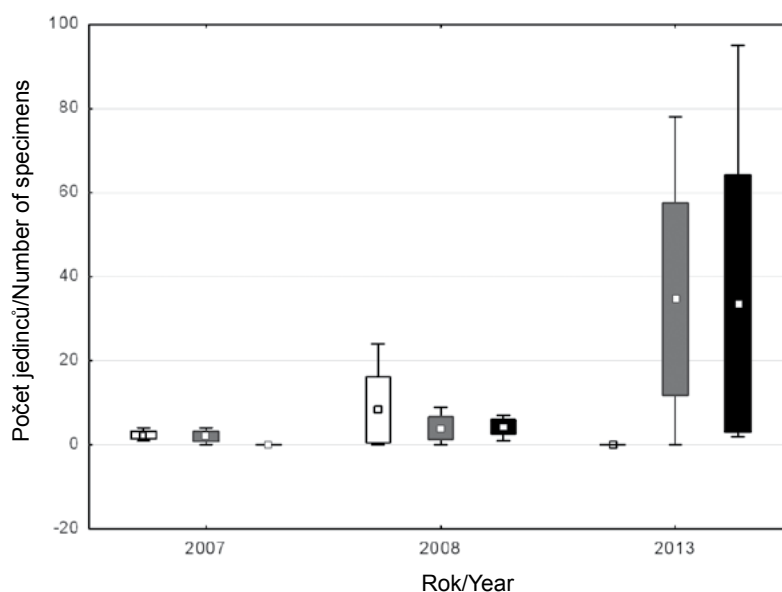
Captions: ^asemi disturbed; ^bdisturbed; ^ccontrol

DISKUSE

Celkové množství odchycených jedinců i druhů bylo nízké. Zapojené lesní porosty, jež se nacházejí na skalních plošinách i v jejich okolí zřejmě nejsou vhodným biotopem pro výskyt mravenců. V našich podmínkách většina v lesích žijících mravenců dosahuje vyšších početností na prosvětlených plochách (VĚLE et al. 2011).

Nejpočetnějšími nalezenými druhy byly *F. sanguinea* a *M. ruginodis*, dalším výrazně se vyskytujícím druhem byla *F. fusca*. Všechny nalezené druhy se vyznačují rozsáhlými areály a jsou obecně rozšířeny na našem území v lesnatých oblastech od planárního do montánního stupně. I většina ostatních druhů mravenců je charakterizována jako početné (BEZDĚČKA, BEZDĚČKOVÁ 2011). Výjimkou je *F. aquilonia*, druh rozšířený v pásnu jehličnatých lesů. V Evropě (mimo severní Evropu) se nachází pouze v horách. V České republice byl zjištěn doposud ve dvou horských oblastech, v Novohradských horách a v Blanském lese. Obývá polohy nad 700 m n. m. (v ČR) v běžných hospodářských smrkových monokulturách. Výskyt v NPCŠ je důsledkem demontánního charakteru údolí (CULEK 1996). *Myrmica ruginodis* je polytopní druh vlhkých lesů a otevřených horských stanovišť. V lesích preferuje vlhké jehličnaté a smíšené porosty (CZECHOWSKI et al. 2002). Krátce po požáru se vyskytoval pouze na kontrolní ploše, v následujících letech se jeho početnost zvyšovala i na semidisturbované a disturbované ploše, kde v roce 2013 dosáhla svého maxima (tab. 2). V této době byla plocha hustě porostlá náletovými břízami, což právě odpovídá jeho výše zmíněným požadavkům.

Formica fusca je eurytopní druh obývající mimo jiné střední lesy, mlaziny, mýtiny, rašeliniště, vlhké lesy s hustým podrostem (CZECHOWSKI et al. 2002; VĚLE et al. 2009). Hnízda si staví v zemi, pod kameny, v rozkládajících se pařezech a hrabance i v mokřích trsech rašelínku (CZECHOWSKI et al. 2002). Jeho nízké početnosti na požářišti (tab. 2) lze tedy vysvětlit absencí podrostu (tab. 1).



