

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

DISERTAČNÍ PRÁCE

**Drobní zemní savci podél přirozených a antropogenních
krajinných bariér**

Mgr. Tomáš Bohdal

2011

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracoval samostatně na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedené literatury.

.....

V Českých Budějovicích 30.6. 2011

Školitel: doc. RNDr. František Sedláček, CSc.

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta

Poděkování

Rád bych poděkoval především školiteli Františku Sedláčkovi za jeho nezaměnitelný odborný a lidský přístup, metodické vedení a rady.

Jsem zavázán též Jiřímu Zikešovi, bez jehož pomoci, humoru a fyzické kondice při překonávání říčních bariér s vesly v rukou, bych jen obtížně zvládal terénní odchyty.

Za cenné rady a pomoc v laboratoři chci poděkovat Janu Zimovi. Za poskytnutý azyl v Laboratoři molekulární taxonomie Parazitologického ústavu AV ČR, v.v.i. též děkuji Miroslavu Oborníkovi.

Obzvláště děkuji své rodině za podporu a toleranci.

Mgr. Tomáš Bohdal

Disertační práce

PhD. Thesis

**Drobní zemní savci podél přirozených a antropogenních krajinných bariér – 150 stran
(Small terrestrial mammals along natural and anthropogenic landscape barriers –
150 pp.)**

Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Faculty of Agriculture, University of South Bohemia, České Budějovice

Anotace: Disertační práce shrnuje výsledky studia drobných zemních savců (Eulipotyphla, Rodentia) podél přirozených (vodní toky) a antropogenních (pozemní komunikace) krajinných bariér. Ukazuje na zajímavý fenomén odvodňovacích příkopů pozemních komunikací jako přechodného migračního prostředí, dále posuzuje úroveň lokomoční aktivity, míru strukturovanosti subpopulací a četnost překonávání vodních toků u vybraných druhů hlodavců. Svými výsledky přispívá k řešení problematiky vlivu těchto krajinných struktur na druhovou diverzitu, pozemní mobilitu či genetickou strukturu drobných zemních savců.

Annotation: The dissertation summarises the result of the study of small terrestrial mammals (Eulipotyphla, Rodentia) along natural (watercourses) and anthropogenic (road, highway) landscape barriers. It points to an interesting phenomenon of road drainage ditches as a transitional migration environment, further it assesses the level of locomotion activity, the rate of structure of subpopulations and the frequency of crossing watercourses in the case of selected rodent species. It contributes with its results to solving problems concerning the effect of these landscape structures on the species diversity, ground mobility or genetic structure of small terrestrial mammals.

Abstrakt

Krajina a přirozená prostředí živočichů jsou v současné době trvale degradována a strukturována působením lidské činnosti. Dochází tak ke vzniku krajinných bariér, které fragmentují krajinu na malá izolovaná území. Takto narušené habitaty mohou do značné míry ovlivňovat biologickou rozmanitost, přežívání a migrační potenciál druhů nebo snížit jejich genetickou diverzitu, v důsledku omezení genetického toku mezi populacemi. Antropogenní bariéry v podobě rozrůstajících se intravilánů obcí a měst, plošného mýcení lesních porostů, výstavby silnic a železničních tratí představují významný prvek narušující již tak heterogenní charakter krajiny. Naopak za přirozenou součást krajiny považujeme např. řeky, pohoří, jezera či mokřady, které jsou přírodním (environmentálním) typem bariér. Na druhé straně, habitaty podél vodních toků a pozemních komunikací mohou sloužit jako důležité migrační koridory, snižující negativní vlivy fragmentované krajiny. Vlivem krajinných bariér na populace a společenstva různých druhů se zabývala řada studií. Nicméně, vhodný modelový druh představují právě drobní zemní savci, především pro svou vysokou početnost, natalitu a rychlý růst.

Předkládaná studie zkoumá a porovnává vliv vodních toků a pozemních komunikací na druhovou skladbu a společenstva drobných zemních savců (Eulipotyphla a Rodentia), žijících v habitatech podél těchto bariér. Během čtyřletého průzkumu, uskutečněného v letech 2003 až 2006, bylo na deseti vybraných lokalitách (pět úseků vodních toků, čtyři silniční komunikace a jeden úsek dálniční komunikace) položeno 48 700 pastí v přepočtu na jednu noc a odchyceno celkem 1304 jedinců 14 druhů. Odchyty byly situovány na území jižních Čech a Českomoravské vysočiny. K odchytu byly použity živolovné, resp. zemní padací pasti, kladené v liniových transektech paralelně s vodními toky nebo pozemními komunikacemi. Odchytené druhy byly zpracovány standardním zoologickým způsobem, statisticky byly vyjádřeny např. kvantitativní a strukturální znaky zoocenózy, mobilita či populačně-genetické parametry vybraných druhů. U *Myodes glareolus* (Schreber, 1780) a *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) byla pomocí 8 mikrosatelitů analyzována úroveň genetické struktury. Bylo zjištěno, že: 1) Společenstva drobných zemních savců podél vodních toků, silniční a dálniční komunikace vykazovala v kontextu středoevropské krajiny spíše nadprůměrnou diverzitu. Druhová diverzita a ekvitabilita navíc rostla se stupněm bariéry, tedy šířkou vodního toku. 2) V odvodňovacích příkopech pozemních komunikací byl překvapivě zaznamenán vyšší počet druhů, nežli v přilehlých lesních porostech. 3) Eudominantními druhy u vodotečí byly *Apodemus flavicollis* a *Myodes glareolus*. Podél pozemních komunikací byl nejvýraznějším druhem *Sorex araneus*, v příkopech však jednoznačně dominoval *Microtus arvalis*. 4) Vyšší úroveň pozemní mobility byla zjištěna u *Apodemus flavicollis*. V případě *Myodes glareolus* byla prokázána vyšší míra mobility u samců. Korelace mezi mobilitou a šířkou vodního toku ale nebyla u těchto druhů nalezena. 5) V časovém rámci tří měsíců bylo zjištěno u *Apodemus flavicollis* překonání vodního toku až několik desítek metrů širokého. Širší vodoteče byly překonány pouze adultními jedinci, u úzkých toků převažovali jedinci subadultní. S šířkou vodního toku klesal exponenciálně počet jedinců, kteří byli schopni tuto bariéru překonat. Zvyšující se abundance překonávání toku

podporovala. 6) Subpopulace *Apodemus flavicollis* z břehů řeky Vltavy vykazovaly vysoký podíl imigrantů, ale zároveň se nelišily v distribuci a frekvenci alel. To může naznačovat překonávání řeky s následnou reprodukcí a roli říčního břehu jako intenzivně využívaného koridoru. 7) Naproti tomu subpopulace *Myodes glareolus* z říčních břehů se v distribuci a frekvenci alel lišily a vykazovaly zvýšený výskyt inbrídingu, což lze interpretovat jako vliv bariérového efektu řeky na tento druh.

Závěr: Hodnocení společenstev drobných zemních savců podél přirozených a antropogenních krajinných bariér z různých aspektů ukazuje, že toky široké řádově desítky metrů nemusí být zásadními bariérami a jejich překonávání, jak bylo výše naznačeno, je otázkou řádově měsíců. Nicméně u širokých vodních toků může docházet k vyšší míře genetické strukturovanosti a izolovanosti některých druhů. Na druhé straně, s rostoucí šířkou vodního toku dochází ke zvyšování druhové diverzity a vyrovnanosti společenstev, na které se podílejí mimojiné i habitaty podél vodotečí. Ty slouží nejen jako významná refugia, ale plní i funkci biokoridoru celé řady druhů. Obdobně jako odvodňovací příkopy, které jsou zajímavým fenoménem přechodného – migračního – prostředí, které může hrát významnou roli v současné fragmentované krajině.

Klíčová slova: Drobní zemní savci, *Apodemus flavicollis*, *Myodes glareolus*, bariéra, fragmentace habitatu, vodní toky, pozemní komunikace, mobilita, migrační koridor, odvodňovací příkopy, mikrosatelity, populačně-genetická struktura.

Abstract

At the present time, the landscape and habitats of animals are being permanently degraded and structured by the effects of human activities. This results in the creation of landscape barriers that fragment the landscape into small isolated territories. Habitats disrupted in this way may affect, to a considerable extent, the biological diversity, survival and migration potential of species or reduce their genetic diversity, as a result of limitation of the gene flow between populations. Anthropogenic barriers in the form of growing residential areas of villages and towns, area clearing of forest crops, construction of roads and railway lines represent a significant element that disrupts the already heterogeneous character of the landscape. On the contrary, the natural part of the landscape is considered to include rivers, mountain ranges, lakes and wetlands, which are a natural or environmental type of barriers. The effect of landscape barriers on populations and communities of various species has been the subject of a number of studies. However, a suitable model species is represented by small mammals, particularly for their high abundance, birth rate, and rapid growth.

The study presented explores and compares the effect of watercourses and roads on the species composition and communities of small terrestrial mammals (Eulipotyphla and Rodentia), living in habitats along these barriers. In the course of four-year research, conducted in the years 2003 to 2006, 48.700 trap-nights were undertaken and a total of 1.304 specimens of 14 species were captured in ten selected locations (five stretches of watercourses, four roads and one section of a highway). The trapping locations were situated in the territory of South Bohemia and the Bohemian-Moravian Highlands. Wooden live traps or pitfall traps were used for catching, laid in line transects in parallel to the watercourses or roads. Species captured were processed in a standard zoological way; e.g. quantitative and structural characters of zoocoenosis, mobility or population genetic parameters of selected species were statistically expressed. In the case of *Myodes glareolus* (Schreber, 1780) and *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834), the level of genetic structure was analysed by means of 8 microsatellites. It was found that: 1) The communities of small terrestrial mammals along watercourses, road and highway showed rather an above-average diversity in the context of Central European landscape. In addition, the species diversity and equitability grew with the level of a barrier, i.e. with the width of a watercourse. 2) Surprisingly, a higher number of species were recorded in road drainage ditches than in adjacent forest stands. 3) Eudominant species near streams were *Apodemus flavicollis* and *Myodes glareolus*. The most marked species along road and highway was *Sorex araneus*; however *Microtus arvalis* clearly dominated in ditches. 4) A higher level of ground mobility was found in *Apodemus flavicollis*. In the case of *Myodes glareolus*, a higher mobility rate was demonstrated in males. Correlation between mobility and the width of a watercourse was not found in these species though. 5) In the time frame of three months, *Apodemus flavicollis* was found to get across a watercourse up to several tens of meters wide. Wider streams were only crossed by adult specimens; subadult specimens were dominant in the case of narrow streams. The number of specimens that were able to get over this barrier decreased exponentially with the width of the watercourse. An increasing abundance supported getting across a stream. 6)

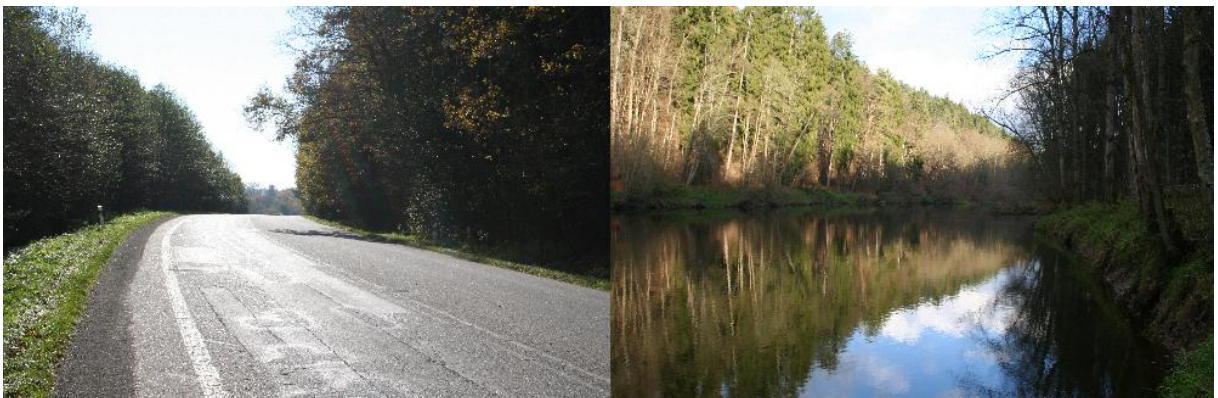
Subpopulations of the *Apodemus flavicollis* from banks of the River Vltava showed a high percentage of immigrants and do not differ in the distribution and frequency of alleles at the same time. This indicates frequent crossing of the river with subsequent reproduction and the role of the river bank as an intensively used migration corridor. 7) By contrast, subpopulations of the *Myodes glareolus* from the river banks differ in the distribution and frequency of alleles and, moreover, they showed an increased occurrence of inbreeding, which can be interpreted as the action of the river's barrier effect.

Conclusion: The evaluation of communities of small terrestrial mammals along natural and anthropogenic landscape barriers from various aspects shows that streams of a width in the order of tens of meters do not have to be fundamental barriers and crossing thereof, as indicated above, is a question of roughly months. Nevertheless, with wide watercourses there may be a higher rate of genetic structure and isolation of some species. On the other hand, an increasing width of a watercourse leads to an increase in species diversity and equitability of the communities, in which, inter alia, habitats along streams also participate. They serve not only as significant refuges but they also perform the function of a biocorridor for a great number of species. Similarly as drainage ditches, which are interesting phenomena of a transitional – migration – environment, which may play a significant role in the present-day fragmented landscape.

Key words: Small terrestrial mammals, *Apodemus flavicollis*, *Myodes glareolus*, barrier, habitat fragmentation, watercourses, roads, highway, mobility, movement corridor, drainage ditches, microsatellites, population-genetic structure.

Cíle disertace

- 1) Provéřít stav prostředí v odvodňovacích příkopech podél silnice a dálnice z hlediska výskytu drobných zemních savců.
- 2) Zhodnotit společenstva drobných zemních savců podél vodních toků.
- 3) Analyzovat populačně-genetické parametry vybraných druhů drobných zemních savců.
- 4) Upozornit na různý stupeň strukturovanosti či fragmentovanosti populací druhů v současné krajině.



Obsah

1. ÚVOD	1
1.1. Prostorová heterogenita současné krajiny	1
1.1.1. Fragmentace přirozeného prostředí (habitatu)	2
1.1.2. Plošky	3
1.1.3. Koridory	5
1.1.4. Matrice	9
1.2. Konektivita	10
1.3. Drobní savci jako modelový organismus	11
2. BARIÉRY V KRAJINĚ	12
2.1. Antropogenní (artificiální) bariéry	13
2.2. Přírodní (environmentální) bariéry	15
2.3. Identifikace bariér pomocí krajinné genetiky	17
2.3.1. Molekulární metody	18
2.3.1.1. Proteinové markery	19
2.3.1.2. DNA markery	20
2.3.2. Genetická diverzita fragmentované krajiny	23
3. MATERIÁL A METODIKA	24
3.1. Charakteristika studovaného území	24
3.1.1. Popis bioregionů	24
3.1.2. Charakteristika odchyťových lokalit	27
3.2. Způsob odchyty, determinace a značkování drobných zemních savců	37
3.3. Izolace DNA, polymerázová řetězová reakce (PCR) a fragment. analýza	41
3.4. Statistická analýza dat	44
4. VÝSLEDKY	50
5. DISKUSE	73
6. SOUHRN A ZÁVĚR	78
7. LITERATURA	80
8. ČLÁNKY	96

- 8.1. Článek I. – Bohdal T. & Sedláček F. Drobní zemní savci (Eulipotyphla, Rodentia) v odvodňovacím příkopu pozemních komunikací. (připraveno k zaslání do časopisu LYNX) 96
- 8.2. Článek II. – Bohdal T., Navrátil J. & Sedláček F. Drobní zemní savci podél vodních toků jako přirozených krajinných bariér. (**akceptováno**, EKOLÓGIA – BRATISLAVA) 121
- 8.3. Článek III. – Bohdal T., Zima J. jr., Hájková P., Oborník M. & Sedláček F. Ovlivňují vzorce chování u drobných savců úroveň genetického toku v krajině? (manuskript) 137

1. ÚVOD

1.1. Prostorová heterogenita současné krajiny

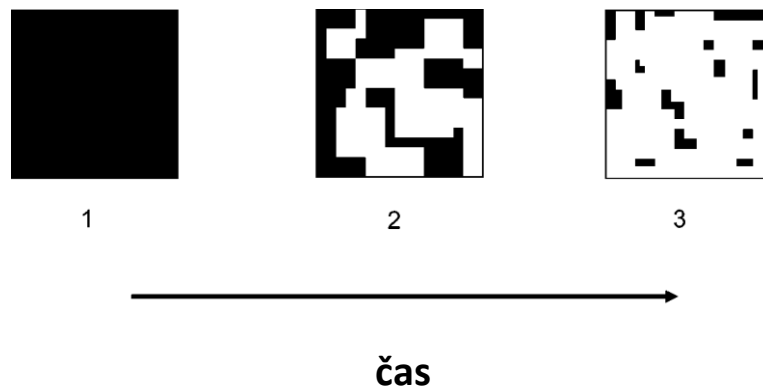
Jedním z faktorů určující strukturu a fungování populací a společenstev živočichů je míra prostorové heterogenity krajiny (Dobrowolski et al. 1993). Mnohé druhy nejsou vázány pouze na jeden biotop, ale pohybují se mezi stanovišti nebo žijí v hraničních oblastech, kde se dva biotopy setkávají. Pro tyto druhy je prostorová skladba a struktura krajiny v regionálním měřítku vysoce důležitá (Primack et al. 2001). Současná krajina je modifikována a fragmentována bariérami, které mohou mít vliv na populační strukturu mnoha druhů. Jde zejména o fragmentaci způsobenou antropogenními překážkami (silnice, železniční tratě, vodní kanály, atd.), které redukují původní území, zvyšují rozptýl znečišťujících látek a akustických emisí, ovlivňují lokální klimatické podmínky, vodní bilanci, krajinu a její využití (Jaeger 2000). Úbytek jednotlivých druhů je tedy způsoben interakcí exogenních a endogenních vlivů, které mohou mít za následek ztrátu přirozeného prostředí, degradaci a izolaci habitatů, změny v biologii, chování a druhové interakci, včetně ohrožení stochasticitou (Fischer & Lindenmayer 2007).

