

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie
Studijní obor: Ekologická a evoluční biologie



Ondřej Bušek

Vojenské výcvikové prostory jako antropogenní refugia biodiverzity
Military training areas as anthropogenic biodiversity refuges

Bakalářská práce

Školitel: Mgr. Jiří Reif, Ph.D.

Praha, 2013

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 13. 5. 2013

Podpis

Poděkování:

Chtěl bych poděkovat svému školiteli Mgr. Jiřímu Reifovi, Ph.D. za trpělivost a cenné rady, které mi poskytl během psaní této práce. Také bych chtěl poděkovat svým rodičům za to, že za mnou po celou dobu mého bakalářského studia stáli.

Abstrakt

Vojenské výcvikové prostory jsou plochy využívané k výcviku ozbrojených sil. Jsou to tedy území vystavované intenzivním antropogenním disturbancím. Může se proto zdát paradoxní, že řada výzkumů zjistila na těchto plochách pozoruhodně vysokou biodiverzitu a velký počet ochránářsky významných druhů. V těchto parametrech výrazně převyšují různé části okolní krajiny a můžeme je tak pokládat za refugia biodiverzity. Obzvláště významná jsou pro druhy vázané na ranně sukcesní stádia vegetace. Za biologickou výjimečností vojenských výcvikových prostorů stojí dva hlavní faktory. Prvním je jejich celková uzavřenost. Díky ní nebyla tato území vystavena působení negativních vlivů, jako je intenzifikace zemědělství nebo urbanizace. Druhým faktorem je samotný vojenský výcvik. Jeho působením vzniká velice heterogenní mozaika různých biotopů. To umožňuje koexistenci velkého počtu druhů s rozdílnými ekologickými nároky. V současné době je ale biota vojenských výcvikových prostorů ohrožena opouštěním těchto ploch armádou. Ukončení disturbančního režimu, který pramenil z vojenských manévrů, totiž vede k postupné homogenizaci krajinné mozaiky, a tudíž k ústupu mnoha biotopových specialistů. Ohrožující je také následný ekonomický rozvoj těchto dříve uzavřených oblastí.

Klíčová slova: armáda, biodiverzita, biotopová specializace, disturbance, druhové bohatství, ekologická sukcese, heterogenita, management, ochrana přírody, vojenský výcvikový prostor

Abstract

Military training areas are used by armed forces as training territories. These areas are exposed to intensive anthropogenic disturbances. It may seem paradoxical that a number of studies had shown that on those particular areas is often present remarkably high biodiversity and numerous species of conservation concern. In this respect, military training areas are more valuable than most parts of surrounding landscape and thus form true biodiversity refuges. Particularly important are those areas for open habitats species. There are two main causes of uniqueness of military training areas. First, they are closed for any human activities not connected to military training. Because of this, these areas were not exposed to negative influences such as agricultural intensification or urbanization. Second, military activities create very heterogeneous habitat mosaic. This allows coexistence of many species with different ecological requirements. However, biota of military training areas is currently endangered due to abandonment by armed forces caused by downsizing national troops. The end of unique disturbance regime caused by military training leads to gradual homogenization of landscape mosaic and therefore to population decline of habitat specialists. Subsequent commercial development of these areas is another source of threat.

Key words: army, biodiversity, disturbance, ecological succession, habitat heterogeneity, habitat specialization, management, military training area, nature conservation, species richness

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Obecná charakteristika vojenských výcvikových prostorů.....	4
3. Přírodní podmínky ve vojenských výcvikových prostorech.....	6
4. Fauna vojenských výcvikových prostorů.....	8
5. Ochranná hodnota vojenských výcvikových prostorů	16
6. Budoucnost vojenských výcvikových prostorů	21
7. Závěr	26
8. Seznam použité literatury	27

1. Úvod

Většina světových ekosystémů je dnes větší či menší měrou ovlivněna člověkem (Sanderson et al. 2002). Jedna z analýz uvádí, že více než 75 % zemské pevniny nepokryté ledem bylo v důsledku obývání a využívání člověkem nějakým způsobem pozmeněno (Ellis a Ramankutty 2008). Většina těchto změn je ochranářskou veřejností vnímána zejména z etických a estetických důvodů značně negativně, přičemž často je tento postoj oprávněný. To je třeba případ mýcení primárních tropických lesů, kdy i výběrová těžba působí nenahraditelné ztráty druhového bohatství (Gibson et al. 2011), dále lze takto nazírat např. na přeměny krajiny v zemědělské monokultury nebo rostoucí urbanizaci. Lidskou činností vznikají také úplně nové ekosystémy, tzv. novel nebo emerging ecosystems (Hobbs et al. 2006). Tyto ekosystémy se vyznačují takovou kombinací druhů, které se za normálních okolností v daném biomu pospolu nevyskytují. Člověk však svým ovlivněním abiotických faktorů vytvořil podmínky, které jejich společný výskyt umožňují (Hobbs et al. 2006). Některé z těchto ekosystémů jsou značně druhově ochuzené, např. intenzivně obdělávaná zemědělská půda (Reidsma et al. 2006) nebo uměle vysázené lesní monokultury (Hartley 2002), jiné ale hostí pozoruhodně velké množství druhů včetně těch ohrožených, vzácných nebo chráněných. Jsou to tedy jakási refugia biodiverzity, a protože vznikla činností člověka, mluvíme o antropogenních refugiích biodiverzity. Vysoká diverzita organismů obývajících tato často extrémní stanoviště¹ je značně překvapující, zvláště pokud přihlídneme k jejich specifickým abiotickým podmínkám a k relativní novosti tohoto fenoménu ve srovnání s přírodními biotopy.

Z obrovské různorodosti lidské činnosti vyplývá, že jako antropogenní refugium biodiverzity může sloužit mnoho různých typů stanovišť, a že jde tedy o značně heterogenní skupinu. Literaturou jsou jako antropogenní refugia biodiverzity popsány např. vojenské výcvikové prostory (Reif et al. 2011), výsypky po povrchové těžbě hnědého uhlí (Šálek 2012), vápencové lomy (Beneš et al. 2003), štěrkovny (Santoul 2004), pískovny (Eversham et al. 1996), spáleniště (Pons 2003), různé urbánní biotopy, jako jsou ostrůvky lesního porostu v intravilánu měst nebo nevyužívané plochy v rámci městských aglomerací (Crocini et al. 2008;

¹ V celé práci bude termín „stanoviště“ používán pro vyšší územní jednotky (např. vojenské výcvikové prostory, výsypky po povrchové těžbě hnědého uhlí, lomy atd.), zatímco pojem „biotop“ bude používán pro nižší hierarchickou úroveň (např. luční porost v rámci vojenského výcvikového prostoru, obnažená půda ve vojenských výcvikových prostorech atd.).

Kadlec et al. 2008; Lundholm a Richardson 2010; Meffert a Dzioczek 2012), části zemědělské půdy (Mulwa et al. 2012; Yamaura et al. 2012), ale i určitý typ golfového hřiště (Terman 1997).

V poslední době se o antropogenních refugích biodiverzity množí dílčí studie, rozhodně jim ale není odbornou veřejností věnována pozornost úměrná jejich významu. To mimochodem dokládá i fakt, že dosud (alespoň pokud je nám známo) nebyla publikována žádná přehledová studie poskytující rešerši poznatků zjištěných při dosavadním výzkumu antropogenních refugií biodiverzity. Z existujících dílčích prací přitom jasně vyplývá velký význam těchto stanovišť pro ochranu přírody. Ten spočívá především v tom, že poskytují náhradní biotopy pro mnoho vzácných a ohrožených druhů mizejících z kulturní krajiny (Lundholm a Richardson 2010).

V této práci se budeme věnovat jednomu specifickému typu antropogenních refugií biodiverzity, a to vojenským výcvikovým prostorům. Jak uvidíme v dalších kapitolách, vojenské prostory jsou charakteristické mozaikovitostí přítomných biotopů udržovaných prostorově a časově proměnlivými disturbancemi představovanými intenzivní lidskou činností. Můžeme tak na nich studovat vliv lidských zásahů na postup, resp. blokování, ekologické sukcese či mechanismy udržování druhové rozmanitosti. Z hlediska popularity v ekologickém výzkumu je zajímavé, že stojí spíše na okraji zájmu ve srovnání např. s dnes mohutně se rozvíjející ekologií urbánních prostředí. Navíc drtivá většina prací zabývajících se ekologií vojenských výcvikových prostorů pochází ze středoevropského regionu a USA. Práce z ostatních částí světa studující tuto problematiku jsou spíše ojedinělé. Dalším důvodem, proč jsou tato antropogenní refugia biodiverzity zajímavá a má smysl se jim věnovat, je jejich bezprostřední ohrožení zánikem. V současné době totiž dochází k masovému opouštění vojenských výcvikových prostorů armádou (IUCN 1996; Gonzales 2011; Čížek et al. 2013). To však představuje značné nebezpečí pro vzácná živočišná společenstva vázaná na tamější disturbanční režim (Konvička et al. 2010). Z toho důvodu je potřeba na ně zaměřit pozornost a plně pochopit a ukázat jejich význam, funkci a procesy, jimiž se udržují. Význam vojenských prostorů umocňuje i jejich nezanedbatelná plocha. Zatímco velké vojenské prostory zabírají obrovská území o rozloze menších okresů, množství menších prostorů v souhrnu rovněž zaujímá poměrně velkou plochu, ačkoliv jednotlivé lokality těchto stanovišť většinou představují pouze malá území. Např. v České republice se aktivní vojenské prostory rozkládají asi na 1,6 % celkové rozlohy státu (Kubisa 2010).

Cílem této bakalářské práce je shrnutím dostupné literatury podrobněji charakterizovat vojenské výcvikové prostory, popsat jejich ekologické vlastnosti včetně hlavních typů

biotopů, které se na těchto plochách vyskytují, a živočišná společenstva, především pak společenstva ptáků, která tato stanoviště obývají, a v neposlední řadě identifikovat jejich význam pro ochranu přírody. Také budou popsány procesy, jakými tato stanoviště vznikají a vlastnosti, kterými se odlišují od okolní krajiny.

2. Obecná charakteristika vojenských výcvikových prostorů

Vojenské výcvikové prostory jsou plochy většinou ve správě ministerstva obrany a jsou využívány k výcviku ozbrojených sil daného státu a k testování vojenské techniky a materiálu v terénu (Kubisa 2010).

Jak už bylo naznačeno v úvodu práce, často zabírají značná území. Např. pět aktivních vojenských újezdů v České republice (tj. Brdy, Březina, Boletice, Libavá a Hradiště) zaujímá plochu přibližně 1296 km², což představuje zhruba 1,6 % celkové rozlohy ČR (Kubisa 2010). Mnohdy jsou však vojenské prostory daleko větší. Např. ministerstvo obrany USA spravuje více než 100 000 km² území napříč celými Spojenými státy. Tato hodnota dělá z Ministerstva obrany druhého největšího správce půdy mezi vládními agenturami. Raketová základna White Sands v Novém Mexiku se rozkládá na 8903 km², což odpovídá rozloze Yellowstonekého národního parku, jednoho z největších národních parků v USA (Cohn 1996). Kromě těchto velkých vojenských újezdů existuje ještě obrovské množství maloplošných vojenských prostorů. Např. v České republice se jich nachází zhruba 200, ale rozloha žádného z nich už nepřekračuje 10 km² (Čížek et al. 2013).

První vojenské výcvikové prostory v podobě jak je známe dnes, začaly vznikat v druhé polovině 19. století. Např. nejstarší vojenský prostor v USA byl zřízen v New Jersey roku 1874 (Hoffman 2004). Obdobím jejich hlavního početního nárůstu je však první polovina 20. století a především doba krátce před druhou světovou válkou nebo těsně po ní. V tomto je situace v ČR typická. První vojenský prostor u nás vznikl v roce 1904, ale většina ostatních byla založena těsně po druhé světové válce (IUCN 1996; Kubisa 2010; Čížek et al. 2013).

Ve většině států jsou vojenské výcvikové prostory chápány jako zvláště vyčleněná území pro specifické potřeby obrany, z čehož plyne i omezený přístup veřejnosti do těchto území (Kubisa 2010). Jedním z důvodů pro toto omezení je nebezpečí ohrožení života související s používáním ostré munice, dalším důvodem je utajení vojenských činností (Gazenbeek 2005).