Obr. 2.

Počet všech druhů mravenců na jednotlivých typech stanovišť (bílá – kontrolní plocha, šedá – semidisturbovaná plocha, černá – disturbovaná plocha; čtvereček – průměr, krabice – \pm SE, svorka – maximum-minimum)

Fig. 2.

The abundance of ant species in each habitat types (white – control area, grey – semidisturbed plot, black – disturbed plot; square – average, boxes – \pm SE, whiskers – maximum-minimum)

Formica sanguinea je polytopní druh suchých lokalit. Preferuje slunná místa, zvláště mýtiny a okraje lesů, častěji se vyskytuje na plochách s vysokou pokrývností podrostu (CZECHOWSKI et al. 2002; VÉLE et al. 2009). Hnízda si buduje v zemi, v horách často pod kameny (CZECHOWSKI et al. 2002). Jeho stanovištním nárokům přesně vyhovovala semidisturbovaná lokalita v roce 2013, stejná početnost byla zaznamenána i na zarostlé ploše disturbované, kde však svá hnízda mohl stavět na prosvětlených místech v okolí cest apod. Nárůst jeho početnosti může souviset i s jeho vysokou agresivitou. MORETTI et al. (2006) zaznamenali zvýšený nárůst početnosti dominantních druhů 6 až 14 let po disturbanci lokality.

Camponotus ligniperdus se vyskytoval pouze na semidisturbované ploše v letech 2007 a 2008, tam kde byly ponechány stojící odumírající stromy nezbytné pro tvorbu jeho hnízd (CZECHOWSKI et al. 2002). V roce 2013 již byla většina těchto stromů spadlých.

Celkově nejméně jedinců bylo odchyceno v prvním roce po požáru. Oheň dramaticky snižuje abundanci a druhovou diverzitu mravenců (VERBLE-PEARSON, YANOVIK 2014). Vliv požáru na mravence závisí mimo jiné i na změnách ve struktuře vegetace (FARJI-BRENER et al. 2002; PARR et al. 2004; BARROW et al. 2007). Bezprostředním důsledkem vysoké intenzity požáru je kompletní odstranění nadzemní biomasy, v důsledku čehož se zdroje stávají nedostupné a zároveň dochází ke zvýšení teploty a snížení vlhkosti (ANDERSEN, YEN 1985; NEW 2000). Změny prostředí po požáru se tak zdají být významnější než vliv samotného požáru (PUNTTILA, HAILA 1996). Vypálení vegetace má pro mravence fatální následky pravděpodobně v důsledku následného nedostatku potravy (PUNTTILA et al. 1991).

Resilience mravenčích společenstev se značně liší dle typu biotopu (FARJI-BRENER et al. 2002; ARNAN et al. 2006; BARROW et al. 2007). Opětné osídlení zasažených ploch se odvíjí od intenzity požárů. V severských boreálních lesích byl zaznamenán návrat mravenců k původnímu druhovému spektru i početnostem po mírném požáru již v následujícím roce, po silném požáru však trval více než 5 let (MALMSTROM 2006). Stejná doba byla pozorována i v případě osídlení ploch ovlivněných působením jiných disturbancí (VÉLE et al. 2011). Rovněž naše výsledky ukazují zvýšení druhové diverzity i abundance v šestém roce po požáru. Pozitivní vliv na populace mravenců lze často pozorovat zejména po deseti a více letech po požáru (ANDERSEN 1991; ANDERSEN et al. 2002; PARR et al. 2004). To, že na distribuovaných plochách byla po pátém roce studia zjištěna větší početnost a diverzita mravenců, odpovídá faktu, že početnosti mravenců v dospělých lesních porostech jsou nižší než v sukcesních stádiích lesa (VÉLE et al. 2011). Druhová diverzita v lesích je často značně vyšší v raných fázích sukcese (PERRY et al. 2008).