Pojem krajina je v odborných publikacích interpretován různými způsoby. Podle Formana & Godrona (1993) je krajina „heterogenní část zemského povrchu, skládající se ze souboru vzájemně se ovlivňujících ekosystémů, který se v dané části povrchu v podobných formách opakuje.“ Evropská úmluva o krajině pak definuje krajinu jako „část území vnímanou obyvateli, jejíž charakter je výsledkem působení přírodních a/nebo lidských činitelů a jejich vzájemných vztahů“ (Novotná et al. 2001). Krajiny lze rozčlenit na krajiny přírodní, vytvořené přírodními krajinotvornými pochody, které jsou složeny z přírodních prvků a složek, a krajiny kulturní, v nichž jsou přítomné i prvky antropogenní a velkou úlohu při jejich vzniku hrají socioekonomické krajinotvorné pochody (Demek 1999). Homogenní krajina vytváří jedincům po celé své ploše shodné životní podmínky (Dobrowolski et al. 1993). Stejnorodost krajiny ale narušuje celá řada vlivů (často antropogenních) a dochází k její heterogenitě. V našem prostředí je přírodní struktura krajiny téměř úplně zamaskovaná antropogenní strukturou, tj. velkými homogenními plochami orné půdy, trvalých travních porostů, druhotných lesů, sídel a továren (Demek 1999).

Struktura krajiny zahrnuje složení a prostorové uspořádání krajinných prvků jako jsou plošky, koridory a matrice (Forman & Godron 1993, Fahrig & Merriam 1994). Míru propojenosti mezi jednotlivými krajinnými složkami nazýváme konektivitou.

1.1.1. Fragmentace přirozeného prostředí (habitatů)

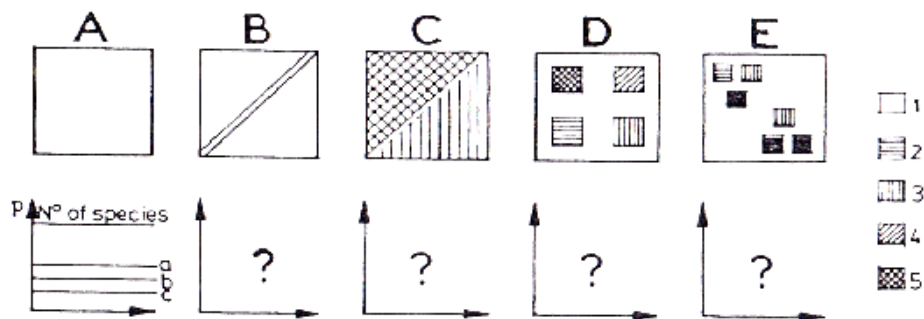
Fragmentace (habitatů) je definována jako proces, během něhož je velká rozloha stanoviště přeměněna na několik menších plošek s menší celkovou plochou, izolovaných od sebe navzájem okolní maticí (Wilcove et al. 1986 in Fahrig 2003). Proces fragmentace má vliv na redukci počtu stanovišť, zvýšení počtu plošek, zmenšení velikosti plošek a nárůst jejich izolovanosti (Fahrig 2003). Tento proces se enormně zvýšil v důsledku lidských disturbancí a změnami ve využívání krajiny (obr. 1.1). Vhodné biotopy získávají podobu „ostrovů“, které jsou obklopeny „mořem“ - nehostinnou krajinou, významně modifikovanou člověkem (Gaines et al. 1997). Fragmentace přirozených stanovišť, a s ní související dopad na ekosystém a úroveň krajinytvorných procesů, může mít proto devastující vliv na přirozené populace (Barrett & Peles 1999). Největší ohrožení savců v Evropě a ve zbytku světa pramení nejen z fragmentace přirozeného prostředí a znehodnocování stanovišť, ale také ze ztráty habitatů (Mortelliti et al. 2010).



Obr. 1.1 Proces fragmentace habitatů - černé plochy představují stanoviště, bílé znázorňují matici. (upraveno, Fahrig 2003)

1.1.2. Plošky

Jak již bylo uvedeno, současná heterogenní krajina sestává z plošek (či enkláv), které se odlišují svou kvalitou, velikostí a tvarem. Lze očekávat, že různé plošky v heterogenní krajině budou osídleny rozdílnými živočišnými populacemi a společenstvy (obr. 1.2), nebo jejich částmi (Dobrowolski et al. 1993). Hlavními faktory disperse drobných savců jsou blízkost obsazených enkláv, velikost plošek a jejich izolovanost (Mortelliti et al. 2009), nebo také lokální hustota osídlení (Diffendorfer et al. 1999). Druhová diverzita drobných zemních savců signifikantně vzrůstá s velikostí plošek. Pro raně sukcesní druhy je proto velikost plošky významným faktorem (Yates et al. 1997). Na řadu drobných savců má vliv nejen velikost plošek, ale také vzdálenost mezi nimi (van Apeldoorn et al. 1992, van Apeldoorn et al. 1994). Vzdálenost mezi ploškami je proto považována za míru izolace plošek (Walker et al. 2003). Pohyb drobných savců mezi izolovanými ploškami může ale být, v porovnání s jejich maximální prostorovou aktivitou, relativně malý (Mabry & Barrett 2002). K největšímu rozsahu pohybové aktivity (jiné nežli migrační) dochází tehdy, když je velikost plošek větší než home range (Diffendorfer et al. 1999).



Obr. 1.2 Typy heterogenity vs. distribuce populací a společenstev živočichů; P = pravděpodobnost výskytu živočišných populací a společenstev s odlišnými vlastnostmi, a-c = vlastnosti populace, 1-5 plošky (enklávy) různých habitatů, A = homogenní krajina, B = homogenní krajina rozdělená bariérou a C-E heterogenní krajiny. (Dobrowolski et al. 1993)

Plošky (podle Formana & Godrona 1993) je možno dělit podle jejich původu nebo mechanismů, které je vytvářejí:

a) Plošky vzniklé narušením

Vytvářejí se disturbancí malého území v krajinné matici, zpravidla zemními sesuvy, přemnožením býložravců, sešlapem velkými savci, mýcením lesa, povrchovou těžbou uhlí, vypalováním trávy a mnoha dalšími změnami. Takto vzniklé plošky většinou mizí nejrychleji, pokud nedochází k chronickým nebo k opakovaným narušením (např. pravidelné záplavy). Dynamika druhů: zpočátku se velikost populace jednotlivých druhů rychle mění, obvykle se prudce zmenší odumřením a poškozením jedinců v důsledku narušení. Některé druhy zpravidla lokálně vyhynou (extinkce), jiné druhy narušení přežívají bez problémů a zůstávají ve zmenšených populacích nebo i v dormantních formách, např. semena, spory, vajíčka nebo cysty. Druhým typem reakce, která obvykle rychle následuje, je drastická změna ve velikosti populací mnoha přežívajících druhů. Velikost populací roste tak, že bohatě vyrovná počáteční ztrátu. Třetí bezprostřední reakcí je imigrace, do plošky se šíří druhy, které tam dříve nebyly. Nově vytvořený prostor je kolonizován živočichy, semeny a sporami.

b) Zbytkové plošky

Tyto plošky vznikají díky rozsáhlým rušivým vlivům okolní krajinné matrice. Příkladem může být izolovaná skupina býložravců, kteří unikli invazi agresivních predátorů. Nebo hnízdiště pěnice na teplém svahu, kde mohou ptáci přežít občasně mrazíky, které by je jinde v okolí zahubily. Mezi zbytkovými ploškami a ploškami vzniklými narušením je jistá zřejmá podobnost. Oba typy vznikají narušením, buď přirozeně, nebo vlivem člověka. V obou případech se zpočátku podstatně mění velikost populace, nastává imigrace a vymizení a následuje sukcese.

c) Regenerující plošky

Připomínají zbytkové plošky, ale mají jiný původ. Vznikají tak, že v oblasti rozsáhle a trvale narušené přestane místně rušivý vliv působit, a proto může nastoupit sukcese. Jako příklad lze uvést nové „přirozené“ remízky v zemědělské krajině a nově chráněné ekosystémy v oblastech častých požárů založených člověkem. I když regenerující plošky jsou podobné zbytkovým ploškám, druhová dynamika během sukcese připomíná plošky vzniklé narušením.

d) Plošky zdrojů prostředí

Výše uvedené typy plošek vděčí za svou existenci narušení. Naproti tomu tento druh plošek se jeví jako relativně stálý a na narušení nezávislý. Příkladem může být rašeliniště, které tu zbylo po ústupu ledovce, mokřad ve vápencové krajině, koncentrace obojživelníků v pouštní oáze nebo zvláštní skupina hmyzích opylovačů ve vlhkém alpínském údolí. V mnoha případech poměrně ostře vyniká ekoton – přechodová zóna oddělující plošku a krajinou matrici. Často bývá značně široký a tvoří postupný přechod. V těchto stabilních ploškách sice probíhají dynamické procesy fluktuace, imigrace a vymizení v populaci, ale jen omezeně. Nevyskytuje se ani období oslabení, ani přizpůsobování, protože změny ve složení druhů jsou prostě normálními pochody mezi společenstvem plošky a okolní krajinou matricí.

e) Zavlečené plošky

Tato ploška vzniká tak, že lidé zavlečou do území určité organismy. Mechanismus připomíná trochu plošku vzniklou narušením, protože i v tomto případě se vytvoří ploška rušivým vlivem na malém území. Introdukované druhy pokaždé, ať už se jedná o živočichy, rostliny nebo člověka, ovlivní plošku velmi podstatně a trvale. Takové plošky jsou proto na Zemi nejvíce rozšířeny.

f) Obdělávané plošky

Při introdukci rostlin (např. obilná pole, monokultury lesa, arboreta) lidé vytvářejí tento typ plošek. V obdělávaných ploškách závisí dynamika druhů i směna plošek především na činnosti člověka. Jestliže například plošku nikdo neobhospodařuje, pronikají do ní druhy z okolní matrice a ploška postupně díky sukcesním změnám mizí, jako tomu bylo v případě plošek vzniklých narušením. S jediným rozdílem – zavlečené druhy např. ve stromových monokulturách mohou po dlouhou dobu dominovat, a tak brzdit sukcesní procesy.

1.1.3. Koridory

Přestože se většina empirických prací, týkajících se vlivu krajinné struktury na pohyb drobných savců, zaměřuje na výzkum koridorů je definice tohoto krajinného prvku poněkud diskutabilní (více Bennett 2003). Koridory můžeme definovat jako úzké pruhy země, které se liší od krajinné matrice na obou stranách. Koridory mohou tvořit jen izolované pásy, ale obvykle navazují na plošku s podobnou vegetací. Mohou se lišit svým vznikem, šířkou, stupněm propojenosti a křivolakostí, nebo také tím, zda je v nich vodní tok (Forman & Godron 1993). Svým výskytem jsou koridory důležité pro zmenšení efektu

fragmentace krajiny (Demek 1999). Vytváření nových koridorů ale může vést k dalšímu roztržení okolních habitatů (Eggers et al. 2009). U populací žijící v ploškách se předpokládá, že koridory mohou podporovat jejich pohybovou aktivitu, zvyšovat populační hustotu, tok genů a rekolonizaci zaniklých populací v ploškách (Mabry & Barrett 2002). Kontinuitu mezi izolovanými populacemi drobných savců může koridor usnadňovat, jednak dispersí jednotlivých živočichů mezi ploškami, nebo umožněním toku genů prostřednictvím rezidentních populací v koridorech (Bennett 1990). Nicméně, mnozí autoři se domnívají, že perzistence populací a větší četnost přesunů jedinců se odehrává prostřednictvím matrice (např. Beier & Noss 1998, Gascon et al. 1999). Liniové koridory (živé ploty) jsou důležité pro osídlení a disperzi drobných savců. Redukce živých plotů, spolu s rostoucí vzdáleností mezi nimi, mají dopad na pohyb a izolaci *Apodemus sylvaticus* (Zhang & Usher 1991). Tattersall et al. (2002) uvádějí větší preferenci liniových koridorů (živých plotů) u *Myodes glareolus*, kterými se šíří do sousedních habitatů. Mezi pásové koridory náležejí i dálnice. McDonald & St. Clair (2004) zjistili, že drobní savci *Peromyscus maniculatus*, *Microtus pennsylvanicus* a *Clethrionomys gapperi* preferují při překonávání dálnice krátké koridory s větším průměrem. Koridory ale mohou také působit jako ekologická past pro migrující druhy z vnitřních lesních prostor (Rich et al. 1994).

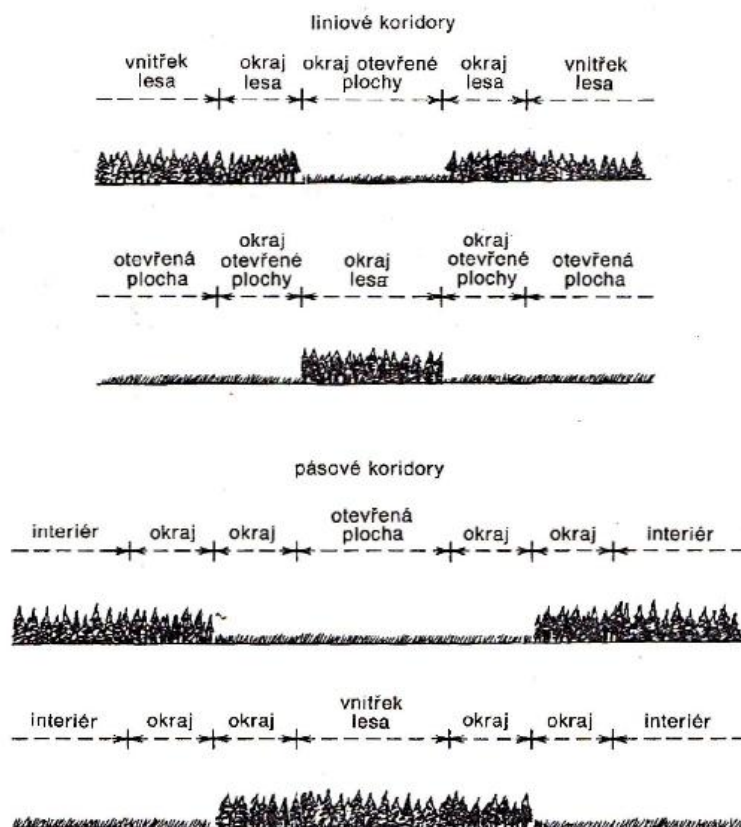
Koridory vznikají stejným způsobem jako plošky. Podle Formana & Godrona (1993) rozeznáváme:

- a) **koridory vzniklé narušením** jsou výsledkem působení rušivého vlivu v pásu (např. těžbou dřeva, železnicí nebo průseky pro energetické rozvody),
- b) **zbytkové koridory** vznikají narušením okolní matrice (např. pruh stromů ponechaný po mýcení lesa),
- c) **koridory zdrojů prostředí** jsou podmíněny heterogenní liniovou distribucí zdrojů prostředí v prostoru (např. koridory podél vodních toků, zvířecí stezky na úzkých hřebenech),
- d) **pěstované koridory**, patří sem například ochranné pásy kolem dálnic,
- e) **regenerující koridory** se vytvářejí zarůstáním pruhů v narušené ploše (např. živé ploty, vyrůstající podél ohrad nebo některé městské zelené pásy).