Omezení přístupu do těchto oblastí však má i jeden neplánovaný, ale významný důsledek pro ochranu přírody. Vojenské výcvikové prostory byly uchráněny před rostoucí urbanizací a intenzifikací zemědělství. To znamená před vlivy, které měly zásadně negativní dopad na biodiverzitu v celosvětovém měřítku (Gazenbeek 2005). I vojenské výcvikové prostory v ČR byly díky své uzavřenosti uchráněny před změnami v krajině, ke kterým došlo na našem území po druhé světové válce. Industrializace a kolektivizace zemědělství spojená

s obrovskými pozemkovými úpravami, rozsáhlé meliorace, zátěž v podobě umělých hnojiv a pesticidů nebo znečištění vod z komunálního odpadu, to vše se vojenským újezdům téměř vyhnulo (Kloubec a Hora 2006). Kromě uzavřenosti před veřejností a před intenzivním hospodařením jsou vojenské výcvikové prostory charakteristické velice specifickým disturbančním režimem. Přírodní disturbance jsou ve vojenských výcvikových prostorech doplněny pestrá paletou čistě antropogenních disturbancí. Pojezdy těžké techniky, výbuchy munice, systematické odstraňování náletu z cílových a dopadových ploch, sešlap pěším vojskem a mnoho dalších, typicky armádních aktivit se zásadním způsobem podílí na tvorbě specifické krajiny vojenských prostorů (Warren et al. 2007). Je třeba však podotknout, že ne všechny vojenské prostory byly těmito armádními disturbancím vystaveny. Ze zmíněných 200 maloplošných vojenských prostorů v ČR bylo k aktivnímu vojenskému výcviku historicky využíváno jen asi 60 z nich (Čížek et al. 2013).

Zlom ve vývoji vojenských prostorů nastal na počátku 90. let 20. století. Po pádu železné opony a spojení bipolárně rozděleného světa musely státy přizpůsobit svoji vojenskou doktrínu novému světovému uspořádání. Především bylo potřeba z ekonomických důvodů zredukovat naddimenzované vojenské kapacity. Součástí tohoto procesu bylo i rušení stovek vojenských výcvikových prostorů v bývalém západním i východním bloku (IUCN 1996; Gonzales 2011; Čížek et al. 2013). Jen v USA bylo mezi lety 1988 a 1995 zrušeno na 350 vojenských prostorů (Gonzales 2011). K opouštění vojenských výcvikových prostorů v bývalém východním bloku vedl i odchod sovětské armády ze států bývalého Sovětského svazu a z jeho tzv. satelitních států. Mnoho vojenských prostorů totiž využívala výhradně sovětská vojska, takže po jejich odchodu se staly zbytečnými a následně zanikly (IUCN 1996).

3. Přírodní podmínky ve vojenských výcvikových prostorech

Díky velice specifické disturbanční dynamice vzniká ve vojenských výcvikových prostorech značně heterogenní krajina s mozaikou různě disturbovaných a sukcesně starých biotopů (Warren et al. 2007). Esenciální součástí armádního výcviku je využití různých typů vozidel, a to od těch lehčích kolových až po těžká pásová. Všechna vozidla způsobují narušování a zhutňování půdního profilu a devastaci vegetace, ale charakter a intenzita těchto disturbancí záleží na konkrétním typu vozidla (Hirst et al. 2003). Další neodmyslitelnou součástí armádního výcviku je pohyb a táboření pěšího vojska, které také zhutňuje půdní profil a redukuje vegetační pokryv (Trumbull et al. 1994; Whitecotton et al. 2000). Kopání protitankových příkopů, stavba palebných pozic a hloubení zákopů způsobuje inverzi a míchání půdních vrstev a likvidaci vegetace. Výbuchy munice zase vytváří krátery, což je doprovázeno přesunem půd a vznikem požárů (Walker 1999). Je třeba si však uvědomit, že ve vojenských prostorech je kromě silně disturbovaných ploch také obrovský podíl území, které je vojenskou činností prakticky nedotčeno. Tak např. v USA pouze méně než 20 % ploch určených k výcviku armády vykazuje zjevné znaky fyzikálních disturbancí (Shaw a Kowalski 1996 ex Warren et al. 2007). Mozaika biotopů ve vojenských výcvikových prostorech tedy obsahuje oba extrémy na disturbančně-sukcesním gradientu, zároveň ale i celé kontinuum biotopů ležících mezi nimi (Warren et al. 2007).

Vojenské prostory v Evropě i v USA jsou obvykle tvořeny mozaikou především lesních porostů, křovin, náletů a trávníků. Ty se většinou sečou, ale zpravidla se na nich nepase (Cully a Winter 2000; Dobony a Rainbolt 2008; Rivers et al. 2010). Pro vojenské prostory je typický nezvykle velký podíl otevřené krajiny na úkor uzavřeného lesního porostu. Nízká pokryvnost lesa ale rozhodně není všeobecně platným pravidlem. Ve zrušených vojenských újezdech Ralsko a Mladá je zastoupení lesa 73 % a 45 % (Šťastný a Bejček 2000) a v aktivním vojenském újezdu Boletice přibližně 60 % (Kloubec a Hora 2006). Z dalších typů biotopů, které ale zabírají relativně malé plochy, se ve vojenských výcvikových prostorech vyskytují různé typy lučních porostů, mokřadů, vodních ploch, dále opuštěná i obhospodařovaná zemědělská půda, opuštěná i obydlená lidská sídla a vojenskou činností vzniklá obnažená půda (Šťastný a Bejček 2000; Kloubec a Hora 2006; Reif et al. 2011). Biotopová heterogenita a procentuální zastoupení jednotlivých typů biotopů v konkrétních vojenských výcvikových prostorech je závislé na klimatu, topografii, půdních podmínkách, biotických interakcích a specifickém disturbančním režimu, tzn. především na intenzitě a typu

vojenského výcviku (Turner et al. 2001). Obecně je ale biotopová heterogenita vojenských výcvikových prostorů vysoká (Gazenbeek 2005), což dokazuje např. mapování biotopů ve vojenském újezdu Boletice, kde bylo zjištěno 49 typů přírodních stanovišť, z toho 28 stanovišť Natura 2000 (9 prioritních) (Kloubec a Hora 2006).

Vojenské prostory mají tedy velice často biotopové složení, které je v okolní krajině nezvyklé nebo naprosto jedinečné. Některé biotopy jsou navíc ve vojenských prostorech vyvinuté nebo dochované ve výjimečném rozsahu a kvalitě (Kloubec a Hora 2006). Např. při výzkumu 42 opuštěných vojenských výcvikových prostorů v ČR bylo zjištěno, že typy biotopů, které v ČR zabírají největší plochy, byly ve vojenských výcvikových prostorech zastoupeny jen minimálně, a naopak biotopy tvořící největší procento plochy vojenských prostorů se v běžné české krajině vyskytovaly jen velmi vzácně. Celková plocha zkoumaných vojenských výcvikových prostorů byla tvořena z 1 % zemědělskou půdou (v ČR 48 %), z 23 % lesním porostem (v ČR 34 %), z 62 % křovinami (v ČR 0,05 %), z 12 % přírodními trávníky (v ČR 0,5 %), z 2 % obnaženou půdou (v ČR 0,6 %) a 0 % tvořila lidská sídla (v ČR 5 %) (Reif et al. 2011).

V dnešní krajině lidé často nahrazují přirozené disturbance disturbancemi čistě antropogenního původu. Ve srovnání s přirozenými disturbancemi je ale většina těch antropogenních značně uniformní v prostorovém a časovém rozložení, intenzitě i délce trvání (Holechek et al. 2003 ex Warren et al. 2007). Např. plošným kácením lesních porostů vzniká relativně uniformní krajina, která neodpovídá krajinné mozaice vzniklé následkem přirozených disturbancí (Hansen et al. 1991). Výsledkem lidských zásahů do přírodních procesů je tedy často náhrada heterogenně disturbované krajiny krajinou homogenní (Warren et al. 2007). Právě vysoká míra heterogenity je to, co odlišuje disturbance vzniklé vojenskou činností od většiny ostatních antropogenních disturbancí (Herl et al. 2005).

Z hlediska disturbancí lze vysledovat jeden velký rozdíl mezi vojenskými prostory v USA a v Evropě. Spočívá v tom, že ve vojenských prostorech v USA se mnohem častěji a v daleko větší míře uplatňují požáry. Ty vznikají řízeným vypalováním náletové vegetace na výcvikových plochách nebo náhodně následkem vojenského výcviku, především od výbuchů ostré munice (Cully a Winter 2000; Rivers et al. 2010). Rozsah a periodicita požárů se liší v každém vojenském prostoru, někdy však postihují skutečně značné plochy. Např. na základně Fort Riley v Kansasu každoročně vyhoří až jedna třetina její celkové plochy, tzn. asi 130 km² (Rivers et al. 2010).

4. Fauna vojenských výcvikových prostorů

Vojenské prostory jsou stále více vnímány jako plochy s vysokou biodiverzitou a vysokým počtem ohrožených druhů. Warren et al. (2007) tento zajímavý fenomén vysvětlují pomocí tzv. heterogeneous disturbance hypothesis. Tato hypotéza předpokládá maximální hodnoty biodiverzity tam, kde jsou disturbance lišící se v typu, frekvenci, intenzitě, periodicitě, velikosti, formě a délce trvání heterogenně rozloženy v prostoru a v čase. V takto heterogenně disturbované krajině je umožněna koexistence velkého počtu druhů adaptovaných na různě disturbované a různě sukcesně staré biotopy. Vysoká druhová rozmanitost vojenských výcvikových prostorů je tedy způsobena tamější dostupností široké nabídky zdrojů pro velký počet druhů s rozdílnými ekologickými nároky (Warren et al. 2007). Najdeme zde obrovský počet druhů rostlin, bezobratlých živočichů i obratlovců (Roleček 1999; Graham et al. 2008; Warren a Büttner 2008a; Warren a Büttner 2008b; Reif a Marhoul 2010; Koptík 2011; Čížek et al. 2013). Z bezobratlých živočichů je ve vojenských prostorech zřejmá především zvýšená diverzita hmyzu (Hexapoda), která logicky souvisí se zmíněnou vysokou diverzitou flóry, resp. typů biotopů (Konvička et al. 2005). Např. na střelnících ve vojenském újezdu Boletice se vyskytuje na 50 druhů denních motýlů (Lepidoptera), což odpovídá asi jedné třetině naší motýlí fauny. Tyto druhy se zde často navíc vyskytují ve výjimečně vysokých abundancích (Konvička et al. 2005). Z obratlovců dosahují ve vojenských prostorech vysoké druhové bohatosti především obojživelníci (Amphibia) (Warren a Büttner 2008b; Zavadil et al. 2011) a ptáci (Aves) (Roleček 1999; Šťastný a Bejček 2000; Althoff et al. 2004; Reif a Marhoul 2010). Ohromující biodiverzitu vojenských výcvikových prostorů demonstruje např. Gazenbeek (2005): vojenské prostory zabírají méně než 1 % celkové rozlohy Nizozemska. Vyskytuje se v nich ale 67 % všech v Nizozemsku zjištěných druhů vážek (Odonata), 66 % druhů motýlů a 61 % druhů ptáků.

Při pohledu na dostupnou literaturu je zřejmá určitá nevyrovnanost v počtu prací studujících různé živočišné skupiny. Zatímco o ptácích je literatury relativní dostatek, prací studujících ostatní skupiny obratlovců je poměrně málo. A vliv vojenské činnosti na společenstva bezobratlých živočichů byl studován spíše jen výjimečně – a téměř vždy na hmyzu.

Značnou část druhového bohatství hmyzu ve vojenských prostorech tvoří ochránářsky významné druhy. Např. ve vojenském újezdu Hradiště přežívá celoevropsky kriticky ohrožený hnědásek chrastavcový (*Euphydryas aurinia*). Tato lokalita je jedním z posledních

míst výskytu tohoto druhu v České republice (Konvička et al. 2005). Podobná situace panuje ve Velké Británii, kde je ve vojenském prostoru Salisbury koncentrováno asi 35 % jeho celkové britské populace. Housenky hnědáka se vyvíjejí na čertkusu lučním (*Succisia pratensis*). Tato rostlina vyžaduje ranně sukcesní podmínky, přičemž nejvíce prosperuje na opakovaně vypalovaných biotopech. Proto je tak hojný na tamních stělnicích, kde dochází k častým požárům vzniklým od výbuchů munice (Gazenbeek 2005). V Severní Americe mají vojenské prostory podobný význam pro ohroženého modráka *Lycaeides melissa samuelis* (Smith et al. 2002). Jeho housenky žijí výhradně na vlčím bobu vytrvalém (*Lupinus perennis*), který se dnes nejčastěji vyskytuje v ekosystémech závislých na požárech. Přirozené požáry ve vojenských prostorech nahradil armádní výcvik. Např. na vojenské základně Fort McCoy ve Wisconsinu byla přítomnost modráka a vlčího bobu pozitivně korelována s intenzitou vojenských aktivit zahrnujících pojezdy vozidel, táboření vojáků a vznik požárů od výbuchů ostré munice (Smith et al. 2002).