ZÁVĚR

Ve studované oblasti byl zjištěno omezené druhové spektrum mravenců s nízkou početností. Příčinou je nevhodný přirozený biotop pro mravence, tvořený zapojenými lesními porosty rostoucími na skalních plošinách i v jejich okolí. Všechny zachycené druhy se vyznačují rozsáhlými areály s obecným rozšířením v lesnatých oblastech od planárního do montánního stupně v ČR. Lesní požár dramaticky snížil abundanci a druhovou diverzitu mravenců, která se pozitivně měnila v šestém roce po požáru, což je v souladu s rychlostí sukcesních změn na požářišti.

Poděkování:

Výzkum byl financován z poskytnuté institucionální podpory na dlouhodobý koncepční rozvoj výzkumné organizace MZe ČR – Rozhodnutí č. RO0114 (č.j. 8653/2014- MZE-17011) a projektem IGA České zemědělské univerzity č. 20144302. Autoři rovněž děkují správě NPČS za vstřícný postoj a pomoc při studiu.

LITERATURA

- AGOSTI D., MAJER J.D., ALONSO L.E., SCHULTZ T.R. 2000. Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Washington, Smithsonian Institution Press: 280 s.
- ANDERSEN A.N., YEN A.L. 1985. Immediate effects of fire on ants in the semi-arid mallee region of northwestern Victoria. *Australian Journal of Ecology*, 10: 25–30.
- ANDERSEN A.N. 1990. The use of ants communities to evaluate change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. *The Proceedings of the Ecological Society of Australia*, 16: 347–357.
- ANDERSEN A.N. 1991. Response of ground-foraging ant communities to three experimental regimes in a savanna forest of tropical Australia. *Biotropica*, 23: 575–585.
- ANDERSEN A.N., HOFFMAN B.D., MULLER W.J., GRIFFITHS A.D. 2002. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology*, 39: 8–17.
- ARNAN X., RODRIGO A., RETANA J. 2006. Post-fire recovery of Mediterranean grand ant communities follows vegetation and dryness gradients. *Journal of Biogeography*, 33: 1246–1258.
- BARROW L., PARR C.L., KOHEN J.L. 2007. Habitat type influences fire resilience of ant assemblages in the semi-arid tropics of Northern Australia. *Journal of Arid Environment*, 69: 80–95.
- BEZDĚČKA P., BEZDĚČKOVÁ K. 2011. Mravenci ve sbírkách českých, moravských a slezských muzeí. *Ants in the collections of Czech, Moravian and Silesian museums*. Jihlava, Muzeum Vysočiny: 147 s.
- BRASCHLER B., BAUR B. 2003. Effects of experimental small-scale grassland fragmentation on spatial distribution, density, and persistence of ant nests. *Ecological Entomology*, 28: 651–658.
- CALCATERRA L.A., BLANCO Y.D., SRUR M., BRIANO J. 2014. Fire effect on ground-foraging ant assemblages in northeastern Argentina. *Journal of Insect Conservation*, 18: 339–352.
- CULEK M. 1996. Biogeografické členění České republiky. Praha, Enigma: 347 s.
- CZECHOWSKI W., RADCHENKO A., CZECHOWSKA W. 2002. The ants (Hymenoptera, Formicidae) of Poland. Warszawa, Museum and Institute of Zoology: 200 s.
- DALE V.H., JOYCE L.A., McNULTY S., NEILSON R.P., AYRES M.P., FLANNIGAN M.D., HANSON P.J., IRLAND L.C., LUGO A.E., PETERSON C.J., SIMBERLOFF D., SWANSON F.J., STOCKS B.J., WOTTON B.M. 2001. Climate change and forest disturbances. *Bioscience*, 51: 723–734.
- DOAMBA S.W.M.F., SAVADOGO P., NACRO H.B. 2014. Effects of burning on soil macrofauna in a savanna-woodland under different experimental fuel load treatments. *Applied Soil Ecology*, 81: 37–44.
- FARJI-BRENER A., CORLEY J.C., BETTINELLI J. 2002. The effects of the fire on ant communities in north-western Patagonia: the importance of habitat structure and regional context. *Diversity Distribution*, 8: 235–243.
- GONGALSKAYA K.B., MALMSTRÖM A., ZAITSEVA A.S., SHAKHABA S.V., BENGTTSSON J., PERSSON T. 2012. Do burned areas recover from inside? An experiment with soil fauna in a heterogeneous landscape. *Applied Soil Ecology*, 59: 73–86.
- HUSTON M.A. 1994. Landscape patterns: disturbance and diversity. In: Huston, M.A.: *Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge: Cambridge University Press: 215–231.
- JIAN Y., JIAN-JIAN K., BO L. 2013. A review of effects of fire disturbance on understory vegetation in boreal coniferous forest. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 37: 474–480.