I když se koridory na Zemi značně různí, lze nalézt řadu strukturálních charakteristik společných mnoha typům. U většiny se prudce mění druhové složení od středu k okrajům. Většina má naprosto odlišné středové pásmo lemované dvěma postranními pruhy, které se mohou vzájemně podobat, což závisí na charakteru krajinných složek (voda v koridoru vodního toku, železniční koleje, vozovka dálnice aj.). Protože se koridor táhne v krajině v určité délce, liší se také jeden konec od druhého. Běžně existuje gradient, tzn., že podél koridoru se vyskytují postupné změny v druhovém složení a relativní abundanci. Gradient může odpovídat postupné změně prostředí nebo modelu kolonizace, extinkce, či může být výsledkem narušení (Forman & Godron 1993). Rozlišujeme tři základní typy struktury

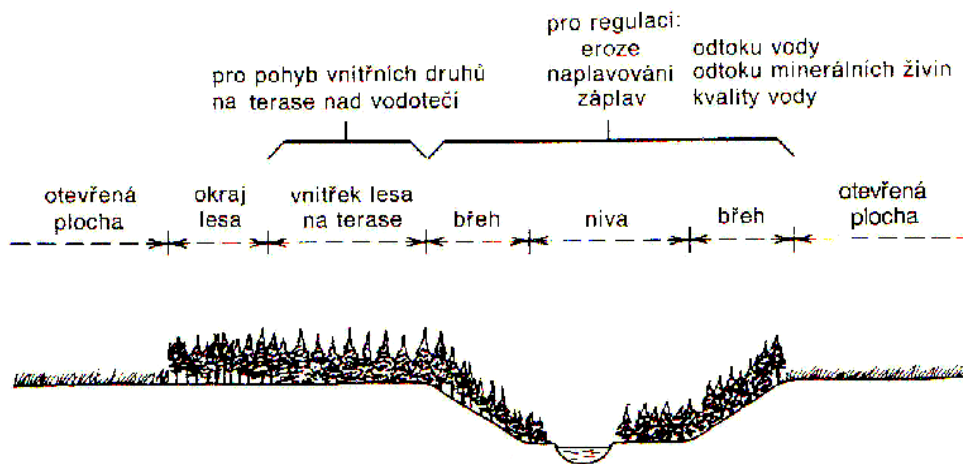
koridorů. Tyto koridory se mohou částečně překrývat. Například druhy okrajů se mohou pohybovat ve všech třech typech nebo široký koridor podél vodního toku se může chovat i jako pásový koridor pro pohyb druhů vnitřku plošek.

- a) **Liniové koridory** tvoří úzké pruhy a představují je silnice (včetně silničních krajnic nebo okrajů), železnice, hráze, kanály, vedení vysokého napětí (dálkové rozvody), meze, živé ploty, bylinné nebo křovinné pruhy pro lovnou zvěř (obr. 1.3). Ve všech těchto typech liniových koridorů žijí většinou druhy okrajů. Navíc mnohé z uvedených typů mají střední úsek poměrně holý bez vegetace a živočišstva, protože je tato část trvale narušována (především antropogenní činností).
- b) **Pásové koridory** jsou širší pruhy s okrajovým efektem na obou stranách a vlastním vnitřním prostředím (obr. 1.3). Základní rozdíl mezi liniovým a pásovým koridorem je v šířce a má významné ekologické důsledky. Tento typ koridorů je v krajině méně častý. Nejběžnějšími příklady jsou dálnice, široké pruhy lesa a široké pruhy pro vedení vysokého napětí. Mají tytéž charakteristiky jako liniové koridory, až na jejich střed se svébytným vnitřním prostředím.



Obr. 1.3 Porovnání liniových a pásových koridorů. (Forman & Godron 1993)

c) **Koridory podél vodních toků** jsou pásy vegetace lišící se od okolní matrice a doprovázející vodní toky (obr. 1.4). Tyto koridory porůstají břehy koryta toku, nivu, svahy navazující na nivu a část terasy nad těmito svahy. Proměnlivost šířky těchto koridorů od jednoho vodního toku k druhému, i v rámci jednoho systému vodního toku, má zásadní funkční význam. Koridory podél vodotečí (příbřežní vegetace) hrají roli při regulaci odtoku vody i toků minerálních živin. Plní také úlohu tras pro šíření terestrických živočichů a rostlin. Některé druhy využívají k šíření údolní nivu, mnoha druhům však vysoká půdní vlhkost a pravidelné záplavy nevyhovují. Dávají proto přednost prostředí terasy nad říčními břehy (Forman & Godron 1993). Přesto nivní krajiny podél řek představují - na rozdíl od mozaiky jiných krajín, kontinuum, které umožňuje šíření živočichů a rostlin od světového oceánu do nitra kontinentů (Demek 1999). Druhy se obvykle různí podle toho, jak vzrůstá řád toku, i když některé druhy je možno nalézt od toků prvního až k toku nejvyššího řádu. Také prostředí se mění, například rychlost průtoku a znečištění po proudu řeky, zvláště v zemědělské a urbanizované krajině. Důležitý je také průřez údolím toku. Toky protínající horninové podloží v horách mají příčný průřez údolím ve tvaru V, zatímco toky meandrující v téměř ploché krajině vytvářejí širokou nivu mezi dvěma břehy. Probíhající procesy, jako jsou záplavy, sucho, obrus ledem a usazování, napomáhají vytvářet v koridoru podél toku heterogenní prostředí. Druhy koridoru na břehu toku a nad ním se pochopitelně liší a reagují na podmínky nad tokem.



Obr. 1.4 Struktura a funkce koridoru podél vodoteče. (Forman & Godron 1993)

1.1.4. Matrice

Matrice je spolu s ploškami a koridory důležitou kategorií krajinných složek. Vyznačuje se následujícími charakteristikami:

- 1) má větší relativní plochu než jakýkoli typ krajinné složky v ní nacházející,
- 2) je nejspojitější částí krajiny,
- 3) hraje dominantní roli v dynamice celé krajiny.

Typ krajinné složky, jejíž výměra dominuje v celkové výměře, je možno považovat za krajinnou matici. Jestliže žádný z typů jasně nepřevládá, matrice je určena stupněm spojitosti. Pokud nerozhodne ani toto kritérium, je matrice určena na základě role, kterou hraje v celkové dynamice krajiny. Důležitou součástí matrice je její poréznost (porosity of landscape matrix), která se vyjadřuje hustotou plošek v krajině. Vnější hranice matrice jsou spíše konvexní než konkávní. Tvar hranice je použitelným indikátorem expanze nebo smršťování krajinných složek. Role sítí v krajině se projevuje nejvíce v typech průsečíků, v pravoúhlém uspořádání koridorů a ve velikosti oka sítě. Struktura většiny sítí je značně determinována lidskými vlivy, ačkoliv síť potoků a doprovodné zeleně, modelovaná erozí, je velice rozšířenou výjimkou (Forman & Godron 1993).

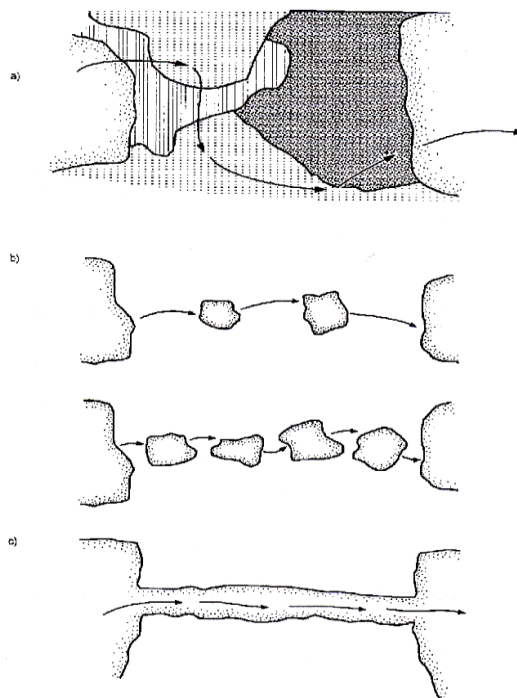
Některé krajiny jsou natolik heterogenní, že je velice obtížné rozeznat matici a jednotlivé plošky. Fischer & Lindenmayer (2007) ve své kompilační práci věnované fragmentaci habitatů a krajinným změnám uvádějí, že:

- 1) matrice může poskytovat habitat pro některé původní druhy, zejména pokud se strukturálně podobá zbytkové přirozené vegetaci,
- 2) zvýšení spojitosti krajiny, může vést k posílení konektivity biotopů těch druhů, jež jsou závislé na původní vegetaci,
- 3) matrice je důležitá v souvislosti s ploškami (enklávami) původní vegetace, které mohou být pozitivně nebo negativně ovlivňovány druhy v těchto enklávách.

Na rozdíl od četných studií, věnující se vlivu koridorů, byla malá pozornost soustředěna na pochopení vlivu matrice na pohyb živočichů, resp. drobných savců (např. Liro & Szacki 1987, Szacki & Liro 1991, Crist et al. 1992, Johnson et al. 1992).

1.2. Konektivita

Jak již bylo uvedeno v obecném popisu krajiny, spojitost vyjadřuje míru propojenosti mezi krajinnými složkami (obr. 1.5). Tento termín je vykládán mnohými autory různě. Pojem konektivita je používán k popisu vlivu prostorového uspořádání a kvality krajinných prvků na pohyb organismů mezi enklávami (ploškami) habitatů. Je nutné si uvědomit, že krajina je vnímána jednotlivými druhy odlišně, a tak se úroveň spojitosti liší mezi druhy i mezi společenstvy. V krajině nebo v oblasti s vysokou konektivitou se jedinci určitého druhu mohou volně pohybovat mezi vhodnými habitaty, jako jsou oblíbené typy vegetace sloužící k potravě nebo různé biotopy potřebné pro hledání potravy a úkryt. Jinak je tomu v krajině s nízkou spojitostí, v které jsou jedinci vážně omezeni pohybem mezi selektivními biotopy (Bennett 2003). Fischer & Lindenmayer (2007) rozlišují tři typy spojitostí - ekologickou konektivitu, konektivitu habitatu a krajinnou konektivitu. Vliv konektivity na pohyb drobných savců mezi ploškami v heterogenní krajině byl prokázán např. počítačovou modelací (Fahrig & Merriam 1985 in Peles et al. 1999).



Obr. 1.5 Spojitosti krajiny může být dosaženo dvěma způsoby: a) celkovou péčí o mozaikovitou krajinu, umožňující pohyb druhů, nebo (b, c) zachováním specifických habitatů, které napomáhají při pohybu přes nehostinné prostředí. Tyto habitaty mohou mít charakter (b) různě velkých vegetačních bloků, nebo (c) koridorů, zajišťujících kontinuální spojení s vhodnými biotopy. (Bennett 2003)

1.3. Drobní savci jako modelový organismus

Drobní savci jsou ideální taxonomickou skupinou pro pochopení ekosystému, struktury krajiny, krajinných procesů a vztahů, populační dynamiky nebo přežívání. Důvody (podle Barretta & Pelese 1999), které vedou mammaliology k využívání drobných savců jako modelového organismu jsou:

1. Známe detailní informace o biologii a přírodní historii celé řady drobných savců, a to zejména na úrovni organismu, populace a společenstva. Víme také o jejich nikách a úloze, kterou plní v ekosystémech chráněných luk, travních porostů a lesa.
2. U označených (identifikovaných) drobných savců můžeme monitorovat jejich způsob života či vzorce pohybu. Jsme schopni determinovat jejich přežívání, reprodukční úspěšnost, velikost home range nebo dynamiku hladiny úživnosti na úrovni společenstva a ekosystému. Studie využívající odchyt živolovnými pastmi nebo telemetrii (např. Stradiotto et al. 2009, Tioli et al. 2009) poskytly informace týkající se vlivu chování na disperzi a zdůvodnily, proč některé druhy preferují určitý typ ekosystému nebo enklávy. Tyto informace jsou důležité pro pochopení vlivu charakteru krajiny na dynamiku populací a společenstev drobných savců.
3. Vzhledem k tomu, že drobní savci obývají co do prostoru relativně malá území, mají krátký životní cyklus, obvykle větší počet mláďat, rychlý růst a mnohé druhy se v nepravidelných intervalech přemnožují, mohou drobní savci přispět k vysvětlení procesů kolonizace, disperze a stability.

Pro krajinnou, ekologickou či populační genetiku jsou proto vhodným modelovým organismem, kterým je možné, s využitím molekulárně genetických metod, řešit mnohé otázky z populační genetiky, fylogeneze, systematiky, behaviorální ekologie, fylogeografie aj.

2. BARIÉRY V KRAJINĚ

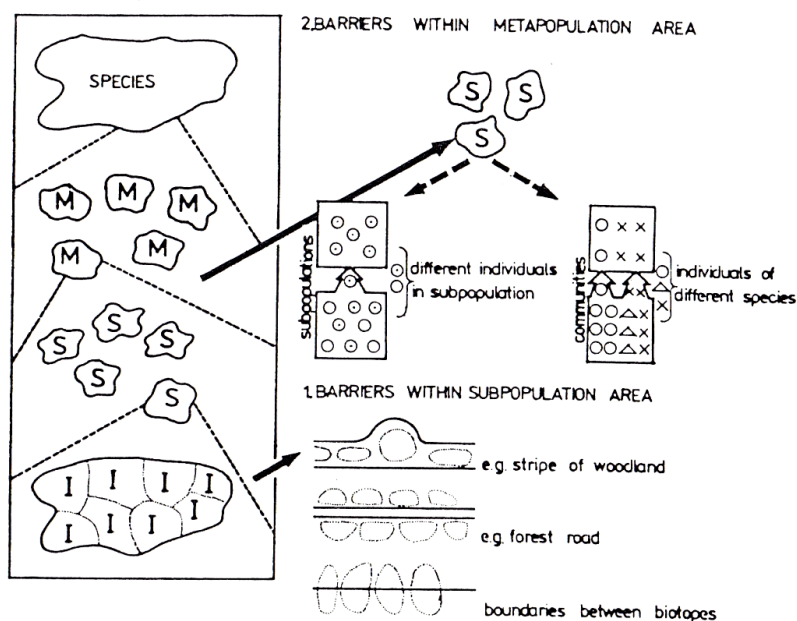
Ve velkých a stálých populacích se mohou zvířata volně pohybovat po celé ploše habitatu bez ohledu na ekologické nebo fyzické překážky. Ve fragmentované krajině ale může dojít k zabránění disperze, a to v závislosti na typu bariér a přítomnosti či absenci koridorů (Fahrig & Merriam 1985). Omezení disperze je výsledkem kombinace kvantitativních (šířka bariéry) a kvalitativních (druhová tolerance k bariéře) složek bariéry (Rodriguez et al. 1996). Typ a účinnost bariéry definují ve fragmentované krajině míru izolovanosti populace nebo části společenstva (Dobrowolski et al. 1993). Je-li ztížen pohyb ptáků nebo savců mezi fragmenty, je tím snížen i pasivní pohyb semen rostlin s jedlými plody – jejich distribuce je závislá právě na živočiších, kteří se těmito plody živí. Proto nebudou izolované fragmenty obývány mnoha druhy, které by zde za normálních podmínek mohli žít (Primack et al. 2001). Následkem fragmentace může dojít k poklesu populační denzity nebo k extinkci druhu tím, že se rozdělí celková populace na více subpopulací (Mills & Tallmon 1999). Výrazné omezení pohybu navíc brání toku genů mezi místními populacemi, což může mít za následek snížení lokální genetické diverzity. Nicméně, „bariérový efekt“ je u různých druhů odlišný (Kozakiewicz et al. 2009).

Podle Dobrowolského et al. (1993) můžeme bariéry klasifikovat také podle:

- vlivu na úrovni jedinců (bariéry na území populace),
- vlivu na úrovni populací nebo společenstev (bariéry uvnitř metapopulací),
- vlivu na úrovni metapopulací.

Bariéry na úrovni jedinců i přes jisté omezení v četnosti pohybů mohou být živočichy překonávány. Zde se uplatňuje vliv teritoriálního chování (tvar a velikost home range či teritoria) jedinců okupující oblast v blízkosti bariéry. Tento druh bariér populaci nerozbíjí, ale může ji rozdělit na části s mírně odlišnými vlastnostmi, jestliže se bariéra nachází v heterogenním prostředí (obr. 2.1).

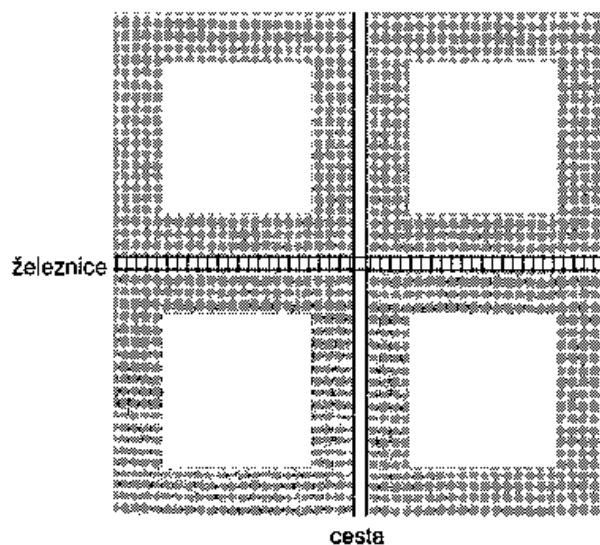
Bariéry na úrovni populací – tyto překážky výrazně limitují pohyb jedinců nebo druhů, navíc mohou mít selektivní vliv na jednotlivce či druhy, které je překonávají. Části populace separované bariérou (subpopulace) tvoří metapopulaci. I když jednotlivé subpopulace mohou vykazovat ekologické diferenciaci, měla by být metapopulace považována za ekologickou populaci, protože subpopulace mohou spolu interagovat. Vzájemné působení je realizováno pohybem jednotlivců přes bariéru, který může mít vliv jak na ekologickou strukturu, tak i na dynamiku jednotlivých subpopulací.