Význam vojenských prostorů pro přežívání ohrožených druhů hmyzu ilustruje i případ saranče modrokřídle (*Oedipoda caerulescens*) a svižníka zvrhlého (*Cicindela hybrida*) v Německu. Oba druhy vyhledávají periodicky disturbované biotopy, konkrétně řídké, suché, písčité trávníky (Simon-Reising et al. 1996; Appelt a Poethke 1997). Tento biotop však z celé Evropy téměř vymizel a jedny z jeho posledních větších zbytků představují vojenské výcvikové prostory (Riksen et al. 2006). Výzkum populací těchto dvou druhů ve čtyřech vojenských prostorech v Německu jasně ukázal, že tato stanoviště jim poskytují ideální biotopové podmínky, včetně dostatečné propojenosti jednotlivých lokalit výskytu pro zachování metapopulací (Warren a Büttner 2008a).

Zajímavé výsledky přinesly dvě práce o myrmekofauně vojenských výcvikových prostorů. Výzkum myrmekofauny vojenského prostoru Townsville Field v severní Austrálii odhalil, že počet druhů i složení společenstev mravenců (Formicidae) se téměř neliší mezi plochami vystavenými vojenské činnosti a referenčními nedisturbovanými plochami. Na vojensky disturbovaných plochách bylo zjištěno 67 druhů mravenců, na referenčních plochách 64 (Woinarski et al. 2002). S velmi odlišným výsledkem však přišla studie mravenců na základně Fort Benning v Georgii. Ta ukazuje, že vojenský výcvik má zásadní vliv na společenstva mravenců ve vojenských prostorech a že druhová skladba mravenců se zásadně mění podél disturbančního gradientu. Na nejvíce disturbované plochy byly vázány např. druhy *Pheidole bicarinata* a *Dorymyrmex smithi*, zatímco na nejméně disturbované plochy byly vázány např. *Pheidole morrisii* a *Aphaenogaster treatae* (Graham et al. 2008). Rozdílný výsledek obou studií se dá vysvětlit několika faktory. Malý vliv vojenských aktivit

na společenstva mravenců v severní Austrálii ve srovnání s Georgií v USA může být způsoben značně rozdílným vegetačním pokryvem obou oblastí. Zatímco Townsville Field leží v biomu savany, kde naprosto dominuje travní porost a stromy rostou jen roztroušeně (Woinarski et al. 2002), Fort Benning se nachází v oblasti, kde dominují duboborové lesy (Graham et al. 2008). Bezlesí, které ve vojenském prostoru vznikne následkem armádního výcviku, je tedy ve Fort Benning mnohem vzácnějším biotopem než v Townsville Field, kde je bezlesí přirozeně běžné. Druhovú skladbu mravenců se potom v severní Austrálii nemusí významně lišit mezi vojensky disturbovanými plochami a jen málo odlišnou okolní krajinou. Další dvě vysvětlení nabízejí Graham et al. (2008). První plyne z rozdílné povahy vojenského výcviku na obou plochách. Na základně Fort Benning dochází především k pojezdům tanků a bojových vozidel, oproti tomu ve vojenském prostoru Townsville Field se cvičí pouze s lehčími obrněnými transportéry. Nižší intenzita disturbancí tedy může být příčinou menšího vlivu vojenské činnosti na společenstva mravenců ve vojenském prostoru Townsville Field oproti Fort Benning. Druhé vysvětlení je ryze metodologické. Woinarski et al. (2002) ze svého výzkumu vyřadili plochy vystavené těm nejtěžším armádním disturbancím, zatímco Graham et al. (2008) zkoumali mravence podél celého disturbančního gradientu. Lze ale předpokládat, že právě na těch nejvíce disturbovaných plochách bude změna společenstev nejmarkantnější.

Jako refugia jsou vojenské výcvikové prostory významné také pro lupenonohé korýše (Branchiopoda) (Matějů a Zavadil 2012). V České republice kriticky ohrožené druhy listonoh letní (*Triops cancriformis*) a žábřonožka letní (*Branchipus schaefferi*) jsou vázány na periodické vodní plochy v nižších a středních polohách, přičemž většinou jde o zcela či částečně vysychající louže v proláklínách terénu na polích, pastvinách nebo polních cestách (Škapec 1992). Tento biotop se ve větším rozsahu dochoval pouze na plochách různých vojenských cvičišť, ve volné krajině, v souvislosti s údržbou i postupným zpevňováním polních a lesních cest, se stává stále vzácnějším (Matějů a Zavadil 2012). Proto se u nás tyto druhy vyskytují téměř výlučně na stanovištích formovaných vojenskou činností (Zavadil et al. 2009).

I pro různé skupiny obratlovců slouží vojenské výcvikové prostory jako důležitá refugia, pokud jejich přirozené biotopy ze současné krajiny postupně mizí. Dobrým příkladem jsou obojživelníci. Ačkoliv jejich populace klesají v globálním měřítku, ve vojenských prostorech v různých částech světa byla zaznamenána jejich neobvykle vysoká druhová bohatost i vysoká početnost populací jednotlivých druhů (Warren a Büttner 2008b).

Ideální podmínky pro obojživelníky poskytují střelnice, dopadové plochy granátů, tankodromy, plochy po zákopové činnosti, ale i cesty, po nichž jezdí vojenská technika. Na těchto plochách vznikají tůňky, bažiny nebo častěji jen různě hluboké kaluže, které postupně zarůstají a jsou opět obnovovány. Tím vzniká jemná mozaika různě starých biotopů. Pozitivní vliv mají i menší požáry vegetace, které mění strukturu a často i složení vegetace, čímž ovlivňují obojživelníky v jejich terestrické fázi života. Lokální disturbance sice mají negativní vliv na faunu obývající konkrétní zasaženou plochu, na druhou stranu však ideálně připravují podmínky pro její bezprostřední kolonizaci jedinci z okolí (Zavadil et al. 2011).

Např. výzkum obojživelníků ve dvou největších vojenských prostorech v Bavorsku jasně ukázal silnou preferenci intenzivně disturbovaných ploch dvěma druhy ohrožených žab, a to kuňkou žlutobřichou (*Bombina variegata*) a ropuchou krátkonohou (*Epidalea calamita*). Plochy s nižší periodicitou i intenzitou disturbancí byly vyhledávány skokanem zeleným (*Pelophylax esculentus*). Z ocasatých (Caudata) se zde vyskytovali např. čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*) a čolek horský (*Ichthyosaura alpestris*) (Warren a Büttner 2008b). Ve vojenských prostorech v ČR se kromě už zmíněných druhů hojně vyskytuje ještě např. rosnička zelená (*Hyla arborea*) nebo skokan hnědý (*Rana temporaria*) (Zavadil et al. 2011).

Malí savci (Mammalia) představují skupinu živočichů, která je vojenskou aktivitou ovlivněna pravděpodobně spíše negativně. Obzvláště ti savci, kteří obývají svrchní vrstvy půdy, jsou nepříznivě ovlivněni zhutňováním nebo naopak narušováním zeminy, likvidací vegetace a následnou erozí. Tyto procesy vedou k poškození nor, hnízd, vegetačního krytu a k úbytku potravních zdrojů (Severinghaus et al. 1980). Ve srovnání s touto skupinou savců jsou o něco méně zasaženy druhy, které alespoň část životního cyklu tráví na stromech (Severinghaus et al. 1980). Míra vlivu na společenstva malých savců, ale záleží především na intenzitě a délce využívání daného území. S rostoucí intenzitou výcviku a dobou po kterou je daná plocha armádou využívána populace malých savců výrazně klesají (Severinghaus et al. 1980). Např. na základně Fort Knox v Kentucky při porovnání velikosti populací malých savců na třech různě intenzivně a různě dlouho využívaných plochách byl jasně patrný pokles populací s rostoucí intenzitou a dobou využívání těchto ploch armádou. Výjimkou byl jen křeček bělonohý (*Peromyscus leucopus*), jehož populace dosahovala nejvyšších hodnot na středně disturbované ploše. Tento populační nárůst byl způsoben pravděpodobně větší odolností tohoto druhu oproti jeho konkurentům, které z dané plochy vytlačil (Severinghaus et al. 1980).

Vliv disturbančního režimu ve vojenských prostorech na velké savce je v současné době prakticky neznámý. Byla popsána jen signifikantní preference ohroženého vidloroha

sonorského (*Antilocapra americana sonoriensis*) pro dopadové plochy střelnic, pravděpodobně kvůli zvýšené produktivitě travin na těchto plochách (Krausman et al. 2005). Význam vojenských prostorů jako refugií pro velké savce je tedy diskutabilní. Tato stanoviště by pro ně mohla být atraktivní kvůli své uzavřenosti před veřejností. Zvířata by zde nikdo nerušil a mohla by se zde cítit bezpečněji než v běžně osídlené krajině. Je však otázkou, nakolik tento efekt neguje rušivý vliv samotného vojenského výcviku. A patrně by se význam vojenských prostorů jako refugií pro velké savce lišil ještě mezi hustě obydlenou evropskou krajinou a rozlehlými zeměmi jako je USA, Kanada nebo Austrálie, kde je neobydlených oblastí mnoho i mimo vojenské prostory.

Vojenské prostory se vyznačují výskytem velkého množství ptačích druhů, které mají navíc často navzájem značně odlišné ekologické nároky (Kloubec a Hora 2006). Díky typicky různorodé mozaice biotopů se ve vojenských prostorech mísí druhy lesní s druhy otevřené krajiny, druhy teplomilné s horskými, mokřadní s (leso)stepními (Althoff et al. 2004; Kloubec a Hora 2006; Sedláček et al. 2006).

Ukazuje se, že vojenská činnost působí na tyto ekologické skupiny rozdílně. Severinghaus et al. (1980) během výzkumu ptáků na základně Fort Knox v Kentucky zjistili, že příprava plochy pro vojenský výcvik, tzn. vysekání bylinné vegetace a vykácení stromů vedlo k okamžitému asi 20% poklesu početnosti ptačích populací oproti kontrolní nedisturbované ploše. Dlouhodobý a intenzivní vojenský výcvik měl za následek dokonce až 60% pokles populací. Při pohledu na jednotlivé ekologické skupiny ptáků se však ukázalo, že zatímco lesní druhy (např. drozd lesní (*Hylocichla mustelina*), sýkora rezavoboká (*Baeolophus bicolor*) nebo zelenáček červenooký (*Vireo olivaceus*)) prošly největším populačním úbytkem, druhy rozvolněného lesního porostu a lesních okrajů (např. kardinál červený (*Cardinalis cardinalis*), datel zlatý (*Colaptes auratus*) nebo vrána americká (*Corvus brachyrhynchos*)) byly zasaženy jen mírně a druhy vázané na otevřené plochy s křovinami a trávničky (např. pipilo rudooký (*Pipilo erythrophthalmus*) nebo vlhovec červenokřídlý (*Agelaius phoeniceus*)) byly ovlivněny dokonce pozitivně. K velmi podobnému výsledku došli i Althoff et al. (2004). Na základně Fort Riley v Kansasu dlouhodobým monitoringem ptačích populací zjistili, že zatímco většina lesních druhů procházela větším populačním poklesem, populace druhů vázaných na křovinné porosty klesaly jen mírně nebo byly stabilní a populace druhů vázaných na travnaté porosty měly většinou stabilní populace.