- LOPÉZ F., SERRANO J.M., ACOSTAET F.J. 1992. Temperature-vegetation structure interaction: the effect on the activity of the ant *Messor barbarus* (L.). *Plant Ecology*, 99–100: 119–128.
- MALMSTROM A. 2006. Effects of wildfire and prescribed burning on soil fauna in boreal coniferous forests. Ph.D. Dissertation. Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences.
- MALMSTROM, A., T. PERSSON, K. AHLSTROM, K. B. GONGALSKY, BENGTTSSON J. 2009. Dynamics of soil meso- and macrofauna during a 5-year period after clear-cut burning in a boreal forest. *Applied Soil Ecology*, 43: 61–74.
- MORETTI M., DUELLI P., OBRIST M. 2006. Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. *Oecologia*, 149: 312–327.
- NEARY D.G., KLOPATEK C.C., DEBANO F.L., FOLLIOTT P.F. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122: 51–71.
- NEW T.R. 2000. How useful are ant assemblages for monitoring habitat disturbance on grassland in south eastern Australia? *Journal of Insect Conservation*, 4: 153–159.
- OLIVER C.D. 1980. Forest development in North America following major disturbances. *Forest Ecology and Management*, 3 : 153–168.
- PARR C.L., ROBERTSON H.G., BIGGS H.C., CHOWN S.L. 2004. Response of African savanna ants to long-term fire regimens. *Journal of Applied Ecology*, 41: 630–642.
- PERRY D., OREN R., HART S.C. 2008. *Forest ecosystems*. Baltimore, Johns Hopkins University Press: 606 s.
- PRYKE J.S., SAMWAYS M.J. 2012. Differential resilience of invertebrates to fire. *Austral Ecology*, 37:460–469.
- PUNTTILA P., HAILA Y., PAJUNEN T., TUKIA H. 1991. Colonisation of clearcut forests by ants in the southern Finnish taiga: a quantitative survey. *Oikos*, 61:250–262.
- PUNTTILA P., HAILA Y. 1996. Colonisation of a burned forest by ants in the southern Finnish boreal forest. *Silva Fennica*, 30: 421–435.
- THERESA B.J., WILLIAM A.G., RUSSELL T., GRAHAM D.S., PILLIOD L.B.L., GONZALEZ G. 2008. A soil burn severity index for understanding soil-fire relations in tropical forests. *Ambio*, 37: 563–568.
- TORO I.D., RIBBONS R.R., PELINI S.L. 2012. The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News*, 17: 133–146.
- VÉLE A., HOLUŠA J., FROUZ J. 2009. Ecological requirements of some ant species of the genus *Formica* (Hymenoptera, Formicidae) in spruce forests. *Journal of Forest Science*, 55: 32–40.
- VÉLE A., HOLUŠA J., FROUZ J., KONVIČKA O. 2011. Local and landscape drivers of ant and carabid beetle communities during spruce forest succession. *European Journal of Soil Biology*, 47: 349–356.
- VERBLE-PEARSON R.M., YANOVIK S. P. 2014. Effects of fire intensity on litter arthropod communities in Ozark Oak Forests, Arkansas, U.S.A. *The American Midland Naturalist*, 172: 14–24.
- VERMA S., JAYAKUMAR S. 2012. Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil: A review. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 2: 168–176.
- VONÁSEK V., LUKEŠ P. et al. 2014. *Statistická ročenka 2013. Česká republika*. Praha, MV–generální ředitelství HZS ČR: 39 s.
- VOTÁPEK A., DROZD J. 2006. Lesní požár u Jetřichovic. *České Švýcarsko*. Zpravodaj Správy Národního parku České Švýcarsko, 5: 4–5.
- WHELAN R. J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge, University Press: 346 s.