Obr. 2.1 Typy bariér a jejich vliv na populace a společenstva živočichů v různém prostorovém měřítku. Species – území obsazené druhem, M – území obsazené metapopulací, S – území obsazené subpopulací, I – území obsazené jednotlivci. (Dobrowolski et al. 1993)

2.1. Antropogenní (artificiální) bariéry

Jsou příznačným rysem kulturní krajiny (obr. 2.2). Vznikají vlivem lidské činnosti a mají často liniový charakter (např. silnice, dálnice, pole, vodní kanály, železnice, ploty, nadzemní potrubí, vodní díla, dálkové rozvody vysokého napětí aj.). Vliv antropogenních bariér na populace a společenstva savců byl předmětem celé řady studií.



Obr. 2.2 Silnice a železnice podstatnou měrou fragmentují původní habitaty a zvyšují celkovou délku ekotonu. Mohou též působit jako krajinné bariéry, limitující migrační a kolonizační potenciál jednotlivých druhů. (upraveno, podle Primack et al. 2001)

Silniční a dálniční stavby mají významný vliv na ztrátu biodiverzity, omezení pohybu mezi populacemi (Clark et al. 2001), zvýšenou mortalitu (Clevenger et al. 2003, Dodd et al. 2004), fragmentaci habitatu (Dickman 1987), okrajové efekty (Meunier et al. 1999, Delgado et al. 2001) a invazi exotických druhů (Gelbard & Belnap 2003). K zmírnění dopadu bariérového efektu na populace terestrických obratlovců přispívají různé typy přechodových prvků, např. propustky, nadjezdy a podjezdy (Yanes et al. 1995, Clevenger et al. 2001, Mata et al. 2005). Mezi další faktory ovlivňující pohyb savců patří objem dopravy (Clarke et al. 1998), charakter krajnice (Bellamy et al. 2000) či šíře silnic. Silnice stejné šířky ale mohou limitovat pohyb různých druhů drobných savců odlišně. Účinek bariéry tedy úzce souvisí s velikostí, pohyblivostí a chováním jednotlivých druhů (např. Bąkowski & Kozakiewicz 1988, Goosem 2001, McDonald & St. Clair 2004, Rico et al. 2007a).

Dálkové rozvody vysokého napětí způsobují fragmentaci volně žijících populací zejména inhibicí jejich pohybu a vyloučením z vhodných habitatů. To může mít vážné následky - redukci populací pod hranici životaschopnosti nebo dlouhodobou genetickou izolaci (Goosem & Marsh 1997). Vymýcená vegetace pro koridory vysokého napětí má vliv na pohyb drobných savců. Původní druhy rekolonizují fragmentovaný habitat 1,5 až 3,5 roku po zásahu (Clarke & White 2008).

Železniční tratě jsou lineární bariérou ovlivňující pohyb mnoha druhů. Mader et al. (1990) prokázali metodou opakovaného odchytu „efekt bariéry“ u členovců, kteří zřetelně preferovali pohyb paralelně s železniční tratí. Pouze 16 jedinců (9,8%) překonalo tuto překážku. Důležitým prvkem, obdobně jako u silnic, jsou průchody pod železničními

koridory. Drobní savci často využívají tento způsob překonávání bariéry. V porovnání s jinými obratlovci mají nejvyšší počet přeběhů (průměrně 37 na 100 průchodů/den). Dávají přednost propustkám s menším průsvitem, patrně z důvodu nižšího rizika predace (Rodriguez et al. 1996).

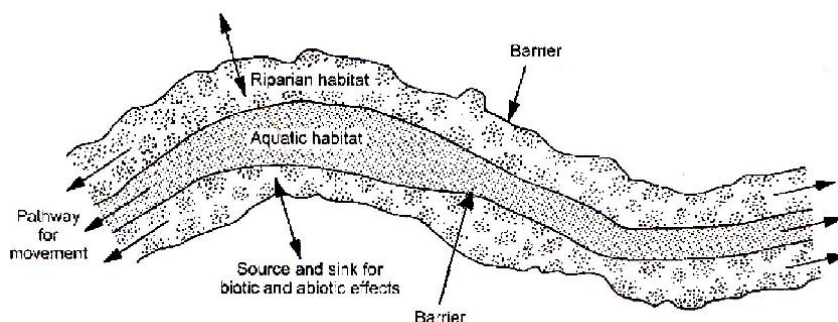
Vlivy **živých plotů, polí, lesíků a luk** na populace norníka rudého (*Myodes glareolus*), myšice křovinné (*Apodemus sylvaticus*) a dalších druhů hlodavců a hmyzožravců byly také studovány (např. Mader 1984, Fitzgibbon 1997, Bayne & Hobson 1998, Michel et al. 2006, Šinkūnas & Balčiauskas 2006, Michel et al. 2007).

2.2. Přírodní (environmentální) bariéry

Jsou přirozeným krajinným prvkem (řeky, potoky, jezera, mokřady, pohoří atd.). Spolu s přírodními událostmi v podobě záplav či sopečných erupcí, mohou způsobovat omezení v šíření a migraci živočišných druhů (Gerlach & Musolf 2000).

Pro drobné zemní savce může představovat překonání řeky, ale i malého vodního toku značné problémy, zatímco mobilnější terestriální druhy mohou tyto bariéry překonat bez obtíží. Na druhé straně, vodní a aluviální biotopy poskytují vhodné podmínky pro akvatické a semiakvatické druhy. Vliv bariéry se tak bude lišit v závislosti na mobilitě, plaveckých schopnostech, bionomii a specializaci druhu (Esher et al. 1978, Wolff 1999, Santori et al. 2008).

Pobřežní a vodní zóny nepředstavují pouze překážky (filtry) v disperzi, ale plní i funkci přirozených koridorů (obr. 2.3). Hranici mezi oběma zónami tvoří břehová vegetace, která je druhově velmi bohatá a strukturálně i floristicky se odlišuje od přilehlých biotopů. Svým mikrohabitatem a větším rozsahem potravní niky může mít zásadní vliv na místní druhovou diverzitu (Rosenberg et al. 1997, Bennett 2003), mj. i drobných zemních savců (Andersen et al. 2000).



Obr. 2.3 Pobřežní a vodní zóny: a) slouží jako habitat pro rostlinné a živočišné druhy, a také b) jako koridor pro pohyb živočichů z okolního prostředí, c) tyto zóny mohou též představovat migrační bariéru nebo filtr pro některé druhy živočichů, nebo c) mít zdrojový či propadový vliv. (upraveno, Bennett 2003)

Jedním z předpokladů Hypotézy **říčních bariér** je, že vzrůstající rozdíly by měly pozitivně korelovat s velikostí řeky (šířkou, průtokem, apod.). To znamená, že odlišnost by měla růst podél obou břehů řeky - od pramene k ústí. S rozšiřující bariérou by tak měl klesat potenciál překročení řeky (Hershkovitz 1977, Patton et al. 1994). Nicméně, je nutné mít na zřeteli přirozenou dynamiku říčních niv (přerušení meandru, vznik slepých ramen), kterou mohou jednotlivé taxony využít k pasivnímu přemístění na druhý břeh (Hershkovitz 1983 in Patton et al. 1994).

V podmínkách jižní Ameriky byla na velkých řekách realizována řada studií, které se věnovaly „**bariérovému efektu**“ řek. Pro drobného hlodavce *Mesomys hispidus*, nepředstavovala řeka (Gascon et al. 2000) či její ústí účinnou překážku v disperzi (Patton et al. 1994). U jiných obratlovců (tamarína *Saguinus fuscicollis*, ještěrky *Liolaemus monticola*) byl vliv bariéry potvrzen, u dalších (např. šípových žab *Epipedobates femoralis* a chameleona *Brookesia*) nikoliv (Peres et al. 1996, Loughheed et al. 1999, Lamborot et al. 2003, Hayes & Sewlal 2004, Townsend et al. 2009). V souvislosti s tímto územím se kromě efektu říčních toků též diskutuje vliv horských pásem, významně strukturující populace mnoha druhů.

Vliv řek na populační strukturu rejska obecného (*Sorex araneus*) a rejska malého (*Sorex minutus*) byl také předmětem několika studií. Horské řeky v ledovcové oblasti Savojských Alp nevykazovaly významný vliv na populační diferenciaci rejska obecného (Lugon-Moulin et al. 1996, Lugon-Moulin et al. 1999). Obdobná zjištění dokládá Zima (2008) v souvislosti s tokem řeky Vltavy. Naopak velká řeka Rhône, spolu s nevhodnými habitaty (suché svahy) a antropogenními změnami krajinných struktur, podporují genetickou diferenciaci populací rejska obecného (Lugon-Moulin & Hausser 2002). Široké řeky mohou být také zásadní překážkou v disperzi rejska malého (Zima 2008). Dalším modelovým druhem, který byl studován v kontextu říčních bariér, je norník rudý (*Myodes glareolus*). Tento potravní a stanovištní generalista byl předmětem německé studie (Gerlach & Musolf 2000), potvrzující bariérový vliv řeky Rýna a Bodamského jezera. Norská studie (Aars et al. 1998) detekovala u tohoto druhu signifikantní panmiktické odchylky na obou březích řeky. Walker et al. 2003 uvádějí, že sezonní pokles stavu vody v řece, spojený s obnažením kamenů dna, umožňuje volnou disperzi činčily (*Lagidium viscacia*). Řeka, vodní kanály a dálnice netvoří absolutní překážku v šíření srnce obecného (*Capreolus capreolus*), avšak kombinace několika krajinných prvků s nízkou propustností může vést k populační diferenciaci (Coulon et al. 2006). Vlivem vodotečí na genetickou strukturu ropušky (*Alytes muletensis*) a zpěvných ptáků se zabývali Kraaijeveld-Smit et al. (2005) a St. Clair (2003).

Ostrovny na **jezerech** a řekách, jakož i „ostrovní habitaty“ na pevnině, nejsou obvykle plně izolované a občasné migrace jedinců mezi nimi jsou možné. V tomto případě nabývá schopnost pohybu na dlouhé vzdálenosti zásadního významu (Klee et al. 2004, Kozakiewicz et al. 2009). Bariera, kterou tvoří přibližně 300 m široký pás vody mezi ostrovem a pevninou, je dostatečná k vytvoření genetické diferenciaci u *Apodemus flavicollis* a *Myodes glareolus* (Kozakiewicz et al. 2009). Důležitým prvkem jsou též

pobřežní zóny, sloužící nejen k migraci, ale také jako genofond ostrovních populací (Kozakiewicz 1987, Vignieri 2005).

Mokřady a říční nivy mohou také působit jako environmentální bariéra. Nicméně Ratkiewicz & Borkowska (2006) zjistili, že mokřady v severovýchodním Polsku jen mírně diferencují populace hraboše polního (*Microtus arvalis*). Naopak povodňové stavy ho ovlivňují značně, oproti *M. glareolus* a *A. flavicollis*, kteří prosperují i po velkých záplavách (Jacob 2003). Důležitými předpoklady pro opětovnou rekolonizaci drobnými savci jsou vegetační struktura a konektivita habitatů (Wijnhoven et al. 2005).

2.3. Identifikace bariér pomocí krajinné genetiky

Identifikace potenciálních překážek genetického toku je hlavním výzkumným zaměřením krajinné genetiky, která tak umožňuje kvantifikovat narůstající dopady konkrétní bariéry na distribuci druhů v krajině (Storfer et al. 2007), včetně jejich lokální adaptace (Manel et al. 2003). Krajinná genetiky je proto rychle se rozvíjející interdisciplinární obor, integrující přístupy z populační genetiky a ekologie krajiny (Holderegger & Wagner 2008). K tomuto sloučení přispěly současné inovace molekulárně genetických metod, v kombinaci s novými statistickými nástroji (např. geostatistikou, metodou maximální pravděpodobnosti, Bayesovskou analýzou) a výkonnými počítači. To umožňuje zkoumat interakce mezi vlastnostmi krajiny a mikroevolučními procesy, jako jsou tok genů, genetický drift a selekce. Dále určit skryté hranice (rozhraní), které bez zjevných příčin narušují tok genů napříč populacemi či detekovat sekundární kontakt mezi dříve izolovanými populacemi (Manel et al. 2003). V kontextu fragmentace habitatů jde zejména o posouzení toho, do jaké míry krajina usnadňuje pohyb organismů (Holderegger & Wagner 2008). Storfer et al. (2007) rozlišují tato základní výzkumná zaměření krajinné genetiky:

- kvantifikace vlivu proměnných v krajině na genetické změny,
- identifikace překážek v genetickém toku,
- určení zdrojové a propadové (source-sink) dynamiky a pohybových koridorů,
- pochopení prostorových a časových měřítek ekologického procesu,
- testování druhově-specifických hypotéz.

Jak již bylo naznačeno v textu, genotypy studovaných jedinců mohou být determinovány pomocí molekulárních metod (resp. vysoce variabilních markerů), které dokážou kvantifikovat vliv konkrétní překážky na genetický tok v krajině (viz. Molekulární metody). Tento způsob analýzy poskytuje exaktnější data nežli tradiční metoda zpětného odchyty značených jedinců (capture-mark-recapture, CMR), která je hojně aplikovaná v populační ekologii. CMR metoda využívá zpravidla **invazivního odběru vzorků** (např. tkáně z ušního boltce či prstu). Po označení je jedinec vypuštěn nazpět a dále sledován opakovanými odchty. CMR metoda ale může se stejnou spolehlivostí využívat i neinvazivní způsob získávání vzorků (více Petit & Valiere 2006). V současnosti, s ohledem na rychlé snižování početnosti některých druhů a ochranářskou strategii, je stále více používán tzv. **neinvazivní sběr vzorků**, který nevyžaduje kontakt se studovaným objektem. Je tedy zároveň **nedestruktivní**, protože odběr nevede k usmrcení zvířete. DNA můžeme získat ze vzorků krve, kůže, srsti, nehtů či drápů, peří, slin, moči, skořápek vajec, kostí ze sovích vývržků, či stále častěji z trusu (Zima et al. 2004).

2.3.1. Molekulární metody

Automatizace některých technických postupů (syntéza požadovaných fragmentů DNA, zjišťování proteinových a nukleotidových sekvencí) umožnila aplikaci molekulárních metod v masovém měřítku. Jiné inovace zase přinesly zjednodušení a zlevnění některých technik a tím i jejich rozšíření mezi spíše terénně zaměřenými biology. Molekulární metody tak pronikly do ekologie, systematiky, populační biologie, etologie a dalších biologických oborů (Zima et al. 2004). Základními nástroji používanými ke studiu genetické variability v populaci a mezi populacemi jsou genetické markery (znaky). Markery umožňují určit, jaké alely jsou přítomné v populacích. Proto jsou mimořádně užitečné při řešení široké škály otázek z ekologie a evoluce (Conner & Hartl 2004).

Používají se především:

- při studiu reprodukčních systémů,
- k měření genetického toku a populační struktury,
- při určování paternity u měření dědičnosti a samčí zdatnosti (fitness),
- při tvoření genetické mapy,
- v ochranářské biologii.

Mezi nejčastěji používané typy genetických markerů patří: **proteinové markery** - alozymy a **DNA markery** - polymorfismus délky restrikčních fragmentů (RFLP), polymorfismus náhodně amplifikované DNA (RAPD), polymorfismus délek amplifikovaných fragmentů (AFLP), sekvencování DNA, mikrosatelity (SSR) a jednonukleotidové polymorfismy (SNP).

Systemy markerů mohou být klasifikovány podle způsobu dědičnosti na dominantní (např. AFLP) a kodominantní (např. RFLP), podle počtu daných lokusů, které jsou detekovány – málo lokusů (např. alozymy) oproti mnoha lokusům (např. RAPD), podle počtu alel na dialelické (např. RAPD) versus multialelické (SSR), nebo podle snadnosti v používání na jednoduché (např. RAPD) a složité (např. AFLP). Některé systémy markerů jsou používány na určité analýzy. Mikrosatelity se často využívají pro detailní analýzu genetického toku v populacích, avšak stejně efektivně lze studovat i pomocí jiných typů markerů. Například PCR-RFLP a alozymové analýzy mohou být rovněž vhodné pro odhad genetické variability v populaci. Volba markerů musí být založena na hypotéze, která je testována, na vlastnostech markeru a na zdrojích, které jsou k dispozici pro výzkum (Lowe et al. 2004).