Vysvětlení odlišných populačních trendů jednotlivých ekologických skupin ptáků ve vojenských prostorech nabízejí Althoff et al. (2004). Tento jev vysvětlují tamějším nedostatkem vhodných hnízdních biotopů pro lesní druhy a naopak množstvím vhodných

hnízdnicích biotopů pro druhy otevřené krajiny. Ačkoliv Severinghaus et al. (1980) i Althoff et al. (2004) popisují odlišný vliv armádního výcviku na jednotlivé ekologické skupiny ptáků v USA, pravděpodobně se bude jednat o obecně platný fenomén. Dopad vojenského výcviku na strukturu vegetačního pokryvu je totiž všude podobný. To znamená, že vojenské prostory jsou ve většině případů typické velkým podílem otevřené krajiny na úkor uzavřeného lesního porostu. Z tohoto důvodu lze očekávat, že populace lesních druhů budou ve vojenských výcvikových prostorech vykazovat spíše negativní trend početnosti, zatímco druhy vázané na křovinné a travinné porosty budou mít populace stabilní nebo mírně rostoucí.

Navzdory negativním populačním trendům druhů obývajících lesní porosty ve vojenských prostorech bývá tato ekologická skupina druhově nejpočetnější. Druhy patřící do této ekologické skupiny potom tvoří většinu druhového bohatství daného území (Althoff et al. 2004; Kloubec a Hora 2006; Rivers et al. 2010). Téměř všechny vojenské aktivity probíhají z taktických důvodů mimo les (Herl et al. 2005). Ve vojenských prostorech se proto vyskytují i zachovalé lesní komplexy s fragmenty přirozených stanovišť pralesního charakteru, na které je vázáno mnoho druhů ptáků, včetně těch ochránářsky významných (Kloubec a Hora 2006). Např. ve vojenském újezdu Boletice je to hnízdní výskyt čápa černého (*Ciconia nigra*), jeřábka lesního (*Bonasa bonasia*), kulíška nejmenšího (*Glaucidium passerrinum*), sýce rousného (*Aegolius funereus*), holuba doupňáka (*Columba oenas*), datla černého (*Dryocopus martius*), datlíka tříprstého (*Picoides tridactylus*), kosa horského (*Turdus torquatus*), lejska malého (*Ficedula parva*), tetřeva hlušce (*Tetrao urogallus*), puštíka bělavého (*Strix uralensis*) nebo strakapouda bělohřbetého (*Dendrocopos leucotos*) (Kloubec a Hora 2006; Hora et al. 2010).

Přechod mezi souvislým lesním porostem a sukcesně nejmladšími biotopy představují porosty různě hustých křovin, náletů a osamocených stromů. Ačkoliv tyto biotopy často zabírají velké procento plochy vojenských prostorů, většinou hostí menší počet druhů než lesní porosty (Althoff et al. 2004; Kloubec a Hora 2006). V tomto typu vegetace se u nás vyskytuje např. strnad luční (*Miliaria calandra*), ťuhák obecný (*Lanius collurio*), bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*), pěnice vlašská (*Sylvia nisoria*), konopka obecná (*Carduelis cannabina*) nebo strnad obecný (*Emberiza citrinella*) (Reif a Marhoul 2010).

Sukcesně nejmladší biotopy, které vznikají ve vojenských prostorech a jsou udržovány činností armády, představují travní porosty a obnažená půda (Sedláček et al. 2006; Reif et al. 2011). Často jsou to druhově chudší, na druhou stranu z hlediska výskytu ohrožených, vzácných nebo chráněných druhů ptáků nejhodnotnější biotopy (Althoff et al. 2004; Reif a Marhoul 2010; Rivers et al. 2010). Jde o ideální biotopy pro druhy vázané na raně sukcesní

stádia vegetace, které v současnosti procházejí značným poklesem populací (Knopf 1994; Althoff et al. 2004; Askins et al. 2007). Např. dytík úhorní (*Burhinus oedicnemus*), jeden z nejohroženějších ptáků Velké Británie, hnízdí na holé nebo řídké porostlé zemi (Green et al. 2000). Jedna z jeho dvou největších populací se nachází ve vojenském výcvikovém prostoru Salisbury, kde tanková cvičení a výbuchy munice vytvoří asi 26 ha obnažené půdy ročně (Gazenbeek 2005). Ve vojenských prostorech v ČR se na těchto plochách vyskytují např. skřivan lesní (*Lullula arborea*), bramborníček černohlavý (*Saxicola torquata*) nebo skřivan polní (*Alauda arvensis*) (Kloubec a Hora 2006; Sedláček et al. 2006; Reif a Marhoul 2010).

Ve vojenských prostorech s větším podílem vodních ploch a nelesní vlhké travinobylinné vegetace mají relativně početné populace některé druhy mokřadů a vlhkých luk (Sedláček et al. 2006; Reif a Marhoul 2010). Početnost populací těchto druhů ve vojenských prostorech patrně souvisí s již zmíněnou absencí výraznějších zásahů do vodního režimu tamější krajiny (Sedláček et al. 2006). Např. ve vojenských prostorech v ČR nebyly na rozdíl od okolní krajiny meliorovány vlhké louky, čímž si zachovaly svůj původní charakter (Kloubec a Hora 2006; Zavadil et al. 2011). Díky tomu dnes slouží jako významné biotopy např. pro bekasinu otavní (*Gallinago gallinago*), chřástala polního (*Crex crex*), cvrčilku říční (*Locustella fluviatilis*), cvrčilku zelenou (*Locustella naevia*) nebo tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) (Kloubec a Hora 2006; Sedláček et al. 2006; Hora et al. 2010). Celkově se ale zdá, že na tuto skupinu ptáků nemá vojenský výcvik výrazný přímý vliv. Spíše výjimkou je případ ohrožené pisily havajské (*Himantopus mexicanus knudseni*). Na Havaji se během 15 let po zavedení každoročních manévrů v přílivové zóně s použitím obojživelných bojových vozidel více než zdvojnásobila její populace. Pozitivní vliv pojezdů vojenské techniky spočíval především v narušování souvislých porostů dvou invazních druhů rostlin *Batis maritima* a *Rhizophora mangle*. Tím pro pisilu vznikly nové hnízdní a potravní biotopy. Strukturně heterogenní krajina vytvořená vojenskou činností také přispívá k větší ochraně hnízd pisily před predací a usnadňuje čerstvě vylíhlým mláďatům rychleji získat potravu a úkryt (Drigot 2001).

Velice heterogenní mozaika biotopů umožňuje vojenské prostory osidlovat i druhy, které mají specifické nároky na hnízdní a potravní biotopy. Takovým druhem je např. sluka americká (*Scolopax minor*). Ta vyžaduje kombinaci lesních světlin, mýtin nebo opuštěných polí a různě hustých a starých shluků topolu nebo olše na vlhkých půdách. V posledních třech dekádách populace tohoto druhu v mnoha částech Severní Ameriky klesala, ale během sledování její populace na základně Fort Drum v New Yorku se ukázalo, že tamější populace

je stabilní nebo mírně roste. Vojenské disturbance tedy pravděpodobně vytvářejí ideální podmínky pro její existenci (Dobony a Rainbolt 2008).

V opozici k výše uvedenému vlivu vojenské činnosti na společenstva obratlovců stojí práce o vlivu vojenských aktivit na společenstva savců, ptáků, plazů a žab v severní Austrálii (Woinarski a Ash 2002). Ta v rámci vojenského prostoru Townsville Field porovnávala tři typy ploch. První typ byl vystaven intenzivní pastvě, druhý vojenskému výcviku a třetí byl bez přímého vlivu lidské činnosti. Výsledek ukazoval, že v druhové bohatosti a v druhové skladbě společenstev se zásadně odlišují spásané plochy od těch vojensky využívaných i od těch člověkem nedisturbovaných. Překvapivě se však v těchto parametrech prakticky nelišily vojensky využívané plochy a plochy bez přímého vlivu lidské činnosti. Variabilita uvnitř těchto dvou skupin byla srovnatelná s variabilitou mezi oběma skupinami. Je třeba však podotknout, že ze studie byly vyloučeny plochy vystavené těm nejintenzivnějším vojenským disturbancím. A sami autoři poukazují na skutečnost, že jejich zahrnutím by se výsledek studie pravděpodobně změnil (Woinarski a Ash 2002). Tato studie probíhala ve stejném vojenském prostoru, jako již výše diskutovaná práce o mravencích. Je zajímavé, že ani v případě obratlovců se zde neprokázal větší vliv vojenské aktivity na počet přítomných druhů a druhové složení společenstev. I tentokrát lze hledat vysvětlení tohoto jevu nejspíše v geografické poloze studovaného vojenského prostoru. Townsville Field leží v savaně, kde naprosto dominuje travní porost a bezlesí je tedy přirozeně běžné. Vojenská činnost zde nevytváří neobvyklé biotopy a živočišná společenstva vojensky disturbovaných ploch se potom nemusí signifikantně lišit od zoocenóz okolní krajiny. Vliv pravděpodobně má i poměrně malá intenzita vojenského výcviku, ke kterému zde dochází. Působení vojenské činnosti na společenstva obratlovců tak nemusí být dostatečné na to, aby se výrazněji projevilo v jejich skladbě.

5. Ochranařská hodnota vojenských výcvikových prostorů

Dříve se obecně tvrdilo, že životní prostředí ve vojenských výcvikových prostorech bylo silně narušeno nebo dokonce nenávratně zničeno. S postupem času, také v souvislosti s větší otevřeností společnosti a lepší informovaností veřejnosti, však vyšlo najevo, že příroda ve vojenských újezdech zásadním způsobem poškozena nebyla, a že je dokonce velmi cenná (Větvička et al. 1992). K hlubšímu pochopení potenciálu vojenských výcvikových prostorů pro ochranu mnoha původních druhů, včetně těch považovaných za ohrožené a vzácné, však došlo až během posledních několika let (Rivers et al. 2010). A dnes už se nepochybuje o tom, že vojenské prostory poskytují zásadní biotopy pro mnoho druhů rostlin a živočichů (Cohn 1996).

Kromě celkově vysoké biodiverzity hostí vojenské výcvikové prostory i neobvykle velké abundance ochranařsky zájmových druhů, často v populačních hustotách, které jsou nesrovnatelné s okolní krajinou (Šťastný a Bejček 2000; Reif a Marhoul 2010; Reif et al. 2011). Např. Reif et al. (2011) během výzkumu ptáků ve 42 opuštěných vojenských výcvikových prostorech v ČR zjistili, že na jejich území je koncentrováno asi 7 % celorepublikové populace strnada lučního, 5 % populace pěnice vlašské a skřivana lesního a 3 % populace bramborníčka černohlavého. Tyto vojenské prostory přitom zabírají pouze 0,05 % rozlohy ČR. Reif a Marhoul (2010) navíc ukázali, že populační hustoty těchto druhů dosahují ve vojenských prostorech téměř rekordních hodnot v rámci ČR. Vojenské prostory jsou typické také pozoruhodně vysokým výskytem ohrožených, vzácných nebo chráněných druhů živočichů. Jejich výjimečnost v kontextu okolní krajiny ilustruje příklad z USA. Plochy patřící pod správu Ministerstva obrany USA hostí více ohrožených druhů na jednotku plochy, než území patřící ostatním vládním agenturám (Cohn 1996). Na plochách spravovaných Ministerstvem obrany se vyskytuje dokonce 21 % všech druhů federálně považovaných za ohrožené, přičemž tyto plochy představují pouze 3 % vládou vlastněných pozemků (Stein et al. 2000).

Skutečnost, že vojenské výcvikové prostory hostí vysoký počet ochranařsky významných druhů a celkově vysokou míru biodiverzity, se může zdát poněkud překvapivá, pokud uvážíme intenzitu a destruktivitu vojenských disturbancí. Je třeba si však uvědomit, že disturbance v krajinném měřítku nejsou novým ekologickým fenoménem a že vždy patřily k přirozené dynamice krajiny (Warren et al. 2007). Např. požáry každý rok zasáhnou miliony hektarů porostu (Bond et al. 2005). Geologické jevy jako zemětřesení, vulkanismus nebo

sesuvy půdy také disturbují rozsáhlé oblasti. Tyto a jim podobné typy přírodních disturbancí jsou heterogenní ve svém rozsahu, formě, časovém a prostorovém rozložení, periodicitě, intenzitě i délce trvání (Warren et al. 2007).

Rozsáhlé disturbance jsou ale často spojeny s poraněním nebo smrtí rostlin, zvířat i lidí a disturbované oblasti jsou mnohdy považované za esteticky nevzhledné. To vede k značně negativnímu vnímání disturbancí jako takových a pokud je to alespoň trochu možné, věnují lidé velké úsilí tomu, aby disturbancím zabránili, co nejvíce je potlačili nebo zahladili jejich následky. Příkladem tohoto úsilí jsou protipovodňová opatření, hašení lesních požárů nebo boj s hmyzími škůdci (Warren et al. 2007). S potlačením procesů udržujících vysokou hladinu heterogenity v okolní krajině však úzce souvisí nárůst homogenizace bioty a tudíž populační pokles biotopových specialistů (McKinney a Lockwood 1999; Warren et al. 2007; Clavel et al. 2011). Právě vojenské prostory ale představují ostrůvky v krajině, kde je disturbanční režim stále velice heterogenní (Warren et al. 2007).