ANT SUCCESSION ON BURNED AREAS IN FORESTED LANDSCAPE: A CASE STUDY FROM THE BOHEMIAN SWITZERLAND NATIONAL PARK

SUMMARY

Ants are animals significantly affected by forest fires. The current study was carried out on three plots near the village of Jetřichovice, Czech Republic (50.8578125°N, 14.4048897°E), Bohemian Switzerland National Park. These forests burned down in 2006. In the examined area, a fire broke out on July 22, 2006 and lasted until July 25. It was an underground, surface and crown fire, resulting in a mosaic of differently affected areas within the total area of 17.92 ha. In the central part, an area of approximately 4 ha completely burned down, and dead pine trees and leaf litter and soil were burned to the mineral surface. It was the largest fire in the Bohemian Switzerland National Park in 30 years (VOTÁPEK, DROZD 2006).

The study plots were selected on the basis of burning intensity: (i) a disturbed plot with completely burned wood, (ii) a semi-disturbed plot with burned standing trees, and (iii) an undisturbed plot untouched by fire (Tab. 1). On each plot, 14 pitfall traps were installed for a period of 14 days three times per season (June, July, and August) in 3 years (2007, 2008, and 2013).

A total of 10 ant species (*Myrmica ruginodis*, *Camponotus ligniperdus*, *Formica fusca*, *Formica sanguinea*, *Lasius brunneus*, *Formica lemani*, *Lasius alienus*, *Formica aquilonia*, *Myrmica rubra*, and *Lasius platythorax*) were found, because forested rocks are probably not a suitable habitat for ants. In total, 332 ants were caught (Fig. 1). *Myrmica ruginodis* and *Formica sanguinea* were the most abundant species. In areas affected by forest fire, ants were not present during the first and second year after the fire (Tab. 2).

Fire dramatically reduces the abundance and species richness of ants (VERBLE-PEARSON, YANOVIK 2014). Ants survive disturbance better than other soil animals even despite the fact that they cannot hide from the fire deep in the soil (PRYKE, SAMWAYS 2012; DOAMBA et al. 2014). The impact of fire on ants depends on changes in vegetation structure (FARJI-BRENER et al. 2002; PARR et al. 2004; BARROW et al. 2007). An immediate consequence of high intensity fires is the complete removal of vegetation, resulting in the destruction of available food resources (PUNTTILA et al. 1991) as well as temperature increases and reduction in soil moisture (ANDERSEN, YEN 1985; NEW 2000). Changes in the environment after a fire seem to be more important than the actual effects of the fire (PUNTTILA, HAILA 1996).

Six years after the fire, species richness and abundance were highest on the disturbed plot (Tab. 2, Fig. 2). Ant community resilience varies considerably based on habitat type (FARJI-BRENER et al. 2002; ARNAN et al. 2006; BARROW et al. 2007). Resettlement of disturbed areas depends on fire intensity. In northern boreal forests, research has recorded ants returning to their original species spectrum and abundance one year after a moderate fire; after a high intensity fire, however, it took more than 5 years (MALMSTROM 2006). Results of current study are in accordance with published data. The ant abundance is higher in successional stages of forests than in mature forests (VELE et al. 2011). Species diversity is often high early in succession stages (PERRY et al. 2008).