Dalším typem využití molekulárních metod je analýza mitochondriální DNA (**mtDNA**), která je vynikajícím markerem pro všechny nepřímé odhady genetického toku v populacích (Davies et al. 1999, Lowe et al. 2004)

2.3.1.1. Proteinové markery

Prvním molekulárním markerem využívaným v populační genetice byly proteiny. Tyto obvykle rozpustné enzymy se označují jako **alozymy**. Přestože jsou jednoduše detekovatelné, téměř vždy kodominantní a finančně dostupné, je zájem o tyto markery trvale klesající. Důvodem jsou především nízký počet detekovatelných alel na lokusu, absence fylogenetické informace a nutnost přístupu k čerstvému materiálu. U studií zaměřených na živočichy, alozymy téměř zcela ustoupily DNA markerům (Conner & Hartl 2004, Lowe et al. 2004).

Oba přístupy (analýzu alozymy i mikrosatelity) zvolili Ratkiewicz & Borkowska (2006) při zjišťování vlivu mokřadů na genetickou strukturu *Mictotus arvalis*. V obou případech spolu výsledky korespondovaly. Gębczyński & Ratkiewicz (1998) naopak analyzovali alozymovými markery úroveň genetického toku *Myodes glareolus* v biotopech listnatého a jehličnatého lesa.

2.3.1.2. DNA markery

Použití DNA má hned několik výhod (Zima et al. 2004) :

- můžeme studovat přímo genotyp, nikoli pouze jeho fenotypový projev,
- rozmanitost genomu nám poskytuje možnost volby takové sekvence, která je pro naše účely optimální,
- molekulární metody zpravidla umožňují jejich použití pro kterýkoli typ DNA,
- DNA lze připravit i z malého množství tkáně, je relativně stabilní a není nutno ji zmrazovat,
- molekulárními metodami můžeme studovat ohrožené druhy bez jakéhokoli kontaktu se studovanými objekty, včetně organismů dávno vyhynulých.

Tento typ markerů má velký potenciál pro výzkum procesů v krajině – genetický tok, migrace a disperse. Z těchto důvodů nám umožňují testovat funkční význam krajinné konektivity, vliv bariér a dalších krajinných prvků. Poskytují nám tedy informace o neutrální genetické diverzitě, ale nikoli o diverzitě adaptivní (Holderegger et al. 2006, Holderegger & Wagner 2008).

Současné molekulárně genetické analýzy používají zejména tyto typy DNA markerů:

Mikrosatelity

V populační genetice jsou mikrosatelity využívány především pro odhad genové diverzity a populační struktury (např. Slatkin 1995, Jarne & Lagoda 1996, Balloux & Lugon-Moulin 2002). Vzhledem k tomu, že vykazují vysoký počet alel na lokusu, jsou ideálním markerem pro analýzu toku genů (Lowe et al. 2004).

Jako mikrosatelity se označují krátké, tandemově se opakující jednoduché sekvenční motivy zpravidla o 2-6 bp (některé prameny uvádějí rozmezí od 1 po 8bp), vyskytující se ve všech dosud zkoumaných prokaryotických a eukaryotických genomech a to jak v kódujících, tak i nekódujících oblastech (Zima et al. 2004). Počet opakování základních nukleotidových jednotek obsažených v jednom mikrosatelitu se může lišit mezi dvěma homologními chromozomy jednotlivce i mezi jednotlivci v populaci. Mikrosatelity jsou označovány jako repetice jednoduchých sekvencí (**SSRs** – simple sequence repeats), nebo jako krátké tandemové repetice (**STRs** – short tandem repeats). Patří mezi

kodominantní a selektivně neutrální markery, které jsou lokalizované v jaderné DNA (Hardy et al. 2003, Conner & Hartl 2004).

Mezi nesporné výhody mikrosatelitů podle Zimy et al. (2004) patří:

1. vysoká proměnlivost, a to i u druhů prakticky monomorfních pro alozymové lokusy,
2. velká početnost a rozmístění po celém genomu,
3. kodominantnost alel a možnost jejich přesné identifikace,
4. jednoduchost analýzy (mikrosatelity lze poměrně snadno studovat pomocí PCR),
5. spojení PCR také umožňuje analýzu mikrosatelitů i u vymřelých organismů.

Jak již bylo v textu naznačeno, díky **polymerázové řetězové reakci (PCR)** můžeme amplifikovat geny a další sekvence DNA. Metoda PCR zahrnuje 3 kroky, které se mnohokrát opakují: denaturaci genomové DNA, připojení (annealing) primerů a enzymatickou replikaci studované oblasti. Za předpokladu, že známe sekvence primerů, komplementárních se sekvencemi obklopujícími daný mikrosatelitový lokus, stačí 20 až 30 cyklů PCR a následná elektroforéza buď v agarózovém, nebo polyakrylamidovém gelu k separaci jednotlivých alel (Zima et al. 2004). Výhodné je použití automatizovaných sekvenátorů, které alely přesně separují a identifikují (Lowe et al. 2004, Zima et al. 2004).

Narůstající počet prací, využívající mikrosatelity, svědčí o širokém uplatnění i ve studiu drobných zemních savců (např. Barker et al. 2005, Rikalainen et al. 2008). Studie Berthier et al. (2005), Aars et al. (2006) a Berthier et al. (2006) se zabývaly např. populační dynamikou hryzce vodního (*Arvicola terrestris*). Analýza paternity myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) je naopak předmětem polské studie Gryczyńské-Siemiątkowské et al. (2008). Hybridní zóny ledovcových oblastí jsou jedinečnou příležitostí ke studiu geneticky odlišných populací. Studium rejska obecného (*Sorex araneus*) v těchto podmínkách se zabývali Lugon-Moulin et al. (1996), Lugon-Moulin et al. (1999) a Balloux et al. (2000). Zatímco Mossman & Waser (2001) studovali vliv fragmentace habitatu na genetickou strukturu *Peromyscus leucopus*. Tato studie dokládá překvapivě malý vliv fragmentace na tento druh hlodavce. Naopak dánská studie (Redeker et al. 2006) potvrdila signifikantní vliv fragmentace habitatu na populaci *Myodes glareolus*. Vlivem koridorů na populační strukturu *Myodes gapperi* a *Peromyscus maniculatus* se zabývali Mech & Hallett (2002).

Bariéry jsou považovány za důležitý faktor způsobující lokální snížení genetické diverzity. Vlivu geografické vzdálenosti a vodní překážky na genetickou strukturu populací normáka rudého (*M. glareolus*) a myšice lesní (*A. flavicollis*) se věnovala studie Kozakiewicz et al. (2009). Z výsledků vyplývá, že 300 metrů široký pás vody mezi pevninou a ostrovem je dostatečnou bariérou k vytvoření genetické diferenciace obou druhů. Jednoznačný „bariérový efekt“ ostrovních populací neotropického hlodavce (*Nectomys squamipes*) ale nebyl prokázán Almeida et al. (2005). Mezi environmentální bariéry řadíme také vodní toky a jezera. Izolační efekt těchto překážek u *Sorex araneus* a *Myodes glareolus* prokázali Lugon-Moulin & Hausser (2002) a Gerlach & Musolf (2000).

Krajinná konektivita a fragmentace habitatu ovlivňují genetickou diverzitu i dalších druhů obratlovců např. jezevce lesního (Pertoldi et al. 2005), srnce obecného (Coulon et al. 2004), medvěda grizzly (Proctor et al. 2005), skokana ostronosého (Vos et al. 2001) či druh pralesního scinka (Sumner et al. 2004).

Mitochondriální DNA (mtDNA)

V porovnání s předchozím typem biparentálně dědičného markeru, je dědičnost mitochondriální DNA (mtDNA) obvykle vázána na matku. Tím, že dochází k přenosu dědičných znaků z matky na její potomstvo beze změn, lze detekovat případy disperze jednotlivých druhů (Holderegger & Wagner 2008). Mitochondriální DNA je vynikajícím markerem, který lze použít na všechny nepřímé odhady genetického toku, nejen ve fylogeografických, ale stále častěji i v populačních studiích. Nicméně, s ohledem na mateřskou dědičnost, je nutno počítat s tím, že může být aplikován pouze ke stanovení ženu zprostředkovaného toku genů (Lowe et al. 2004).

Studie Tallmona et al. (2002) analyzovala vliv fragmentovaného habitatu (lesa) na populační strukturu *Myodes californicus* pomocí mtDNA a mikrosatelitů. Kombinací obou typů markerů získáme nejen cenné genetické a demografické údaje, ale lépe pochopíme populační strukturu drobných zemních savců fragmentovaných stanovišť. Na základě mtDNA bylo též prokázáno, že lineární plochy vegetace podél řeky slouží jako migrační koridor pro *Apodemus speciosus* v příměstské a městské oblasti. Tento koridor navíc udržuje metapopulační strukturu tohoto druhu (Hirota et al. 2004). Vlivem rozsáhlého liniového transektu na disperzi a populační denzitu *Myodes glareolus* se zabývala studie Stacyho et al. (1997). Populace normáka rudého byla geneticky nehomogenní a lokálně diferenciovaná.

Analýzou jaderné a mtDNA bylo též prokázáno, že dálnice a její konstrukční prvky (oplocení a strmé betonové zdi) během čtyřiceti let své existence snížily genetickou diverzitu ovce (*Ovis canadensis nelsoni*) až o 15% (Epps et al. 2005). Tiedemann et al. (2000) zvolili taktéž kombinaci obou markerů, ale k porovnání úrovně migrace samců a samic velkých savců.

Drobní savci jsou ideálním modelovým druhem řady fylogeografických studií, které pomocí mitochondriálních markerů analyzují kolonizační historii druhů, jejich refugia během pleistocenních glaciálních cyklů a pravděpodobnou distribuci z těchto útočišť (např. Serizawa et al. 2002, Fink et al. 2004, Abramson et al. 2009, Kholodova 2009, McDevitt et al. 2010).

2.3.2. Genetická diverzita fragmentované krajiny

Genetická diverzita je velice důležitá pro zachování životaschopnosti, evolučního a adaptivního potenciálu populací a druhů (Holderegger et al. 2006). V rámci druhu je ale často ovlivněna reprodukčním chováním jedinců v populaci (Primack et al. 2001). Mnoho procesů ve fragmentované krajině však může vést ke změnám v úrovni genetické diverzity a k jejímu rozdělení mezi lokální populace (Frankham et al. 2002). Environmentální a antropogenní překážky mohou omezovat pohyb druhů a bránit tak genetickému toku mezi lokálními populacemi. Následkem toho může dojít k snížení místní genetické rozmanitosti (Mossman & Waser 2001, Hirota et al. 2004, Kozakiewicz et al. 2009). Rozlišujeme dva základní typy genetické diverzity, a to **neutrální** a **adaptivní**. Pro studium procesů v krajině (tok genů, migrace, disperse) se používají neutrální genetické markery. Markery adaptivní variability nám dávají odpověď na evoluční nebo adaptivní potenciál populací či druhů (Holderegger et al. 2006). Genetická variabilita vzrůstá s rostoucí velikostí populace, protože jedinci mají mírně odlišné geny. Různé formy genu se nazývají **alely** a rozdíly v nich narůstají v důsledku **mutací**. Jednotlivé alely genu mohou rozdílně ovlivňovat vývoj a fyziologii organismu. Genetická variabilita vzrůstá, když potomci obdrží jedinečnou kombinaci genů a chromozomů od rodičů díky **rekombinaci**. K výměně genů mezi chromozomy dochází během meiozy. Ačkoli jsou mutace základem genetické variability, schopnost druhů náhodně přeskupovat alely do různých kombinací při sexuálním rozmnožování dramaticky zvyšuje možnost genetické variability. Soubor všech genů a alel v populaci tvoří **genofond** (gene pool), zatímco určitá kombinace alel jedince jeho **genotyp**. **Fenotyp** jedince představuje morfologické, fyziologické a biochemické charakteristiky, které jsou projevem jeho genotypu v určitém prostředí. Genetická variabilita je dána jak počtem genů, které mají více než jednu alelu v genomu – jsou tzv. **polymorfní**, tak počtem alel každého polymorfního genu. Polymorfní geny umožňují jedincům v populaci být **heterozygotními** pro daný gen, tj. obdržet od každého z rodičů jinou alelu tohoto genu. Genetická variabilita umožňuje druhu adaptaci na změny podmínek prostředí. Obecně platí, že vzácné druhy mají nižší genetickou variabilitu než druhy široce rozšířené (Primack et al. 2001).

3. MATERIÁL A METODIKA

3.1. Charakteristika studovaného území

3.1.1. Popis bioregionů

Odchytové lokality byly pro větší přehlednost textu rozděleny do příslušných bioregionů, podle biografického členění České Republiky (Culek 1996).

- a) **BECHYŇSKÝ BIOREGION** (lokality: Kozlovský potok /Poněšice/, Lužnice, Vltava, Borek 1, Borek 2)

Studované území náleží geomorfologicky do celku Táborská pahorkatina, podcelku Písecká pahorkatina a okrsku Týnská pahorkatina (lokality: Borek 1 a Borek 2, Kozlovský potok, Vltava), resp. podcelku Soběslavská pahorkatina a okrsku Malšická pahorkatina (lokality Lužnice). Rozloha území je 1599 km², střední výška 449,3 m (Demek 1987).

Podle biografického členění ČR (Culek 1996) jsou studované lokality součástí Bechyňského bioregionu (1.21), který se nachází na severu jižních Čech. Bioregion je tvořen plošinami a hřbety rozříznutými průlomovým údolím Vltavy a jejích přítoků. Údolí Vltavy bylo těžce poškozeno výstavbou přehrad. Vodní nádrž Hněvkovice, kde se nachází i naše zájmová oblast, vznikla též přehrazením toku Vltavy.

Území je z velké části tvořeno migmatity a migmatizovanými rulami, na severu i pararulami, na Lužnici s menšími složkami vápenců a erlánů. Místy se na skalním podkladě zachovaly ostrůvky písků, ev. štěrků - jižní část Lužnice.

Reliéf krajiny je pahorkatinný. Kontrastním prvkem jsou výrazně zaříznutá, kaňonovitá údolí Vltavy, Otavy a Lužnice, hluboká 60 – 160 metrů. Ve skalnatých údolích Vltavy, Lužnice a Otavy je vyvinut údolní fenomén, značně zvyšující celkovou biodiverzitu bioregionu. Typická výška bioregionu je 400 až 550 m.

Studované lokality se nacházejí v klimaticky mírně teplé oblasti – MT9, která je charakteristická dlouhým létem, teplým, suchým až mírně suchým. Přechodné období je krátké s mírným až mírně teplým jarem a mírně teplým podzimem. Zima je krátká, mírná, suchá, s krátkým trváním sněhové pokrývky (Quitt 1971). Průměrná roční teplota vzduchu je 7 °C, na jaře 8 – 9 °C, v létě 16 – 17 °C a na podzim 8 °C. Průměrný roční úhrn srážek činí 600 až 650 mm (Tolasz 2007). Lokálně je podnebí výrazně ovlivněno inverzí a konfigurací hlubokých údolních zářezů Vltavy, Lužnice i dolní Otavy. V údolích hlavních řek a jejich přítoků převládají typické kambizemě, v sušších polohách blíže údolí Vltavy a Lužnice jsou i ostrůvky luvizemních hnědozemí a luvizemí na sprašových hlínách (Culek 1996).

V nejteplejších polohách území, to je především v údolí řek, jsou vyvinuty dubohabřiny (*Melampyro nemorosi-Carpinetum*). Lesy jsou převážně kulturní smrčiny. V údolí menších toků jsou společenstva luhů (*Alnenion glutinoso-incanae*), na Lužnici je zachován významný fenomén říčních rákosin (*Phalaridion arndinaceae*), jinde většinou zničený přehradami (Culek 1996).

Flóra území má převážně charakter hercynské květeny středních poloh. Je obohacena termofilními druhy, vázanými především na údolí řek, které často představují mezní prvky, např. chrpa chlumní (*Cyanus triumfettii*), mochna písčinná (*Potentilla arenaria*), řebříček vratičolistý (*Achillea tanacetifolia*) aj. Části bioregionu, které neleží v dosahu vlivu řek, jsou floristicky chudé (Culek 1996).

Fauna regionu je představována ochuzenými a silně pozmeněnými živočišnými společenstvy hercynského původu, se západními vlivy (ježek západní, ropucha krátkonohá). Výrazná je fauna údolí Vltavy, patrná u měkkýšů, v jižní části zejména s výskytem zemouna skalního (*Aegopis verticillus*), sklovatky krátkonohé (*Daudebardia brevipes*) a řasnatky nadmuté (*Macrogastera tumida*).

b) ČESKOKRUMLOVSKÝ BIOREGION (lokality: Černá, Kaplice, Malše)

Podle geomorfologického členění České republiky se zájmová území nalézají v celku Novohradské podhůří, v podcelku Kaplická brázda a v okrsku Netřebický práh (lokality Malše), resp. v podcelku Soběnovská vrchovina a v okrsku Malontská sníženina (lokality Černá). Rozloha území činí 719 km², střední výška je 555,8 m (Demek 1987).

Sledované lokality jsou situovány podle biogeografického členění ČR (Culek 1996) do bioregionu Českokrumlovského (1.43), který je charakteristický vysokou biodiverzitou, místy až reliktního charakteru.