Už z předchozích kapitol vyplývá, že vojenské výcvikové prostory jsou obzvláště významné jako refugia pro druhy vázané na ranně sukcesní stádia vegetace (Warren a Büttner 2008a; Reif et al. 2011; Weidman a Litvaitis 2011). To je způsobeno tím, že druhy otevřené krajiny asi nejvíce profitují z tamějšího disturbančního režimu (Rivers et al. 2010), tzn. z vytváření a následného udržování bezlesí vojenskou činností. Zároveň jsou možná nejvíce postiženy snižováním heterogenity v okolní krajině (Fuhlendorf et al. 2006; McMahon et al. 2008; Cerezo et al. 2011). Vojenské prostory jim tedy poskytují adekvátní biotopy, které z dnešní krajiny postupně mizí (Konvička et al. 2010; Reif a Marhoul 2010; Reif et al. 2011). Vzhledem k tomu bývají druhy otevřené krajiny těmi ochránářsky nejvýznamnějšími ve vojenských prostorech (Reif a Marhoul 2010; Reif et al. 2011).

Existence pozitivního vlivu vojenských disturbancí na biodiverzitu mnoha skupin organismů je dnes už relativně dobře popsána. Stále však zůstává důkladněji neprozkoumána řada otázek týkajících se jevů, které tento pozitivní vliv vlastně umožňují. Jednou z jeho zásadních podmínek je např. to, že většina jedinců danou disturbancí přežije. Čím je tento stav ale umožněn? Možností je několik. Mohlo by to být pouze omezeným prostorovým rozsahem disturbancí v rámci vojenského prostoru, případně střídáním míst, kde k nim dochází. Kromě této prostorové heterogenity lze hledat odpověď i v časovém rozložení jednotlivých disturbančních událostí. Např. v jejich nevelkém počtu za jednotku času nebo v jejich koncentraci do doby mimo reprodukční období. Tyto úvahy ale dávají vzniknout jen další otázce: kde se tedy nalézá ona kritická hranice, za níž už budou mít disturbance určité plochy negativní vliv na biotu, která tuto plochu obývá? Nebo ve skutečnosti mají vojenské

disturbance na biotu negativní vliv, ale tím, že vytvářejí atraktivní biotopy, tak stále lákají kolonizátory z okolní krajiny? Potom by vojenské prostory byly jakousi ekologickou pastí (Donovan a Thompson III 2001). Zřejmě to tak ale nebude, protože ve většině případů vede existence ekologické pasti k vyhynutí místní populace daného druhu (Battin 2004). A především vzácné druhy s malými abundancemi by proto vojenské prostory postupně přestaly obsazovat.

Podobný význam jako vojenské výcvikové prostory pro přežívání a ochranu druhů mají plochy vzniklé povrchovou těžbou nerostných surovin. Na značnou podobnost těchto stanovišť upozorňuje např. Schröpfer (1998). Oba typy stanovišť jsou typické heterogenním disturbančním režimem a z toho plynoucí pestrá mozaikou biotopů (Schulz a Wiegleb 2000; Warren et al. 2007). Na druhou stranu se velmi liší v intenzitě a v rozsahu disturbancí. Ve vojenských prostorech i ty nejintenzivnější disturbance spočívají pouze v narušování vegetace a svrchních vrstev půdy (Walker 1999). Geomorfologie terénu však zpravidla zůstává zachována. Naproti tomu v lomech dochází až k obnažení geologického podloží nebo k dosažení hranice spodní vody (Řehouňková a Prach 2008; Řehounek et al. 2010). Disturbance spojené s těžbou nerostných surovin tedy vytvářejí zcela nové krajinné útvary s naprosto změněnými geologickými a hydrologickými podmínkami (Lundholm a Richardson 2010). Ty nejdestruktivnější disturbance také probíhají v těžebních prostorech většinou na daleko větších plochách než na vojenských cvičištích, kde jsou koncentrovány do relativně malých ploch střelnic a do míst využívaných pro pojezdy armádní techniky (Herl et al. 2005; Houston a Doe III 2005).

Stejně jako ve vojenských prostorech i na plochách postižených těžbou nerostných surovin nalezneme biotopy rozprostřené podél téměř celého sukcesního gradientu (Warren et al. 2007; Řehounek et al. 2010). Aktivní lomy a čerstvě navrstvené výsyvky jsou charakteristické velkým podílem obnažené půdy a přítomností holých skalních stěn (Lundholm a Richardson 2010). Podíl obnažené půdy je však v těžebních oblastech zpravidla mnohem větší než ve vojenských prostorech. To je zapříčiněno už zmíněnými rozdíly v intenzitách a rozsahu disturbancí na obou stanovištích. Dobývací prostory jsou typické také značným množstvím trvalých i efemérních vodních ploch v terénních depresích (Lundholm a Richardson 2010). To platí i pro vojenské prostory, ale rozloha tamějších vodních ploch a mokřadů bývá daleko menší (Zavadil et al. 2011). Na výsypkách se proto mohou vyskytovat i ptačí druhy vázané na plošně rozsáhlejší mokřady, jakými jsou např. slavík modráček (*Luscinia svecica*), kulík říční (*Charadrius dubius*) nebo rákosník velký (*Acrocephalus arundinaceus*) (Šálek 2012). Po opuštění lomu nebo po ukončení vrstvení výsyvky začne

sukcese postupovat přes řídké trávníky, porosty křovin a náletů až k uzavřenému lesnímu porostu (Hodačová a Prach 2003; Tropek et al. 2010). Uvedený sukcesní vývoj však platí pouze v případě, že je daná plocha ponechána spontánní sukcesi (Hodačová a Prach 2003). Např. v ČR to nastává u méně než 5 % ploch (Šálek et al. 2010). Na zbytku většinou dochází k tzv. technickým rekultivacím (Prach a Hobbs 2008). Jejich cílem je zvýšit přírodní hodnotu a zlepšit funkce a služby ekosystémů, které byly zasaženy těžbou nerostných surovin (Hobbs a Norton 1996). Jejich skutečný dopad na biodiverzitu je ale většinou spíše negativní (Hodačová a Prach 2003; Holec a Frouz 2005; Tropek et al. 2010; Šálek 2012; Tropek et al. 2012).

Je třeba ještě podotknout, že někdy ke vzniku zapojeného lesa nedojde ani na spontánně zarůstajících plochách. Podmínky prostředí tam mohou být natolik extrémní, že blokují sukcesi v raných stádiích. Vliv má především extrémní mikroklima, pohyblivý substrát, nedostatek živin a nadbytek některých prvků (Tropek a Řehounek 2012). Toxicita půd způsobená např. kontaminací ropnými produkty se občas vyskytuje i ve vojenských výcvikových prostorech (Schröpfer 1998; Šťastný a Bejček 2000). Pravděpodobně ale nebude dosahovat takových rozměrů jako v (post)těžební krajině a blokovaná sukcese tedy bude na opuštěných vojenských cvičištích mnohem vzácnějším jevem.

Průzkumy fauny a flóry na plochách postižených těžbou nerostných surovin ukazují výsledky značně podobné těm z vojenských výcvikových prostorů. Stejně jako ve vojenských prostorech i na těchto stanovištích najdeme vysokou míru biodiverzity a velké množství ohrožených druhů (Warren et al. 2007; Šálek 2012; Tropek a Řehounek 2012). Oba typy stanovišť jsou obzvláště významné jako refugia pro druhy vázané na ranně sukcesní stadia vegetace, které mizí z dnešní zemědělské krajiny (Reif et al. 2011; Šálek 2012; Tropek a Řehounek 2012). Příkladem může být bramborníček černohlavý nebo skřivan polní (Reif a Marhoul 2010; Šálek 2012). Větší plochy téměř polopouštních biotopů na výsypkách po povrchové těžbě umožňují tato stanoviště obývat také lindušce úhorní (*Anthus campestris*) nebo bělořitu šedému (*Oenanthe oenanthe*), tzn. druhům, které se ve vojenských prostorech běžně nevyskytují (Bejček et al. 2006; Reif a Marhoul 2010). Na výsypkách, kde se střídají porosty vysokých bylin s málo zapojenými prolukami, se vyskytuje i kriticky ohrožený strnad zahradní (*Emberiza hortulana*) (Bejček et al. 2006).

Plochy postižené těžbou nerostných surovin se navíc uplatňují jako sekundární biotopy pro xerotermofilní specialisty. Těmto druhům původní biotopy taktéž ubývají, ale v lomech a na výsypkách nacházejí ideální podmínky pro svoji existenci (Tropek a Řehounek 2012). Význam ploch vzniklých povrchovou těžbou jako refugií pro tuto ekologickou skupinu

živočichů byl popsán např. u motýlů (Beneš et al. 2003), pavouků (Araneae) (Tropek a Konvička 2008) nebo u střevlíkovitých brouků (Carabidae) (Eversham et al. 1996).

6. Budoucnost vojenských výcvikových prostorů

Žijeme v rychle se měnícím světě, v němž se lidská společnost vyvíjí nevídaným tempem. Tento vývoj samozřejmě ovlivňuje i přírodu, a zvláště silně působí na ty její složky, které jsou s lidskou společností úzce svázány. Jaká budoucnost tedy v tomto kontextu čeká faunu vojenských výcvikových prostorů?

Samotných vojenských prostorů bude v budoucnosti nejspíše ubývat, přičemž lze očekávat, že jejich pokles se časem zastaví a následně bude jejich početnost stagnovat. Jak už bylo popsáno v druhé kapitole, jejich masový a široce rozšířený pokles započal s koncem studené války. Následkem této změny globální bezpečnostní situace došlo k radikální proměně základní armádní doktríny. Armády určené k bojům mezi jednotlivými suverénními státy se přeorientovaly na boj s globálním terorismem. S tím souvisí celková reorganizace armádních struktur a především redukce armádních kapacit. Nedílnou součástí tohoto procesu bylo právě rušení vojenských výcvikových prostorů. To pokračuje dodnes, navíc je umocněno táhnoucí se ekonomickou krizí a sním spojeným nedostatkem financí v armádních rozpočtech. Opouštění vojenských prostorů ale zároveň představuje největší nebezpečí pro tamější cenné biotopy a na ně vázaná živočišná společenstva (Zavadil et al. 2011; Vrba et al. 2012; Čížek et al. 2013). Když pozemky ve vojenských prostorech přejdou z armádního vlastnictví na jiný subjekt, čímž jsou nejčastěji obce, tamější biota je ohrožena především dvěma činiteli (Reif et al. 2011; Vrba et al. 2012; Čížek et al. 2013).

Prvním je celkový ekonomický rozvoj oblasti a s ním spojené negativní vlivy, před kterými byly vojenské prostory po dobu své aktivity uchráněny (Gazenbeek 2005; Reif et al. 2011; Čížek et al. 2013). Po jejich opuštění armádou je část pozemků přeměněna na zemědělskou půdu nebo uměle zalesněna a část je vyčleněna pro obytnou a průmyslovou výstavbu (Reif a Marhoul 2010; Vrba et al. 2012). Značné nebezpečí ukrývá skutečnost, že k zástavbě nejvíce lákají spoře zarostlé plochy, tedy ty nejcennější ve vojenských prostorech, které poskytují důležité biotopy pro ochránářsky významné druhy otevřené krajiny (Reif a Marhoul 2010).