Území Novohradského podhůří je tvořeno převážně krystalinickými horninami se zbytky neogenních usazenin (Demek 1987). Při okrajích bioregionu, v kotlinách a v Kaplické brázdě (zde se nachází lokalita Malše) má reliéf charakter členité pahorkatiny s výškovou členitostí 100 až 150 metrů. Údolí Vltavy má místy kaňonovitý ráz se skalními útvary, podobně i některé úseky údolí Malše (Culek 1996).

Podnebí je mírně teplé – MT3, s krátkým létem, mírným až mírně chladným. Přechodné období normální až dlouhé, s mírným jarem a mírným podzimem a zimou mírnou až mírně chladnou, s normálním až krátkým trváním sněhové přikrývky (Quitt 1971). Průměrná roční teplota vzduchu je 5 až 6 °C, na jaře 6 – 7 °C, v létě 12 až 13 °C a na podzim 6 až 7 °C. Průměrný roční úhrn srážek činí 700 až 800 mm (Tolasz 2007). Zvláštností jsou föhnové situace, které umožňují existenci teplomilných druhů (Culek 1996).

Škála půd je poměrně pestrá. V Novohradském podhůří, zejména na plošinách a v Kaplické brázdě, se vyskytují nejen typické kyselé kambizemě, ale jsou hojné i kyselé pseudoglejové kambizemě. Podél řek jsou úzké pruhy kamenitých fluvizemí (Culek 1996).

Od všech okolních bioregionů se Českokrumlovský alespoň kvantitativně odlišuje zastoupením teplomilných druhů danubiálního migrantu. V údolí Vltavy a Malše pronikají dubohabřiny, převážně (*Stellario-Tilietum*), v nivách podél vodních toků jsou luhy (*Stellario-Alnetum glutinosae*, *Carici remotae-Fraxinetum*, vzácně i *Piceo-Alnetum*). Charakteristickou reliktní vegetací jsou lískové křoviny (*Antherico ramosi-Coryletum avellanae*). Flóra je pestrá, převažují druhy středoevropské podhorské květeny, např. svízel vonný (*Galium odoratum*) a kopytník evropský (*Asarum europaeum*). Do jižní části zasahují teplomilné druhy z Podunají, jako záraza matěřídoušková (*Orobancha alba*) aj. Lesní fauna je typická pro vyšší polohy hercynské podprovincie, s některými význačnými druhy - los evropský, tetřev hlušec, tetřívka obecná, myšivka horská, kuňka žlutobřichá, aj. (Culek 1996).

c) VELKOMEZŘÍČSKÝ BIOREGION (lokalita Větrný Jeníkov)

Sledovaná lokalita je situována podle biografického členění ČR (Culek 1996) v bioregionu Velkomeziříčském (1.50), zároveň se nachází poblíž biogeografické hranice s regionem Havlíčkobrodským (1.48). Hranice mezi oběma bioregiony je velmi nevýrazná, daná mírně vyšším a členitějším reliéfem a větší suchostí podnebí.

Bioregion je nejplošší v celé Českomoravské vrchovině. Reliéf má většinou charakter členité pahorkatiny. Typická výška bioregionu je 480 až 670 m. Hlavním stavebním prvkem oblasti jsou migmatické ruly až migmatity, místy s vložkami amfibolitů a vápenců (Culek 1996).

Klima je velmi homogenní, většina území je v MT 5 (Quitt 1971). Podnebí je proto mírně teplé, bioregion leží ve srážkovém stínu Českomoravské vrchoviny. V hlubších říčních údolích se projevují lokální anomálie – teplotní inverze a teplé výslunné i chladné stinné svahy (Culek 1996).

V bioregionu zcela dominují kyselé typické kambizemě, v plochých sníženinách jsou hojně zastoupeny primární pseudogleje. Pestrá mozaika půd podle typu substrátu je na svazích údolních zářezů řek. Bioregion náleží do submontánního vegetačního stupně. V potenciální vegetaci převažují acidofilní bučiny (*Luzulo-Fagion*), v nivách podél vodních toků najdeme luhy (*Stellario-Alnetum glutinosae* a *Carici remotae-Fraxinetum*).

Flóra je velmi chudá, s mezními prvky méně náročných (pannonských) termofytů, alpidských mezofytů a zčásti subatlantsky laděných mezofytů. Přirozenou náhradní vegetaci reprezentují na mezofilních stanovištích ovsíkové louky (*Arrhenatherion*), případně *Violion caninae* (Culek 1996). Převažuje běžná fauna hercynského původu s počínajícími východními vlivy (ježek východní) ve vysoce zkulturnělé krajině (Culek 1996).



Obr. 3.1 Poloha odchyťových lokalit: 1 – Kozlovský potok (Poněšice), 2 – Černá, 3 – Malše, 4 – Lužnice, 5 – Vltava (pravý a levý břeh), 6 – Borek1, 7 – Borek2, 8 – Hluboká (1;2), 9 – Kaplice, 10 – Větrný Jeníkov. (mapové podklady - Plan studio; www.mapy.cz)

3.1.2. Charakteristika odchyťových lokalit

1. KOZLOVSKÝ POTOK (Poněšice)

Střední úsek Kozlovského potoka protékající lesním komplexem Poněšické obory (1581 ha). Břehovou vegetaci tvořil kompaktní vysokostébelnatý bylinný porost (obr. 3.2). Vodní tok ústí přibližně po dvou kilometrech do řeky Vltavy, resp. Hněvkovické vodní nádrže. Lokalita je situována asi 10 km S od Hluboké nad Vltavou u obce Poněšice (49°6' N, 14°29' E).

Šíře toku v místě odchyty: 2,5 až 3 metry

Stromové patro /E3/ a Keřové patro /E2/ : smrk ztepilý (*Picea abies*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), dub letní (*Quercus robur*), buk lesní (*Fagus sylvatica*), ostružiník (*Rubus L.*)

Bylinné patro /E1/: chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*), sítina klubkatá (*Juncus conglomeratus*)



Obr. 3.2 Odchyťová lokalita č. 1 – Kozlovký potok (Poněšice).

2. ČERNÁ

Dolní úsek řeky Černá, přibližně 0,5 km od soutoku s řekou Malše. Lokalita se nachází asi 4 km S od Kaplice, nedaleko obce Blansko (48°45' N, 14°30' E). Pobřežní vegetace byla tvořena zapojeným keřovým a bylinným patrem (obr. 3.3).

Šíře toku v místě odchyty: 13 metrů

Stromové patro /E3/ a Keřové patro /E2/: smrk ztepilý (*Picea abies*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), vrba (*Salix L.*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), líska obecná (*Corylus avellana*), otružiník maliník (*Rubus idaeus*)

Bylinné patro /E1/: kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), ostřice třeslicovitá (*Carex brizoides*)



Obr. 3.3 Odchyťová lokalita č. 2 – Černá.

3. MALŠE

Hluboce zaříznuté údolí řeky Malše, nacházející se v lesním komplexu nedaleko obce Výheň, asi 4 km SV od Kaplice – nádraží (48°47' N, 14°29' E). V letním a podzimním aspektu byly říční břehy (zejména pravý břeh, s aluviálními sedimenty štěrku) pokryty souvislou bylinnou vegetací (obr. 3.4).

Šíře toku v místě odchyty: 20 metrů

Stromové patro /E3/ a Keřové patro /E2/: smrk ztepilý (*Picea abies*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), vrba (*Salix* L.), líska obecná (*Corylus avellana*), otružiník maliník (*Rubus idaeus*), ostružiník (*Rubus* L.)

Bylinné patro /E1/: ostřice třeslicovitá (*Carex brizoides*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*)



Obr. 3.4 Odchyťová lokalita č. 3 – Malše.

4. LUŽNICE

Kaňonovité údolí řeky Lužnice, přibližně 15 km JZ od Tábora, u obce Dražičky (49°23' N, 14°34' E). Habitat říčních břehů, s občasnými aluviálními sedimenty různé zrnitosti, byl tvořen rozsáhlými nálety dřevin a kompaktním bylinným patrem (obr. 3.5).

Šíře toku v místě odchyty: 35 metrů

Stromové patro /E3/ a Keřové patro /E2/: smrk ztepilý (*Picea abies*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), habr obecný (*Carpinus betulus*), dub letní (*Quercus robur*), buk lesní (*Fagus sylvatica*), lípa srdčitá (*Tilia cordata*), ostružiník maliník (*Rubus idaeus*), líska obecná (*Corylus avellana*)

Bylinné patro /E1/: chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), psárka (*Alopecurus* L.), tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*)



Obr. 3.5 Odchyťová lokalita č. 4 – Lužnice.

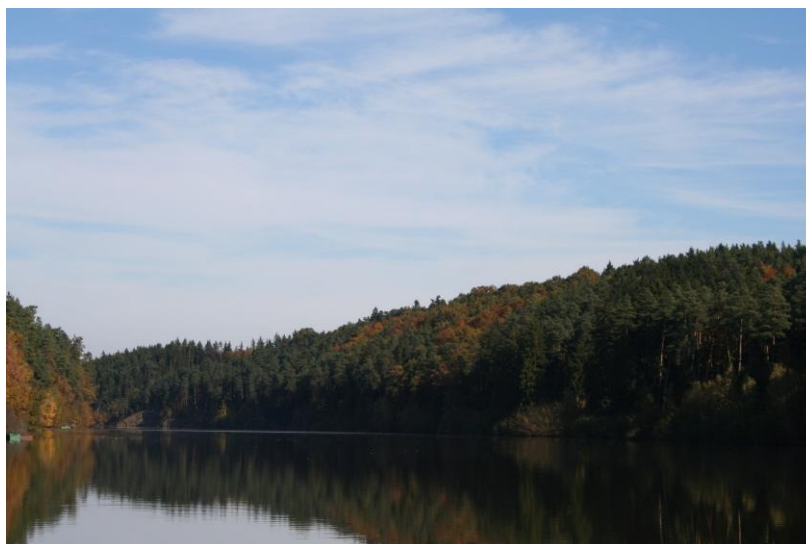
5. VLTAVA

Údolí řeky Vltavy, přibližně 12 km S od Hluboké nad Vltavou, mezi obcemi Purkarec a Jeznice (49°08' N, 14°27' E). Řeka se zde díky přehrazení toku rozlévá do krajiny a tvoří Hněvkovickou vodní nádrž, která jímá chladící vodu pro Jadernou elektrárnu Temelín. Hráz byla vystavěna v letech 1986 - 1990, délka nádrže činí při maximálním vzduťi 18,6 km. Zatopená plocha 312 ha, objem 22,2 mil. m³. Odchyťová lokalita byla pŕo odlovech rozdělena na „pravý“ a „levý“ břeh (obr. 3.6).

Šíře toku v místě odchyťu: cca 145 metrů

Stromové patro /E3/ a Keřové patro /E2/: borovice lesní (*Pinus sylvestris*), smrk ztepilý (*Picea abies*), bŕíza bělokorá (*Betula pendula*), buk lesní (*Fagus sylvatica*), dub letní (*Quercus robur*), vrba (*Salix* L.), líska obecná (*Corylus avellana*), otružiník maliník (*Rubus idaeus*), ostružiník (*Rubus* L.)

Bylinné patro /E1/: chřastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), lipnice obecná (*Poa trivialis*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), netýkavka nedůtklivá (*Impatiens noli-tangere*), třtina (*Calamagrostis* L.), brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*)



Obr. 3.6 Odchytová lokalita č. 5 – Vltava.

6. BOREK 1

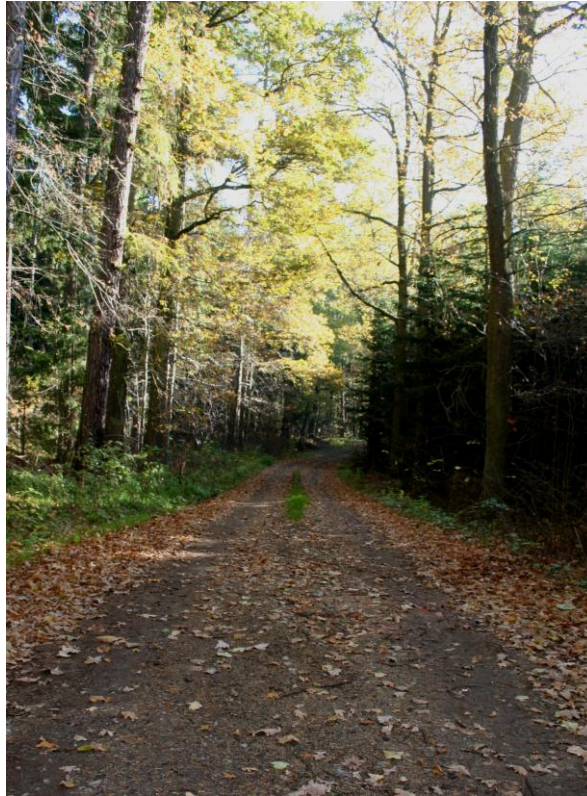
Lesní komunikace se štěrkovým povrchem a velmi malým provozem, přibližně 3 km S od obce Borek u Českých Budějovic (49°02' N, 14°30' E). Lokalita se nachází na okraji nespojitelného lesního komplexu, s bohatě vyvinutou keřovou etáží (obr. 3.7).

Šířka vozovky, včetně příkopů: 7 metrů

Silniční provoz: 3 až 5 vozidel/den

Stromové patro /E3/ a Keřové patro /E2/: dub letní (*Quercus robur*), lípa srdčitá (*Tilia cordata*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*), smrk ztepilý (*Picea abies*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), javor mléč (*Acer platanoides*), líska obecná (*Corylus avellana*), růže šípková (*Rosa canina*), ostružiník křovitý (*Rubus fruticosus*), ostružiník maliník (*Rubus idaeus*)

Bylinné patro /E1/: jetel plazivý (*Trifolium repens*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), pýr plazivý (*Agropyron repens*), ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*), pampeliška lékařská (*Taraxacum sect. Ruderalia*), lipnice roční (*Poa annua*)



Obr. 3.7 Odchyťová lokalita č. 6 – Borek 1.

7. BOREK 2

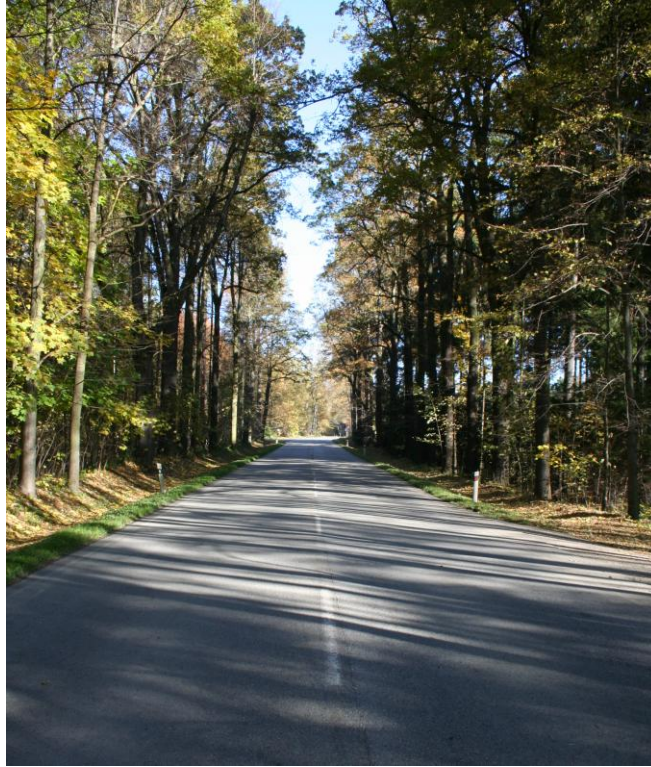
Frekventovanější typ silnice s asfaltovým povrchem asi 3 km S od obce Borek u Českých Budějovic (49°03' N, 14°30' E). Lokalita sousedí s odchyťovým místem Borek 1. Vegetační kryt obou krajnic a příkopů byl pravidelně udržován sečením (obr. 3.8).

Šířka vozovky, včetně příkopů: 13 metrů

Silniční provoz: 5 až 50 vozidel/ hod.

Stromové patro /E3/ a Keřové patro /E2/: dub letní (*Quercus robur*), buk lesní (*Fagus sylvatica*), smrk ztepilý (*Picea abies*), líska obecná (*Corylus avellana*), ostružiník křovitý (*Rubus fruticosus*)

Bylinné patro /E1/: jetel plazivý (*Trifolium repens*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), lipnice roční (*Poa annua*)



Obr. 3.8 Odchyťová lokalita č. 7 – Borek 2.

8. HLUBOKÁ

Komunikace s velkým silničním provozem, přibližně 5 km S od Hluboké nad Vltavou (49°07' N, 14°23' E). V místě odchyty protíná vozovka pás lesa s výrazným keřovým patrem (obr. 3.9). Krajnice a příkopy byly pravidelně sečeny. Odchyťová lokalita byla při odlovech rozdělena na pravou (Hluboká 3) a levou (Hluboká 4) stranu silnice.

Šířka vozovky, včetně příkopů: 16 metrů

Silniční provoz: až 200 vozidel /hod.

Stromové patro /E3/ a Keřové patro /E2/: dub letní (*Quercus robur*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), bez černý (*Sambucus nigra*), růže šípková (*Rosa canina*), ostružiník křovitý (*Rubus fruticosus*), ostružiník maliník (*Rubus idaeus*)

Bylinné patro /E1/: ovsík vyvýšený pravý (*Arrhenatherum elatius*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), lupina mnoholistá (*Lupinus polyphyllus*), podběl lékařský (*Tussilago farfara*), jetel plazivý (*Trifolium repens*), lnice květel (*Linaria vulgaris*), pryšec chvojka (*Euphorbia cyparissias*)



Obr. 3.9 Odchytová lokalita č. 8 – Hluboká.

9. KAPLICE

Komunikace I. třídy v úseku Kaplice – Horní Dvořiště s velmi vysokým silničním provozem (střed segmentu – 48°43'06,77'' N, 14°28' 42,08'' E, 592 m n. m.). Sledovaný úsek silnic byl bezprostředně lemován lipami, dále od vozovky za silničním příkopem byl obklopen vlhčí kulturní smrčínou a listnatým porostem (obr. 3.10).

Šířka vozovky, včetně příkopů: 13 metrů

Silniční provoz: až 800 vozidel /hod.

Stromové patro /E3/ a Keřové patro /E2/: smrk ztepilý (*Picea abies*), lípa srdčitá (*Tilia cordata*), dub letní (*Quercus robur*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) a bříza bělokorá (*Betula pendula*), vrby (*Salix* L.), líska obecná (*Corylus avellana*), bez černý (*Sambucus nigra*), ostružiníky (*Rubus* L.)

Bylinné patro /E1/: kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), šťovík (*Rumex* L.), podběl lékařský (*Tussilago farfara*), lipnice roční (*Poa annua*), ostřice (*Carex* L.)



Obr. 3.10 Odchyťová lokalita č. 9 – Kaplice (s detailem odvodňovacího příkopu).

10. VĚTRNÝ JENÍKOV

Dálnice D1 ve směru Praha – Brno v úseku křižovatky Větrný Jeníkov – Petrovice (střed segmentu – 49°29'11,32'' N, 15°31' 08,41'' E, 668 m n. m.). Dálnice byla za odvodňovacím příkopem lemována pravidelně sečeným travinným pruhem 2-3 m širokým, na který navazovaly mladé hustě vysázené smrky (*Picea abies*) tvořící obtížně překonatelný keřovitý lem (obr. 3.11).

Šířka vozovky: cca 50 metrů

Silniční provoz: 40 000 vozidel/den (Hoření et al. 2005)

Stromové patro /E3/ a Keřové patro /E2/: smrk ztepilý (*Picea abies*), buk lesní (*Fagus sylvatica*), keřovitý lem mladého porostu smrku ztepilého (*Picea abies*), s růží šípkovou (*Rosa canina*), vrbami (*Salix* L.) a ostružiníky (*Rubus* L..)

Bylinné patro /E1/: ostřice (*Carex* L.), pýr plazivý (*Agropyron repens*), podběl lékařský (*Tussilago farfara*)



Obr. 3.11 Odchyťová lokalita č. 10 – Větrný Jeníkov (s detailem odvodňovacího příkopu).

3.2. Způsob odchyťu, determinace a značkování drobných zemiňích savců

Odchyť drobných zemiňích savců probíhal v letech 2003 až 2006 na desíti lokalitách podél vodních toků, silnic a dálnice, situovaných na území jižních Čech a Českomoravské vysočiny (obr. 3.1), a to v jarním až podzimním období (článek I.), resp. v letním a v podzimním období (článek II. a III.). Lokality se nacházely zpravidla v těsné blízkosti lesního porostu s různým stupněm fragmentace širší okolní krajiny.

Bylo vybráno pět úseků vodních toků o různé šíři (od 3 do 145 metrů), s přibližně stejnou rychlostí proudu vodní hladiny (kolem 1-2 km/hod.). Lokality se nacházely na středních a dolních úsecích toků. Břehové partie byly mírně svažité, zpravidla se zapojeným vegetačním krytem a s občasným výskytem nánosů písku či štěrku.

Dále byly vybrány čtyři různě široké silniční komunikace (od 7 do 16 m) a jeden úsek dálnice D1 (šíře cca 50 m), s odlišnými vnějšími povrchy (štěrk, asphalt), odvodňovacími příkopy a stupni silničního provozu - 5 vozidel/den až 40 000 vozidel/den (Hořený et al. 2005).

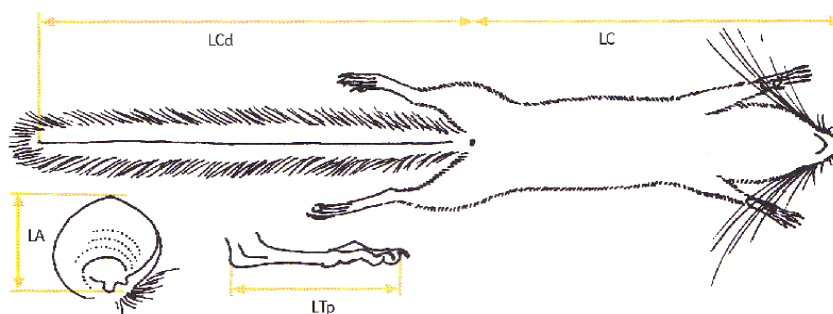
K získání materiálu byly použity různé metodiky odchyty drobných zemních savců:

- a) odchyt do padacích pastí (Článek I.),
- b) odchyt do živolovných pastí (Článek II., Článek III.).

Odchyt do zemních padacích pastí

Na každé lokalitě byly položeny dvě linie zemních padacích pastí. Jedna linie byla situována na dně odvodňovacího příkopu silniční (dálniční) komunikace. Pokud bylo dno tvořeno betonovým žlabem, byla past zakopána těsně vedle. Paralelně s touto linií pastí, ve vzdálenosti 30 metrů od příkopu, byla lesním porostem vedena linie srovnávací. Každá linie, o celkové délce 250 metrů, byla tvořena 50 pastmi se sponem 5 m. Pasti byly vyrobeny z polyethylenových lahví o objemu 2 litry, které byly upraveny seříznutím hrdla láhve a zakopány. Jako fixační tekutina byl použit 8% roztok formaldehydu. Pasti byly exponovány od října 2003 do října 2004 (viz tab. 4.1-4.4) a v pravidelných intervalech kontrolovány. Během zimního období (konec listopadu až začátek dubna) byly zakryty pevnými víčky.

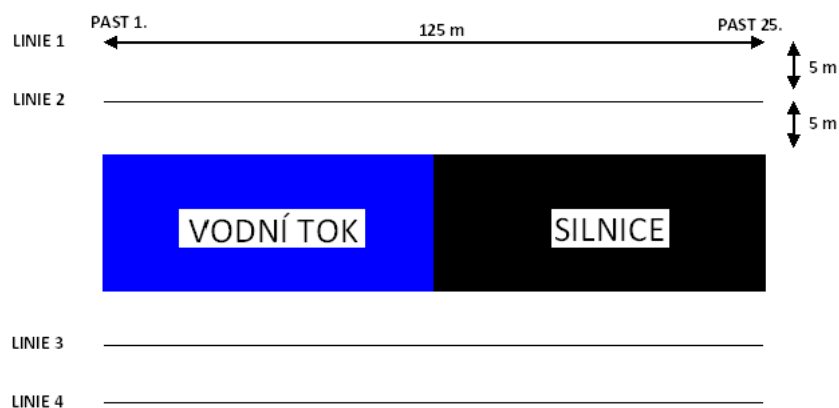
U odchytených zvířat byla stanovena hmotnost (Pesola, typ 10100), určeno pohlaví a zjištěny základní somatické rozměry (viz obr. 3.12). Drobní savci byli na základě tělesných rozměrů, stavu pohlavních orgánů (abdominálně nebo skrotálně uložená varlata) či laktace u samic také rozdělení na subadultní a adultní jedince. Subadultní jedinci *Apodemus flavicollis* a *Apodemus sylvaticus*, nevykazující typické druhové znaky, byli určeni pouze do rodu (*Apodemus* sp.).



Obr. 3.12 Měření drobných savců: délka těla – longitudo corporis (LC), délka ocasu – longitudo caudae (LCd), délka zadního chodidla – longitudo tarsi posterioris (LTP), výška ušního boltce – longitudo auris (LA). (Anděra & Horáček 2005)

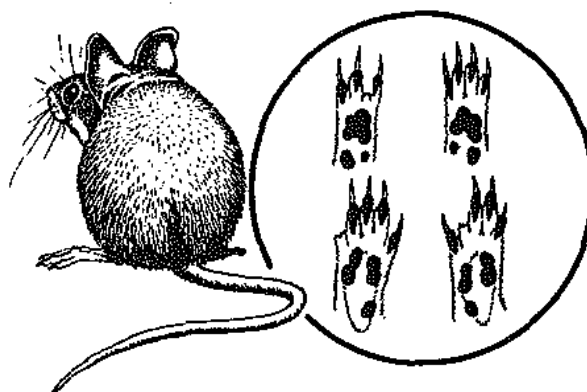
Odchyt do živolvných pastí

Na každém břehu (straně silnice) byly položeny paralelně s vodním tokem (silniční komunikací) dvě linie 25 živolvných pastí se sponem 5 m o celkové délce 125 metrů (obr. 3.13). První linie byla umístěna v břehové vegetaci (v příkopu mezi sečenou a nesečenou vegetací) ve vzdálenosti 5 m od okraje toku (silnice) a druhá v lesním porostu ve vzdálenosti 10 m od okraje toku (silnice). Uvedené rozmístění pastí mělo zachytit drobné zemní savce na samém okraji habitatů u vodního toku (silniční komunikace) a také umožnit výpočet ukazatele pohyblivosti (mobility) zvířat podél břehu (silnice); (viz Rico et al. 2007a,b). Celkem bylo položeno ve vybraném úseku vodního toku (silniční komunikace) na obou stranách 100 dřevěných živolvných pastí. Vnaděny byly směsí ovesných vloček a sardinek. Pasti byly exponovány čtyři po sobě jdoucí dny a v pravidelných intervalech kontrolovány – dvě hodiny po soumraku a dvě hodiny po svítání.



Obr. 3.13 Schematické rozmístění odchytových linií a živolvných pastí podél vodních toků a vybraných silnic.

Pro odchyt drobných zemních savců byla použita metoda opakovaného odchytu značených jedinců, capture – mark – recapture (CMR – viz např. Pocock et al. 2005). U odchycených zvířat byla stanovena hmotnost (Pesola, typ 10100), určeno pohlaví a zjištěny základní somatické rozměry – zpravidla pouze délka ocasu (LCd) a délka zadního chodidla (LTp), s ohledem na manipulaci s živým materiálem (viz obr. 3.12). Drobní savci byli na základě tělesných rozměrů, stavu pohlavních orgánů (abdominálně nebo skrotálně uložená varlata) či laktace u samic také rozdělení na subadultní a adultní jedince. Subadultní jedinci *Apodemus flavicollis* a *Apodemus sylvaticus*, nevykazující typické druhové znaky, byli určeni pouze do rodu (*Apodemus* sp.). Odchycená zvířata byla označena odštížením posledního článku prstu a opětovně vypuštěna (obr. 3.14).



Obr. 3.14 Značkování drobných savců - znázorněn kód 123. (upraveno, Gaisler & Zima 2007)

Do protokolu bylo zaznamenáno číslo jedince, s označením pastí a linie a další výše uvedené kategorie, včetně klimatických údajů (tab. 3.1). Získané tkáňové vzorky (článek prstu) byly jednotlivě uloženy do 96 % lihu pro následné zpracování. Z důvodu možné kontaminace vzorků, byly nástroje po každém odběru desinfikovány (Cutasept F).

Tab. 3.1 Průměrné hodnoty teploty vzduchu, zaznamenané v době odchyty (měřeno vždy před večerní, resp. ranní kontrolou pastí).

Lokalita	Průměrná teplota vzduchu v době odchyty (° C)	
	Léto	Podzim
Kozlovský potok(Poněšice)	10	12
Černá	16	7
Malše	5	9
Lužnice	11	6
Vltava	8	14
Borek 1	15	11
Borek 2	15	11
Hluboká	12	9

3.3. Izolace DNA, polymerázová řetězová reakce (PCR) a fragmentační analýza

K analýze (viz článek III.) byly použity vzorky adultních, příp. subadultních jedinců norníka rudého (*Myodes glareolus*) a myšice lesní (*Apodemus flavicollis*). Juvenilní jedinci těchto druhů nebyli, s ohledem na jejich nižší disperzi a vyšší pravděpodobnost, že v rámci lokality půjde o příbuzné jedince, zahrnuti do analýzy.

Izolace DNA

Jaderná DNA byla extrahována z tkáňových vzorků, které byly fixovány v 96 % etanolu a uloženy při teplotě 4 °C.

Pro izolaci DNA byl použit JETQUICK Tissue DNA Purification Kit (GenoMed) a postupováno podle daného manuálu. Vzorek tkáně byl vyjmut z fixačního roztoku, vysušen tamponem z buničiny a umístěn do eppendorfky o objemu 1,5 ml. V eppendorfce byl dále rozstříhán na několik kousků. K zamezení kontaminace byly nástroje po každém vzorku desinfikovány a sterilizovány nad plamenem kahanu. K takto připravenému vzorku bylo pomocí pipety přidáno 200 µl pufru T1 a 25 µl proteolytického enzymu – proteináza K. Posléze byl vzorek umístěn do termobloku (MAJOR SCIENCE) a inkubován při teplotě 56 °C po dobu 8 až 12 hodin (zpravidla přes noc). Po vyjmutí z termobloku bylo k tomuto lyzátu přidáno 200 µl pufru T2. Vše bylo důkladně promícháno na přístroji typu Vortex Genie – 2 (Scientific Industries) a opětovně vloženo do termobloku k inkubaci po dobu 10 min. při teplotě 70 °C. Směs bylo nutné nechat alespoň 1 min. vychladnout. Poté bylo přidáno 200 µl 96% etanolu a důkladně promícháno na již zmíněném přístroji, aby nedošlo k sražení DNA v důsledku lokálně zvýšené koncentrace alkoholu ve směsi. Dále byla směs převedena do Spin kolony a odstředěna v centrifuze MIKRO 20 při 10 600 otáčkách/min. po dobu 1 minuty. V dalším kroku následovalo promývání kolony 500 µl pufru TX (opět centrifugace po dobu 1 min. při otáčkách 10 600 otáčkách/min.) a následně 500 µl pufru T3 při totožných otáčkách. Následovalo odstředění kolony po dobu 2 minut při 13 000 otáček/min., aby došlo k odstranění zbytku pufru. Část Spin kolony (filtr se vzorkem DNA) byla poté vložena do nové eppendorfky. Vymývání DNA z kolony bylo provedeno přidáním 200 µl bidestilované vody, předehřáté na teplotu 65 – 70 °C. Vše bylo odstředěno po dobu 2 minut při otáčkách 10 600 /min.

Kontrola správné izolace DNA byla provedena elektroforézou na 1% agarózovém gelu, s následným prohlédnutím v UV světle pomocí transluminátoru. DNA byla uchovávána při teplotě – 20 °C.

Polymerázová řetězová reakce (PCR)

Populačně genetické parametry obou druhů byly analyzovány pomocí 8 mikrosatelitových markerů (tab.). Reakční směs pro PCR obsahovala 2,5 µl 10x Taq pufru (Top - Bio), 0,05 jednotek Taq DNA polymerázy, 0,2 µl dNTP (Jena Bioscience), 0,5 µl každého primeru – forward, reverse, 1 µl templátové DNA a 25 µl bidestilované vody. Byly použity fluorescenčně značené primery (Applied Biosystems); (tab. 3.2 a 3.3).

Polymerázová řetězová reakce byla provedena v Termocycleru T3 (Biometra) v tomto programu:

1. 94 °C po dobu 3 minut (úvodní denaturace),
2. 94 °C po dobu 30 vteřin (denaturace pro každý cyklus),
3. zchlazení a nasedání (annealing) primerů podle stanovené teploty po dobu 30 sekund,
4. 72 °C po dobu 1 minuty (extenze – syntéza nových řetězců DNA),
5. kroky 2, 3, 4 jsou 30x cyklicky opakovány,
6. 72 °C po dobu 10 minut (finální extenze).

Kontrola PCR produktů byla provedena elektroforézou na 1% agarózovém gelu. Amplifikované fragmenty byly ověřeny při UV světle pomocí transiluminátoru a zdokumentovány digitálním fotoaparátem. PCR produkty byly uloženy při – 20 °C.