Druhým nebezpečím plynoucím z opuštění vojenských prostorů je samotné ukončení vojenského výcviku (Zavadil et al. 2011; Vrba et al. 2012). To totiž zpravidla znamená i ukončení specifického disturbančního režimu na daném území. Na nevyužívaných plochách cvičišť započne sukcesní vývoj směrem ke klimatickému klimaxu a biotopy kdysi vzniklé a udržované vojenskou činností postupně zanikají. Z homogenizující se mozaiky biotopů

nejrychleji vymizí obnažená půda a řídké trávníky (Vrba et al. 2012; Čížek et al. 2013). S tím logicky souvisí i velmi rychlý ústup druhů vázaných na silně disturbované biotopy (Vrba et al. 2012). Z ptáků se to týká např. lindušky úhorní, chocholouše obecného (*Galerida cristata*) nebo bělořita šedého (Reif a Marhoul 2010). Z bezobratlých živočichů je tento negativní trend dobře pozorovatelný na motýlech. Nejvíce jsou zasaženy vzácné ranně sukcesní druhy, v minulosti zástupci výhřevných extenzivních pastvin. Jako příklad lze uvést modráška černoskvřnného (*Phengaris arion*), soumračníka mochnového (*Pyrgus serratulae*) nebo vřetenušku čtverotečnou (*Zygaena punctum*) (Vrba et al. 2012). Málo zapojená vegetace je postupně nahrazena hustými porosty dřevin (Reif a Marhoul 2010). Tím může např. u ptáků dojít k nárůstu druhové bohatosti a po přechodnou dobu se zde mohou vyskytovat ochránářsky významné druhy, jako je pěnice vlašská nebo ťuhýk obecný (Reif a Marhoul 2010). Sukcese směrem k uzavřenému lesnímu porostu obývanému většinou běžnými druhy ptáků je ale nevyhnutelná (Reif a Marhoul 2010). Např. Schröpfer (in litt.) zopakoval po deseti letech ornitologický průzkum opuštěného vojenského cvičiště u Holýšova (srov. Schröpfer 1998). Změny se projevily nejen v druhovém složení tamějšího společenstva, ale především v abundancích jednotlivých druhů. Během deseti let došlo k úplnému vymizení skřivana lesního a k poklesu početnosti skřivana polního na zlomek původních hodnot. V obou případech jde o druhy vázané na ranně sukcesní biotopy. Naopak druhy křovinatých porostů, jako je ťuhýk obecný, budníček větší (*Phylloscopus trochilus*) nebo kos černý (*Turdus merula*), zaznamenaly prudký nárůst početnosti.

Ochranářská hodnota a celková biodiverzita vojenských prostorů závislá na heterogenní mozaice různě sukcesně starých biotopů se tedy po ukončení výcviku postupně snižuje (Reif et al. 2011; Zavadil et al. 2011; Vrba et al. 2012). Na druhou stranu výzkumy fauny opuštěných vojenských prostorů ukazují, že jejich biodiverzita je stále velmi vysoká (IUCN 1996; Schröpfer 1998; Šťastný a Bejček 2000, Reif et al. 2011; Čížek et al. 2013). Většina z nich však probíhala na cvičištích, které nebyly opuštěny déle než 20 let. A tato doba byla pravděpodobně příliš krátká na to, aby se dostatečně změnila vertikální i horizontální členitost tamního prostředí. Biotopy totiž stále zahrnovaly různá sukcesní stádia vegetace od travinných porostů až po uzavřený les. Heterogenita prostředí alespoň v hrubém měřítku tedy byla pořád zachována. Je však otázkou, jak dlouho tento příznivý stav vydrží. Dynamika sukcesních změn bude nepochybně do značné míry ovlivněna intenzitou disturbancí, ke kterým na daném cvičišti docházelo. Silně disturbovaná stanoviště budou vykazovat vysokou míru heterogenity po delší dobu než ta, která byla narušována jen lehce. Obecně by ale velký zlom v podílu ptáků otevřené krajiny a v celkové biodiverzitě vojenských prostorů mohl

nastat po vymizení travinných porostů s roztroušenými křovinami a jejich náhradě souvislým křovinným porostem. Heterogenita na jemnější škále zanikne pravděpodobně mnohem rychleji. Např. rozdíl v biotě mezi místem dopadu granátu, kde zůstane jen obnažená půda, a jeho bezprostředním okolím porostlým bylinnou vegetací se setře nejspíše už během jedné nebo dvou vegetačních sezón. Tato jemná heterogenita se tudíž ztratí záhy po ustání vojenského disturbančního režimu.

Jelikož vojenské výcvikové prostory fungují jako významná refugia biodiverzity v současné krajině a zároveň jsou ohroženy několika již výše popsanými faktory, je zde dobrý důvod k jejich ochraně. Ten je podporován také skutečností, že vojenské prostory tvoří podle Reifa et al. (2011) jakousi celoevropskou síť stanovišť významných pro ochranu ptáků. Vzhledem k tomu, že téměř každý stát má vlastní ozbrojené složky, lze ale oprávněně předpokládat, že tato síť nebude omezena jen na evropský kontinent a bude alespoň do jisté míry přítomná i v jiných částech světa. A pravděpodobně nebude významná pouze pro ochranu ptáků, ale i pro ostatní skupiny organismů.

Při úvahách o ochraně vojenských prostorů by se však mělo rozlišovat mezi aktivními a opuštěnými. Zatímco jako refugia biodiverzity fungují oba typy, hlavní ohrožující faktory, tzn. ukončení vojenského výcviku a možný následný ekonomický boom, se týkají v podstatě jen těch opuštěných. Nutnost ochrany je tedy v jejich případě téměř nezpochybnitelná. Značně diskutabilní je však smysl ochrany stále aktivních vojenských prostorů. Kromě absence zmíněných ohrožujících faktorů shledávám další dva důvody činící jejich ochranu problematickou. Prvním je fakt, že v aktivních vojenských prostorech, kde probíhá výcvik prakticky bez vlivu ochránářských požadavků, dosahuje biodiverzita i počet ochránářsky významných druhů často velmi vysokých hodnot (Roleček 1999; Althoff et al. 2004; Warren a Büttner 2008a; Warren a Büttner 2008b). Druhým důvodem je skutečnost, že jen obtížně budou prosazovány zájmy ochrany přírody na úkor zájmů obrany státu v prostorech, které jsou v majetku armády a které jsou primárně určeny pro živelný, z venku nekontrolovaný vojenský výcvik. Přesto si myslím, že velice přínosné je zařazení cenných aktivních vojenských prostorů do soustavy chráněných území Natura 2000. S tím totiž souvisí povinnost zavést pravidelný monitoring ochránářsky významných fenoménů na jednotlivých lokalitách. A u tak cenných stanovišť, jakými jsou vojenské prostory, je potřebné mít přehled o vývoji tamější bioty, aby v případě nutnosti mohly orgány pověřené ochranou přírody adekvátně zasáhnout. Ty by také vždy měly usilovat o dohodu se zástupci armády, která by vedla k přerušování, resp. přesunutí, vojenského výcviku, pokud by jí byl nějaký mimořádně vzácný fenomén ohrožen. Např. po zaházení dytíka úhorního na tankové střelnici by bylo

vhodné, aby orgány ochrany přírody iniciovaly dohodu s armádou o přerušení výcviku na této konkrétní ploše.

V současné době je už mnoho vojenských prostorů v Evropě a Severní Americe nějakým způsobem chráněno (Gazenbeek 2005; Benton et al. 2008). Velmi názorné je jejich pokrytí soustavou Natura 2000 v zemích Evropské unie. Např. Dánsko zahrnuje do této soustavy 45 % armádou využívaných území, Nizozemsko 50 % a Belgie dokonce 70 % (Gazenbeek 2005). U nás se na území pěti aktivních vojenských újezdů rozkládají tři ptačí oblasti (PO Doupovské hory, PO Boletice a PO Libavá) a 11 evropsky významných lokalit (Seidl 2008). Stále však pozornosti orgánů ochrany přírody unikají opuštěná maloplošná vojenská cvičiště (Reif et al. 2011). Zatímco tedy velké vojenské újezdy nějakému typu ochrany již často podléhají, bývalá maloplošná cvičiště jsou zpravidla opomíjena. Navzdory velmi malé rozloze je ale jejich ochranný význam nezanedbatelný, navíc umocňovaný jejich značnou početností (Reif et al. 2011; Čížek et al. 2013). S ohledem na to Reif et al. (2011) volají po urychlené ochraně těchto stanovišť, obzvláště těch nejcennějších a nejvíce ohrožených.

Stále však zůstává předmětem diskuzí, jaký management by měl být ve vojenských prostorech po jejich opuštění armádou aplikován. Pro zachování výjimečné bioty těchto stanovišť je totiž naprosto nezbytné, aby zvolený management dostatečně suploval předchozí vojenský disturbanční režim, a tím udržoval heterogenní mozaiku různě sukcesně starých biotopů (Jentsch et al. 2009; Reif et al. 2011; Čížek et al. 2013). Vzhledem k charakteru vojenských prostorů se kromě vyřezávání dřevin a sečení travních porostů nabízí i mnoho neobvyklých způsobů managementu (Reif a Marhoul 2010). Jde např. o provozování jízd terénních automobilů a čtyřkolek, motokrosu, vyjížděk na koni, paintballu nebo přehlídek vojenské historické techniky (Reif a Marhoul 2010; Zavadil et al. 2011; Vrba et al. 2012; Čížek et al. 2013). Tyto aktivity by velice věrohodně napodobovaly vojenské disturbance a zároveň by nezatěžovaly finanční rozpočet orgánů pověřených ochranou přírody (Vrba et al. 2012). Nepochybně by též přispěly k zvýšení prestiže ochrany přírody mezi širokou veřejností (Vrba et al. 2012). Koncentrace těchto činností do vojenských výcvikových prostorů by také potěšila vlastníky pozemků, na kterých jsou tyto aktivity nelegálně provozovány. Čížek et al. (2013) navíc doporučují reintrodukovat na území bývalých vojenských prostorů velké býložravce. Všechna zmíněná managementová opatření by pomáhala zachovat vysokou heterogenitu krajiny vojenských prostorů, a tím pádem by i udržovala obrovskou biodiverzitu, která je na této heterogenitě závislá. Uvedená managementová opatření ale představují pouze možnosti, kterých lze ve vojenských prostorech využít. Jejich realizaci do praxe musí vždy

předcházet podrobný výzkum, který ukáže, jaký management by měl být na dané ploše prováděn. Volbu konkrétních opatření totiž velmi ovlivní výchozí stav zájmové plochy a především účel, za kterým bude management aplikován. Některé zásahy by totiž pro dosažení určitého cíle mohly být nedostatečné, jiné naopak příliš intenzivní a zničující.

Je ale třeba se zabývat také otázkou, zdali je vůbec vhodné a potřebné, nějak do přirozeného sukcesního vývoje daného území zasahovat. Zda by při téměř všudypřítomném vlivu člověka na okolní prostředí nebylo na místě, alespoň tyto plochy ponechat tzv. bezzásahové. Při uvážení jejich značné biologické a ochránářské hodnoty a zároveň čistě antropogenního původu by dle mého názoru však bylo chybou, tato stanoviště ponechat spontánní sukcesi a pouze přihlížet postupnému zániku těchto unikátních refugií biodiverzity. Nejprínosnější by ale mohl být přístup, který by kombinoval bezzásahovost s aktivním managementem v rámci jednoho vojenského prostoru. Určité části daného území by byly ponechány spontánnímu vývoji a na zbytku by naopak byla sukcese uměle blokována. Takovýto kombinační přístup by mohl vést k ještě pestřejší krajinné mozaice, než by vznikla aplikací pouze jednoho z nich.

7. Závěr

Ještě v nedávné minulosti byly vojenské výcvikové prostory považovány za území, která armáda živelným výcvikem naprosto zničila, a tedy připravila o jakoukoliv přírodní hodnotu. S přibývajícimi floristickými a faunistickými průzkumy těchto stanovišť však vyšlo najevo, že hostí překvapivě velký počet chráněných, vzácných a ohrožených druhů a celkově vysokou míru biodiverzity. Dnes už se nepochybuje o tom, že vojenské výcvikové prostory představují významná refugia pro mnoho skupin organismů. Nejpodrobněji je tento fenomén popsán u rostlin, ptáků, obojživelníků a z bezobratlých živočichů především u motýlů. Některé skupiny živočichů však vojenská činnost výrazněji neovlivňuje, a některým dokonce škodí. Pravděpodobně málo ovlivněnou skupinou jsou např. vodní a mokřadní ptáci. Naopak skupinu živočichů, která je vojenskou činností ovlivněna spíše negativně, představují malí savci. A pak je řada skupin, o jejichž ovlivnění vojenskou činností je v současné době naprostý nedostatek informací. Zvláště překvapující je opomíjení plazů a velkých savců.

Biologická a ochránářská jedinečnost vojenských výcvikových prostorů plyne zejména ze dvou skutečností. Tou první je jejich uzavření před veřejností a před faktory, které měly zásadně negativní vliv na biodiverzitu nejen na evropském kontinentu. Ve vojenských prostorech je omezen volný pohyb osob, vyhnuly se intenzifikaci zemědělství, urbanizaci i větším zásahům do vodního režimu krajiny. Druhou skutečností stojící za jedinečností vojenských prostorů, a pravděpodobně tou významnější, je samotný vojenský výcvik. Jeho důsledkem totiž ve vojenských prostorech vzniká velice heterogenní mozaika biotopů ležících podél téměř celého sukcesního a disturbančního gradientu. Nalezneme zde tedy kontinuum biotopů od obnažené půdy, přes travinné a křovinné porosty až po klimaxové lesy. A tuto heterogenost biotopů odráží právě vysoká biodiverzita, která je pro vojenské prostory tak často typická.

Pokud je však vojenský prostor armádou opuštěn, přicházejí faktory, které cennou biotu těchto stanovišť značně ohrožují. Jde především o poměrně rychlý postup spontánní sukcese a rozvoj ekonomických aktivit v dané oblasti. Vzhledem k cennosti a zároveň ohrožení opuštěných vojenských prostorů je tedy vhodné tato stanoviště nějakým způsobem chránit. V první řadě je potřeba uměle udržovat heterogenní mozaiku biotopů a blokovat postup spontánní sukcese. Za tímto účelem lze využít celou řadu tradičních i méně obvyklých způsobů managementu.

8. Seznam použité literatury²

- ALTHOFF, D. P., RIVERS, J. W., PONTIUS J. S., GIPSON, P. S., WOODFORD, P. B. A comprehensive approach to identifying monitoring priorities of small landbirds on military installations. *Environmental Management*. 2004, **34**, 887-902. ISSN 1432-1009.
- APPELT, M., POETHKE, H. J. Metapopulation dynamics in a regional population of the bluewinged grasshopper (*Oedipoda caerulescens*; Linnaeus, 1758). *Journal of Insect Conservation*. 1997, **1**, 205-214. ISSN 1572-9753.
- ASKINS, R. A., CHÁVEZ-RAMÍREZ, F., DALE, B. C., HAAS, C. A., HERKERT, J. R., KNOPF, F. L., VICKERY, P. D. Conservation of Grassland Birds in North America: Understanding Ecological Processes in Different Regions. *Ornithological Monographs*. 2007, **64**, 1-46. ISSN 1941-2282.
- BATTIN, J. When good animals love bad habitats: Ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology*. 2004, **18**, 1482-1491. ISSN 0888-8892.
- BEJČEK, V., SKLENIČKA, P., ŠŤASTNÝ, K. Lze využít přirozenou sukcesí při rekultivaci výsypek? *Veronica*. 2006, **20**, 1-4. ISSN 1213-0699.
- BENEŠ, J., KEPKA, P., KONVIČKA, M. Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conservation Biology*. 2003, **17**, 1058-1069. ISSN 0888-8892.
- BENTON, N., RIPLEY, J. D., POWLEDGE, F., eds. *Conserving Biodiversity on Military Lands: A Guide for Natural Resources Managers*. Arlington (Virginia): NatureServe, 2008. ISBN 0-9711053-8-3.
- BOND, W. J., WOODWARD, F. I., MIDGLEY, G. F. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*. 2005, **165**, 525-538. ISSN 1469-8137.
- CEREZO, A., CONDE, M. C., POGGIO, S. L. Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland. *Biodiversity and Conservation*. 2011, **20**, 2649-2667. ISSN 0960-3115.
- CLAVEL, J., JULLIARD, R., DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2011, **9**, 222-228. ISSN 1540-9295.
- COHN, J. P. New defenders of wildlife. *BioScience*. 1996, **46**, 11-14. ISSN 0006-3568.
- CROCI, S., BUTET, A., GEORGES, A., AGUEJDAD, R., CLERGEAU, P. Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach. *Landscape Ecology*. 2008, **23**, 1171-1186. ISSN 0921-2973.
- CULLY, J. F., WINTER, S. L. Evaluation of land condition trend analysis for birds on a Kansas military training site. *Environmental Management*. 2000, **25**, 625-633. ISSN 1432-1009.

² Položky označené * jsou tzv. sekundární neboli převzaté citace.

- ČÍŽEK, O., VRBA, P., BENEŠ, J., HRÁZSKÝ, Z., KOPTÍK, J., KUČERA, T., MARHOUL, P., ZÁMEČNÍK, J., KONVIČKA, M. Conservation Potential of Abandoned Military Areas Matches That of Established Reserves: Plants and Butterflies in the Czech Republic. *PLoS ONE*. 2013, **8**, e53124. doi:10.1371/journal.pone.0053124. ISSN 1932-6203.
- DOBONY, C. A., RAINBOLT, R. E. American Woodcock on Fort Drum Military Installation, New York. *Northeastern Naturalist*. 2008, **15**, 241-248. ISSN 1092-6194.
- DONOVAN, T. M., THOMPSON III, F. R. Modeling the ecological trap hypothesis: A habitat and demographic analysis for migrant songbirds. *Ecological Applications*. 2001, **11**, 871-882. ISSN 1051-0761.
- DRIGOT, D. An ecosystem-based management approach to enhancing endangered waterbird habitat on a military base. *Studies in Avian Biology*. 2001, **22**, 329-337. ISSN 0197-9922.
- ELLIS, E. C., RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2008, **6**, 439-447. ISSN 1540-9295.
- EVERSHAM, B. C., ROY, D. B., TELFER M. G. Urban, industrial and other manmade sites as analogues of natural habitats for Carabidae. *Annales Zoologici Fennici*. 1996, **33**, 149-156. ISSN 0003-455X.
- FUHLENDORF, S. D., HARRELL, W. C., ENGLE, D. M., HAMILTON, R. G., DAVIS, C. A., LESLIE, D. M. Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing. *Ecological Applications*. 2006, **16**, 1706-1716. ISSN 1051-0761.
- GAZENBEEK, A. *LIFE, Natura 2000 and the military*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2005. ISBN 92-894-9213-9.
- GIBSON, L., LEE, T. M., KOH, L. P., BROOK, B. W., GARDNER, T. A., BARLOW, J., PESES, C. A., BRADSHAW, C. J. A., LAURANCE, W. F., LOVEJOY, T. E., SODHI, N. S. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*. 2011, **478**, 378-381. ISSN 0028-0836.
- GONZALES, O. R. *Economic Development Assistance for Communities Affected by Employment Changes Due to Military Base Closures (BRAC)*. Washington D. C.: Congressional Research Service, 2011.
- GRAHAM, J. H., KRZYSIK, A. J., KOVACIC, D. A., DUDA, J. J., FREEMAN, D. C., EMLLEN, J. M., ZAK, J. C., LONG, W. R., WALLACE, M. P., CHAMBERLIN-GRAHAM, C., NUTTER, J. P., BALBACH, H. E. Ant community composition across a gradient of disturbed military landscapes at Fort Benning, Georgia. *Southeastern Naturalist*. 2008, **7**, 429-448. ISSN 1528-7092.
- GREEN, R. E., TYLER, G. A., BOWDEN, C. G. R. Habitat selection, ranging behaviour and diet of the stone curlew (*Burhinus oedicnemus*) in southern England. *Journal of Zoology*. 2000, **250**, 161-183. ISSN 1469-7998.
- HANSEN, A. J., SPIES, T. A., SWANSON, F. J., OHMANN, J. L. Conserving Biodiversity in Managed Forests. *BioScience*. 1991, **41**, 382-392. ISSN 0006-3568.
- HARTLEY, M. J. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*. 2002, **155**, 81-95. ISSN 0378-1127.

- HERL, B. K., DOE III, W. W., JONES, D. S. Use of military training doctrine to predict patterns of maneuver disturbance on the landscape. I. Theory and methodology. *Journal of Terramechanics*. 2005, **42**, 353-371. ISSN 0022-4898.
- HIRST, R. A., PYWELL, R. F., MARRS, R. H., PUTWAIN, P. D. The resistance of a chalk grassland to disturbance. *Journal of Applied Ecology*. 2003, **40**, 368-379. ISSN 1365-2664.
- HOBBS, R. J., ARICO, S., ARONSON, J., BARON, J. S., BRIDGEWATER, P., CRAMER, V. A., EPSTEIN, P. R., EWEL, J. J., KLINK, C. A., LUGO, A. E., NORTON, D., OJIMA, D., RICHARDSON, D. M., SANDERSON, E. W., VALLADARES, F., VILA, M., ZAMORA, R., ZOBEL, M. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*. 2006, **15**, 1-7. ISSN 1466-822X.
- HOBBS, R. J., NORTON, D. A. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology*. 1996, **4**, 93-110. ISSN 1061-2971.
- HODAČOVÁ, D., PRACH, K. Spoil heaps from brown coal mining: Technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology*. 2003, **11**, 385-391. ISSN 1061-2971.
- HOFFMAN, T. Sandy Hook Proving Ground. In: *nps.gov* [online]. 16. 7. 2004 [cit. 28. 3. 2013]. Dostupné z: <http://www.nps.gov/gate/planyourvisit/upload/sh-proving-ground-sitebulletin-1.pdf>
- HOLEC, M., FROUZ, J. Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia*. 2005, **49**, 345-357. ISSN 0031-4056.
- *HOLECHEK, J. L., PIEPER, R. D., HERBEL, C. H. *Range management: principles and practices*. 5th ed. New Jersey: Prentice-Hall, 2003. ISBN 0130474754. ex WARREN et al. 2007.
- HORA, J., BRINKE, T., VOJTĚCHOVSKÁ, E., HANZAL, V., KUČERA, Z., eds. *Monitoring druhů přílohy I směrnice o ptácích a ptačích oblastí v letech 2005-2007*. 1. vyd. Praha: AOPK ČR, 2010. ISBN 978-80-87051-88-7.
- HOUSTON, S. T., DOE III, W. W. Characterization of munitions disturbance and contaminant loading. *Federal Facilities Environmental Journal*. 2005, **15**, 15-25. ISSN 1520-6513.
- IUCN. *Tanks and Thyme – Biodiversity in Former Soviet Military Areas in Central Europe*. Gland: IUCN, 1996. ISBN 2-8317-0337-9.
- JENTSCH, A., FRIEDRICH, S., STEINLEIN, T., BEYSCHLAG, W., NEZADAL, W. Assessing Conservation Action for Substitution of Missing Dynamics on Former Military Training Areas in Central Europe. *Restoration Ecology*. 2009, **17**, 107-116. ISSN 1061-2971.
- KADLEC, T., BENES, J., JAROSIK, V., KONVICKA, M. Revisiting urban refuges: Changes of butterfly and burnet fauna in Prague reserves over three decades. *Landscape and Urban Planning*. 2008, **85**, 1-11. ISSN 0169-2046.

- KLOUBEC, B., HORA, J. *Metodika monitoringu ptačích oblastí – Boletice*. Praha: AOPK ČR, 2006.
- KNOPF, F. L. Avian assemblages on altered grasslands. *Studies in Avian Biology*. 1994, **15**, 247-257. ISSN 0197-9922.
- KONVIČKA, M., BENEŠ, J., ČÍŽEK, L. *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. Olomouc: Sagittaria, 2005. ISBN 80-239-6590-5.
- KONVIČKA, M., MARHOUL, P., ČÍŽEK, O., ZÁMEČNÍK, J., VRBA, P., BENEŠ, J., REIF, J., KOPTÍK, J., HRÁZSKÝ, Z. Proč jsou vojenské prostory refugiem evropské biodiverzity? In: *Zoologické dny Praha 2010: sborník abstraktů z konference 11.-12. února 2010*. Brno: Ústav biologie obratlovců AV ČR, 2010, 120-121. ISBN 978-80-87189-07-8.
- KOPTÍK, J. Floristický a vegetační průzkum šesti opuštěných vojenských výcvikových prostorů v západních Čechách. *Erica*. 2011, **18**, 49-82. ISSN 1210-065X.
- KRAUSMAN, P. R., HARRIS, L. K., HAAS, S. K., KOENEN, K. K. G., DEVERS, P., BUNTING, D., BARB, M. Sonoran Pronghorn Habitat Use on Landscapes Disturbed by Military Activities. *Wildlife Society Bulletin*. 2005, **33**, 16-23. ISSN 1938-5463.
- KUBISA, V. Neznámý svět vojenských újezdů. In: *mvcr.cz* [online]. 2010 [cit. 14. 3. 2013]. Dostupné z: <http://www.mvcr.cz/clanek/neznamy-svet-vojenskych-ujezdu-974223.aspx>
- LUNDHOLM, J. T., RICHARDSON P. J. Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *Journal of Applied Ecology*. 2010, **47**, 966-975. ISSN 1365-2664.
- MATĚJŮ, J., ZAVADIL, V. Současné rozšíření listonoha letního (*Triops cancriformis*) a žábbronožky letní (*Branchipus schaefferi*) v Doupovských horách (Crustacea: Branchiopoda). In: *Sborník muzea Karlovarského kraje 20 (2012)*. Cheb: Muzeum Cheb, 2012, 231-240. ISBN 978-80-85018-80-6.
- MCKINNEY, M. L., LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*. 1999, **14**, 450-453. ISSN 0169-5347.
- MCCMAHON, B. J., PURVIS, G., WHELAN, J. The influence of habitat heterogeneity on bird diversity in Irish farmland. *Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*. 2008, **108**, 1-8. ISSN 2009-003X.
- MEFFERT, P. J., DZIOCK, F. What determines occurrence of threatened bird species on urban wastelands? *Biological Conservation*. 2012, **153**, 87-96. ISSN 0006-3207.
- MULWA, R. K., BÖHNING-GAESE, K., SCHLEUNING, M. High Bird Species Diversity in Structurally Heterogeneous Farmland in Western Kenya. *Biotropica*. 2012, **44**, 801-809. ISSN 0006-3606.
- PONS, P., LAMBERT, B., RIGOLOT, E., PRODON, R. The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. *Biodiversity and Conservation*. 2003, **12**, 1843-1860. ISSN 0960-3115.

- PRACH, K., HOBBS, R. J. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*. 2008, **16**, 363-366. ISSN 1061-2971.
- REIDSMA, P., TEKELBURG, T., VAN DEN BERG, M., ALKEMADE, R. Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2006, **114**, 86-102. ISSN 0167-8809.
- REIF, J., MARHOUL, P. Ptáci v opuštěných vojenských výcvikových prostorech v České republice: druhová skladba a ochránářská hodnota. *Sylvia*. 2010, **46**, 87-105. ISSN 1803-6791.
- REIF, J., MARHOUL, P., ČÍŽEK, O., KONVIČKA, M. Abandoned military training sites are an overlooked refuge for at-risk open habitat bird species. *Biodiversity and Conservation*. 2011, **20**, 3645-3662. ISSN 0960-3115.
- RIKSEN, M., KETNER-OOSTRA, R., VAN TURNHOUT, C., NIJSSEN, M., GOOSSENS, D., JUNGRIUS, P. D., SPAAN, W. Will we lose the last active inland drift sands of Western Europe? The origin and development of the inland drift-sand ecotype in the Netherlands. *Landscape Ecology*. 2006, **21**, 431-447. ISSN 0921-2973.
- RIVERS, J. W., GIPSON, P. S., ALTHOFF D. P., PONTIUS J. S. Long-term community dynamics of small landbirds with and without exposure to extensive disturbance from military training activities. *Environmental Management*. 2010, **45**, 203-216. ISSN 1432-1009.
- ROLEČEK, J. *Ptačí společenstvo nivy Odry ve VVP Libavá*. Olomouc, 1999. Diplomová práce. Univerzita Palackého, Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce Vlastimil Kostkan.
- ŘEHOUNEK, J., ŘEHOUNKOVÁ, K., PRACH, K., eds. *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. 1. vyd. České Budějovice: Calla, 2010. ISBN 978-80-87267-09-7.
- ŘEHOUNKOVÁ, K., PRACH, K. Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: A potential for restoration. *Restoration Ecology*. 2008, **16**, 305-312. ISSN 1061-2971.
- SANDERSON, E. W., JAITEH, M., LEVY, M. A., REDFORD, K. H., WANNEBO, A. V., WOOLMER, G. The Human Footprint and the Last of the Wild. *BioScience*. 2002, **52**, 891-904. ISSN 0006-3568.
- SANTOUL, F., FIGUEROLA, J., GREEN, A. J. Importance of gravel pits for the conservation of waterbirds in the Garonne river floodplain (southwest France). *Biodiversity and Conservation*. 2004, **13**, 1231-1243. ISSN 0960-3115.
- SEDLÁČEK, O., FUCHS, R., RIEGERT, J., MIKEŠ, V., STRNAD, M., KARLÍK, P., ŠKLÍBA, J., POLÁKOVÁ, S., VIK, L. Ptačí společenstva střelnic ve Vojenském výcvikovém prostoru Jince, střední Brdy. In: „Srdcem a rozumem“, 80 let České společnosti ornitologické: sborník abstraktů z celostátní ornitologické konference 22. až 24. září 2006, Mikulov na Moravě, zámek. Mikulov: Česká společnost ornitologická, 2006, 23.
- SEIDL, V. Natura 2000. *VLS: časopis zaměstnanců Vojenských lesů a statků ČR*, s. p. 2008, **3**, 14-15.

- SEVERINGHAUS, W. D., RIGGINS, R. E., GORAN, W. D. Effects of tracked vehicle activity on terrestrial mammals and birds at Fort Knox, Kentucky. *Transactions of the Kentucky Academy of Science*. 1980, **41**, 15-26. ISSN 1098-7096.
- *SHAW, R. B., KOWALSKI, D. G. *U.S. Army lands: a national survey, Technical Publication Series No. 96*. 1st ed. Fort Collins: Colorado State University, Center for Ecological Management of Military Lands, 1996. ex WARREN et al. 2007.
- SCHRÖPFER, L. Avifauna opuštěného vojenského cvičiště u Holýšova. *Erica*. 1998, **7**, 87-97. ISSN 1210-065X.
- SCHULZ, F., WIEGLEB, G. Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degradation and Development*. 2000, **11**, 99-110. ISSN 1099-145X.
- SIMON-REISING, E. M., HEIDT, E., PLACHTER, H. Life Cycle and Population Structure of the Tiger Beetle *Cicindela hybrida* L. (Coleoptera: Cicindelidae). *Deutsche entomologische Zeitschrift*. 1996, **43**, 251-264. ISSN 0012-0073.
- SMITH, M. A., TURNER, M. G., RUSCH, D. H. The effect of military training activity on eastern lupine and the Karner blue butterfly at Fort McCoy, Wisconsin, USA. *Environmental Management*. 2002, **29**, 102-115. ISSN 1432-1009.
- STEIN, B. A., KUTNER, L. S., ADAMS, J. S., eds. *Precious Heritage : The Status of Biodiversity in the United States*. New York: Oxford University Press, 2000. ISBN 0-19-512519-3.
- ŠÁLEK, M. Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology*. 2012, **49**, 1417-1425. ISSN 1365-2664.
- ŠÁLEK, M., HENDRYCHOVÁ, M., ŘEHOŘ, M. Breeding habitat of sparrowhawks, *Accipiter nisus* on spoil heaps after coal mining. *Acta Oecologica*. 2010, **36**, 197-201. ISSN 1146-609X.
- ŠKAPEC, L., ed. *Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČSFR 3*. 1. vyd. Bratislava: Příroda, 1992. ISBN 80-07-00402-5.
- ŠŤASTNÝ, K., BEJČEK, V. Analysis of bird communities in the former Soviet military training areas of Ralsko and Mladá (Czech Republic). *Bird Census News*. 2000, **13**, 145-155. ISSN 1381-5261.
- TERMAN, M. R. Natural links: naturalistic golf courses as wildlife habitat. *Landscape and Urban Planning*. 1997, **38**, 183-197. ISSN 0169-2046.
- TROPEK, R., KADLEC, T., HEJDA, M., KOCAREK, P., SKUHROVEC, J., MALENOVSKY, I., VODKA, S., SPITZER, L., BANAR, P., KONVICKA, M. Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering*. 2012, **43**, 13-18. ISSN 0925-8574.
- TROPEK, R., KADLEC, T., KARESOVA, P., SPITZER, L., KOCAREK, P., MALENOVSKY, I., BANAR, P., TUF, I. H., HEJDA, M., KONVICKA, M. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*. 2010, **47**, 139-147. ISSN 1365-2664.

- TROPEK, R., KONVIČKA, M. Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blanksy Les Mts, Czech Republic. *Land Degradation and Development*. 2008, **19**, 104-114. ISSN 1099-145X.
- TROPEK, R., ŘEHOUNEK, J., eds. *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management*. 1. vyd. České Budějovice: ENTÚ BC AV ČR, Calla, 2012. ISBN 978-80-86668-20-8.
- TRUMBULL, V. L., DUBOIS, P. C., BROZKA, R. J., GUYETTE, R. Military Camping Impacts on Vegetation and Soils of the Ozark Plateau. *Journal of Environmental Management*. 1994, **40**, 329-339. ISSN 0301-4797.
- TURNER, M. G., GARDNER, R. H., O'NEILL, R. V. *Landscape ecology in theory and practice*. 1st ed. New York: Springer-Verlag, 2001. ISBN 0-387-95122-9.
- VĚTVIČKA, V., HUSÁKOVÁ, J., SÁDLO, J. Terrae incognitae prohibita - vojenské výcvikové prostory a příroda. I. - Líc: Území zvláštním způsobem chráněná. *Ochrana přírody*. 1992, **47**, 35-40. ISSN 1210-258X.
- VRBA, P., ČÍŽEK, O., MARHOUL, P., ZÁMEČNÍK, J., BENEŠ, J., KONVIČKA, M. Opuštěné vojenské prostory jako významná refugia motýlí fauny. *Živa*. 2012, **5**, 251-254. ISSN 0044-4812.
- WALKER, L. R., ed. *Ecosystems of the World 16: Ecosystems of Disturbed Ground*. 1st ed. Amsterdam: Elsevier Science B. V., 1999. ISBN 0-444-82420-0.
- WARREN, S. D., BÜTTNER, R. Active military training areas as refugia for disturbance-dependent endangered insects. *Journal of Insect Conservation*. 2008a, **12**, 671-676. ISSN 1572-9753.
- WARREN, S. D., BÜTTNER, R. Relationship of endangered amphibians to landscape disturbance. *Journal of Wildlife Management*. 2008b, **72**, 738-744. ISSN 1937-2817.
- WARREN, S. D., HOLBROOK, S. W., DALE, D. A., WHELAN, N. L., ELYN, M., GRIMM, W., JENTSCH, A. Biodiversity and the heterogeneous disturbance regime on military training lands. *Restoration Ecology*. 2007, **15**, 606-612. ISSN 1061-2971.
- WEIDMAN, T., LITVAITIS, J. A. Are Small Habitat Patches Useful for Grassland Bird Conservation? *Northeastern Naturalist*. 2011, **18**, 207-216. ISSN 1092-6194.
- WHITECOTTON, R. C. A., DAVID, M. B., DARMODY, R. G., PRICE, D. L. Impact of Foot Traffic from Military Training on Soil and Vegetation Properties. *Environmental Management*. 2000, **26**, 697-706. ISSN 1432-1009.
- WOINARSKI, J. C. Z., ANDERSEN, A. N., CHURCHILL, T. B., ASH, A. J. Response of ant and terrestrial spider assemblages to pastoral and military land use, and to landscape position, in a tropical savanna woodland in northern Australia. *Austral Ecology*. 2002, **27**, 324-333. ISSN 1442-9985.
- WOINARSKI, J. C. Z., ASH, A. J. Responses of vertebrates to pastoralism, military land use and landscape position in an Australian tropical savanna. *Austral Ecology*. 2002, **27**, 311-323. ISSN 1442-9985.

YAMAURA, Y., ROYLE, J. A., SHIMADA, N., ASANUMA, S., SATO, T., TAKI, H., MAKINO, S. Biodiversity of man-made open habitats in an underused country: a class of multispecies abundance models for count data. *Biodiversity and Conservation*. 2012, **26**, 1365-1380. ISSN 0960-3115.

ZAVADIL, V., MERTA, L., ŠTAMBERGOVÁ, M. Listonozi (Crustacea: Notostraca) na území České republiky. In: *Zoologické dny Brno 2009: sborník abstraktů z konference 12.-13. února 2009*. Brno: Ústav biologie obratlovců AV ČR, 2009, 222. ISBN 978-80-87189-03-0.

ZAVADIL, V., SÁDLO, J., VOJAR, J., eds. *Biotopy našich obojživelníků a jejich management: metodika AOPK ČR*. Praha: AOPK ČR, 2011. ISBN 978-80-87457-18-4.