Tab. 3.2 Charakteristika mikrosatelitních lokusů u *Myodes glareolus*; velikost (bp) = počet párů bází, teplota (°C) = teplota nasedání primerů.

lokus	zdroj	velikost (bp)	teplota (°C)	počet alel
MSCg-9	Gockel et al. (1997)	162-190	58	15
MSCg-4	Gockel et al. (1997)	104-136	58	13
MSCg-15	Gockel et al. (1997)	107-139	58	12
MSCg-18	Gockel et al. (1997)	124-139	55	9
LIST3-002	Barker et al. (2005)	221-259	53	20
LIST3-003	Barker et al. (2005)	208-260	50	20
LIST3-007	Barker et al. (2005)	213-229	55	12
LIST3-005	Barker et al. (2005)	150-175	53	12

Tab. 3.3 Charakteristika mikrosatelitních lokusů u *Apodemus flavicollis*; velikost (bp) = počet párů bází, teplota (°C) = teplota nasedání primerů.

lokus	zdroj	velikost (bp)	teplota (°C)	počet alel
CAA2A	Makova et al. (1998)	97-115	58	15
TNF (CA)	Makova et al. (1998)	107-137	60	18
GTTC4A	Makova et al. (1998)	124-146	55	14
GACAD1A	Makova et al. (1998)	151-245	55	29
MSAf-22	Gockel et al. (1997)	128-170	55	21
MSAf-3	Gockel et al. (1997)	106-148	51	19

Fragmentační analýza

Fragmentační analýza byla provedena v automatickém sekvenátoru ABI 3130 (Applied Biosystems). Forward primery byly fluorescenčně označeny a PCR produkty analyzovány společně ve skupinách po čtyřech lokusech, každý s odlišným fluorescenčním značením [6-FAM, NED, PET nebo VIC (Applied Biosystems)]. Genotypy byly analyzovány manuálně v programu Genemapper v3.7. (Applied Biosystems).

3.4. Statistická analýza dat

Údaje o jednotlivých druzích a společenstvech drobných zemních savců byly v níže uvedených článcích zpracovány následovně:

- a) **ČLÁNEK I.** (Drobní zemní savci v odvodňovacích příkopech pozemních komunikací)

U každého druhu byla vypočítána:

- **relativní abundance**

$$a = \frac{n_i}{n_{pn}} \cdot 100$$

n_i = počet jedinců i -tého druhu

n_{pn} = počet past'onocí

- **dominance (%)**

$$d = \frac{n_i}{N} \cdot 100$$

n_i = počet jedinců i -tého druhu

N = celkový počet jedinců ve vzorku

K posouzení struktury společenstva byly použity následující indexy:

Shannon-Weaverův index diverzity a Shannonův index vyrovnanosti (Losos 1985, Begon et al. 1990); Simpsonův index a Index vyrovnanosti, jež jsou vhodné pro druhově chudší společenstva (např. Begon et al. 1990). Pro zhodnocení podobnosti společenstev byly použity indexy Czekanowski-Dice-Sorensen či Sokal a Sneath, které se opírají o posouzení výskytu, resp. absence druhů ve společenstvu (viz Baev & Penev 1995).

- **Shannon - Weaverův index diverzity**

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

- **Shannonův index vyrovnanosti**

$$J = \frac{H}{H_{max}}$$

- **Simpsonův index diverzity**

$$D = \frac{1}{\sum_i p_i^2}$$

- **Index vyrovnanosti**

$$E = \frac{D}{D_{max}}$$

- **Margalefův index diverzity**

$$D_{mg} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)}$$

- **Czekanowski-Dice-Sorensen index**

$$I_{CS} = \frac{2a}{(a + b) + (a + c)}$$

- **Index podle Sokala a Sneath**

$$I_{SS1} = \frac{2a + 2d}{2a + b + c + 2d}$$

H' = index druhové diverzity

H_{max} = index diverzity při maximální rovnosti četností všech přítomných druhů

s = počet druhů

p_i = podíl počtu jedinců i - tého druhu na celkovém počtu jedinců všech druhů

D = index diverzity

D_{max} = index diverzity při maximální rovnosti všech přítomných druhů

N = počet jedinců

a = počet společných druhů

b = počet odlišných druhů ve větším souboru

c = počet odlišných druhů v menším souboru

d = počet druhů, které nejsou sdíleny konkrétně porovnávanou dvojicí

- Soubory všech odchycených drobných zemních savců byly statisticky zpracovány obecnými lineárními modely (**GLM, ANOVA**).
- χ^2 - **testem dobré shody** byly testovány druhové rozdíly odchytů z lesní a příkopové linie pastí.
- Struktura společenstva je prezentována také z hlediska dominujícího rysu **ekologické valence**. Sečteny byly dominance stejné ekologické valence a pro přehlednost upraveny do formy koláčových grafů. K vizualizaci matice podobnosti společenstev na základě indexů I_S a I_{SSI} byly sestrojeny **dendrogramy** metodou shlukové analýzy **Single Linkage**.
- Výpočty indexů diverzity a podobnosti byly provedeny pomocí programu **Biodiv 5.1** (Baev & Penev 1995).
- Ostatní výpočty byly provedeny v programu **Statistica 9**.

b) ČLÁNEK II. (Drobní zemní savci podél vodních toků jako přirozených krajinných bariér)

U každého druhu byla vypočítána:

- **relativní abundance** (např. Májsky 1985)

$$A = \frac{b \cdot 100}{p \cdot t} \%$$

b = počet odchycených jedinců daného druhu

p = počet pastí v linii

t = počet dní (nocí) chytání

- **dominance** (např. Losos 1985)

$$D = \frac{n \cdot 100}{s} \%$$

n = počet jedinců určitého druhu

s = celkový počet jedinců všech druhů

U společenstva byly vypočítány níže uvedené indexy (např. Losos 1985, Begon et al. 1990). Neurčení jedinci (*Apodemus* sp.) nebyli do výpočtu zahrnuti.

- **Shannon - Weaverův index diverzity**

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

H' = index druhové diverzity

s = počet druhů

p_i = podíl jedinců daného druhu na celkovém počtu jedinců ve společenstvu

- **index ekvitability** podle Sheldona

$$E = \frac{H'}{\log_2 s}$$

H' = index diverzity

s = počet druhů

Kromě zmiňovaných indexů je uváděn ještě počet druhů absolutní – S a relativní – S_{rel} (%).

- Na jednotlivých lokalitách a v odchyťových obdobích byl odchycen rozdílný počet druhů i jedinců. Aby mohly být výsledky lépe porovnatelné, byly počty druhů i jedinců vyjádřeny relativně vzhledem k celkovému počtu odchycených druhů, respektive jedinců. Rozdíly v počtu odchycených druhů a jedinců mezi lokalitami a letními a podzimními odchyty pak byly zjišťovány pomocí **analýzy variance (ANOVA)**. Dále byly analýzou variance testovány rozdíly v zastoupení adultních a subadultních jedinců jednotlivých druhů. Počty adultních a subadultních jedinců byly vyjádřeny také relativně k celkovému počtu odchycených zvířat daného druhu na lokalitě.
- Jelikož pouze *A. flavicollis* a *M. glareolus* byly ve vzorku dostatečně zastoupeny, bylo možno jen u nich posoudit úroveň pohybové aktivity - mobility a stanovit rozdíly ve výše uvedených kategoriích. Mobilita byla stanovena podle Rico et al. (2007a,b) - na základě vzdálenosti mezi dvěma bezprostředně po sobě následujícími odchyty. Je to tedy vzdálenost pastí, ve kterých byl určitý jedinec ve dvou po sobě následujících odchytech zaznamenán. Analýza byla provedena opět pomocí **analýzy variance s Tukeyho post-hoc testem** pro nestejně velké soubory.
- Rozdíly mezi stanovenými kategoriemi jedinců v rámci druhu v překračování vodního toku („bariérový efekt vodního toku“) byly testovány χ^2 - **testem dobré shody s Yatesovou korekcí** (Zar 1999).
- χ^2 - **testem dobré shody** bylo také testováno, zda poměr samců a samic (**sex ratio – SR**) je významně vychýlen a zdali se liší odchyty lesní a litorální linie pastí.
- Vztah mezi druhovou diverzitou, vyrovnaností a šířkou vodního toku byl vyhodnocen pomocí **generalizovaných lineárních modelů (GLM)**. Podobně také vztah mezi počtem jedinců, kteří překonali vodní tok, a šířkou vodního toku, abundancí a mobilitou. Konkrétní data jsou udávána jako průměr \pm S.E.
- Výše uvedené statistické testy byly provedeny v programu **Statistica 9**.

c) **ČLÁNEK III.** (Ovlivňují vzorce chování u drobných savců úroveň genetického toku v heterogenní krajině?)

- Hardy-Weinbergova rovnováha v rámci subpopulací a vazebná rovnováha mezi mikrosatelitovými lokusy byly testovány počítačovým programem **Genepop v3.4** (Raymond & Rousset 1995b).
- Průměrný počet alel na lokus korigovaný počtem jedinců ve vzorku (allelic richness) pro každou subpopulaci a inbrední koeficient *F_{is}* byly vypočítány pomocí **FSTAT softwaru verze 2.9.3.** (Goudet 2001).
- Fixační index *F_{st}* , vyjadřující relativní úbytek heterozygotnosti v subpopulacích v porovnání s metapopulací způsobený nenáhodným křížením jedinců v rámci subpopulací (Wright 1943), byl vypočítán v programu **Genepop v3.4.**
- Výpočet očekávané (*H_e*) a pozorované (*H_o*) heterozygotnosti, jakož i analýza faktoriálních komponentů byly provedeny v programu **Genetix v4.03** (Belkhir et al. 1997).
- Nejpravděpodobnější příslušnost jedinců k populaci byla stanovena Bayesovskou analýzou (Rannala & Mountain 1997) v softwaru **GeneClass** (Cornuet et al. 1999).
- Program **STRUCTURE** (Pritchard et al. 2000) byl použit k detekci nejpravděpodobnějšího počtu geneticky homogenních klastrů jedinců, bez předchozí definice populací. Exaktní test alelické diferenciace (Raymond & Rousset 1995a) pro každou dvojici subpopulací byl vypočítán pomocí **Genepop v3.4** za použití standardních parametrů Markovova řetězce.

4. VÝSLEDKY

a) Článek I. – Drobní zemní savci v odvodňovacích příkopech pozemních komunikací

Za celé období 2003 - 2004 odchytové úsilí odpovídalo 44 700 past'onocím. Celkem bylo odchyceno 757 jedinců, z nichž 496 bylo z Kaplicka a 261 z lokality V. Jeníkov (viz tab. 4.1 až 4.4). Průměrná abundance se pohybovala od $a = 1,04$ jedince/100 past'o-nocí v dálničním příkopu po $a = 2,43$ jedinců/100 past'o-nocí v lesním porostu na Kaplicku. Analýza podle ročních období ukázala, že na liniích pastí se nejmenší počet zvířat odchytával na jaře (0,2 jedince za den), zatímco v létě a na podzim počet vzrostl na 1,0 až 1,2 jedince za den (obr. 4.1). Podobný průběh má počet odchycených druhů v jednotlivých ročních obdobích. Stoupá od jara, kdy bylo stanoveny v průměru 5 druhů, přes léto s 8 druhy až k podzimu s 9 druhy (obr. 4.2).

V celém materiálu bylo determinováno následujících 13 druhů drobných zemních savců: *Sorex araneus* (214 ex.), *Sorex minutus* (66), *Neomys fodiens* (12), *Neomys anomalus* (15), *Talpa europea* (1), *Arvicola terrestris* (7), *Myodes glareolus* (89), *Microtus agrestis* (62), *Microtus arvalis* (141), *Apodemus flavicollis* (117), *Apodemus sylvaticus* (19), *Micromys minutus* (13), *Muscardinus avellanarius* (1).

Pro zhodnocení role příkopů byly odchycené druhy rozříděny podle dominantního rysu ekologické valence (viz Anděra 2000, Anděra & Beneš 2001, Anděra & Beneš 2002) na druhy:

- a) lesní – *M. glareolus*, *A. flavicollis*,
- b) ekotonální, vázané na keřovité habitaty – *A. sylvaticus*
- c) stepní – *M. arvalis*
- d) vlhkomilné – *S. araneus*, *S. minutus*, *M. agrestis*, *M. minutus*
- e) mokřadní až semiakvatilní – *N. fodiens*, *N. anomalus*, *A. terrestris*,
- f) podzemní – *T. europaea*
- g) stromové – *M. avellanarius*

Společenstvo drobných zemních savců

Nejvýraznějším eudominantním druhem všech sledovaných společenstev drobných zemních savců byl *S. araneus* ($d = 24,4 - 33,5$ %). Především v příkopech pak dominoval

M. arvalis ($d = 25,1 - 38,1$ %). Zcela naopak v lesních porostech byl velmi často odchycen *M. glareolus* ($d = 15,4 - 18,6$ %). Poněkud s menší hodnotou než u *S. araneus*, ale opět na všech liniích patřily mezi dominantní druhy *A. flavicollis* ($d = 11,5 - 19,6$ %) a *S. minutus* ($d = 5,9 - 10,4$ %). Mezi početné druhy společenstev především pak v lesních porostech patřil ještě *M. agrestis* ($d = 10,0 - 14,0$ %). V nízké početnosti, ale na všech liniích se vyskytoval *A. sylvaticus* ($d = 1,1 - 5,9$ %). Především v příkopech na podzim byl zachycen *M. minutus* ($d = 1,8 - 2,5$ %). Spolu s ním byl zastižen také *N. anomalus* ($d = 1,3 - 3,4$ %). Na lokalitě Kaplice se jak v lesním porostu, tak v silničním příkopu vyskytoval *N. fodiens* (1,3 – 3,4 %) a *A. terrestris* (1,1 – 1,8 %). Pouze v příkopech po jednom jedinci byli odchyceni *M. avelanarius* (V. Jeníkov) a *T. europaea* (Kaplice) – viz tab. 4.1 – 4.4.

Tab. 4.1 Drobní zemní savci odchycení v silničním příkopu na lokalitě Kaplice.

		Datum kontroly / doba expozice (dny)									Parametry početnosti	
		12.10.- 19.10. 2003	27.10. 2003	20.11. 2003	30.3.- 24.5. 2004	21.6. 2004	9.8. 2004	6.9. 2004	28.9. 2004	Celkem		
		7	8	24	55	28	49	28	22	221		
Druhy	Valence									a	d	
<i>S. araneus</i>	vlhkomilný	4	1			21	36	2	12	76	0,69	33,5
<i>S. minutus</i>	vlhkomilný	1	2	3	1	4	4		3	18	0,16	7,9
<i>N. fodiens</i>	mokřadní			1		1			1	3	0,03	1,3
<i>N. anomalus</i>	mokřadní				1				2	3	0,03	1,3
<i>T. europaea</i>	podzemní								1	1	0,01	0,4
<i>A. terrestris</i>	mokřadní		1			1	1		1	4	0,04	1,8
<i>M. glareolus</i>	lesní	1	3	3		5	2	2	1	17	0,15	7,5
<i>M. agrestis</i>	vlhkomilný			1		5	4	1	4	15	0,14	6,6
<i>M. arvalis</i>	stepní	4	1	1	4	12	16	5	14	57	0,52	25,1
<i>A. flavicollis</i>	lesní		1		3	7	3	2	10	26	0,24	11,5
<i>A. sylvaticus</i>	ekotonální			2					1	3	0,03	1,3
<i>M. minutus</i>	vlhkomilný		1	1					2	4	0,04	1,8
Celkem		10	10	12	9	56	66	12	52	227	2,08	100,0

Tab. 4.2 Drobní zemní savci odchycení 30 m od silničního příkopu v lesním porostu na lokalitě Kaplice.

		Datum kontroly / doba expozice (dny)									Parametry početnosti	
		12.10.- 19.10. 2003	27.10. 2003	20.11. 2003	30.3.- 24.5. 2004	21.6. 2004	9.8. 2004	6.9. 2004	28.9. 2004	Celkem		
		7	8	24	55	28	49	28	22	221		
Druhy	Valence										a	d
<i>S. araneus</i>	vlhkomilný	7	3	2	2	18	17	5	20	74	0,67	27,5
<i>S. minutus</i>	vlhkomilný	3	3	2		3	8	3	6	28	0,25	10,4
<i>N. fodiens</i>	mokřadní	1	2		2		2	2		9	0,08	3,4
<i>N. anomalus</i>	mokřadní		1		2	1	1	3		8	0,07	3
<i>A. terrestris</i>	mokřadní	1					2			3	0,03	1,1
<i>M. glareolus</i>	lesní	11	4	5	2	4	11	7	6	50	0,45	18,6
<i>M. agrestis</i>	vlhkomilný	5		4	1	3	8	2	4	27	0,24	10
<i>M. arvalis</i>	stepní	1		1	2	2	5	3	6	20	0,18	7,4
<i>A. flavicollis</i>	lesní	7	5		4	2	9	9	5	41	0,37	15,3
<i>A. sylvaticus</i>	ekotonální	1			1				1	3	0,03	1,1
<i>M. minutus</i>	vlhkomilný		2	1			1	2		6	0,05	2,2
Celkem		37	20	15	16	33	64	36	48	269	2,43	100

Tab. 4.3 Drobní zemní savci odchytení v dálničním příkopu na lokalitě Větrný Jeníkov.

		Datum kontroly / doba expozice (dny)									Parametry početnosti	
		24.9.- 1.11. 2003	20.11. 2003	30.3.- 6.6. 2004	17.6. 2004	7.8. 2004	21.8. 2004	5.9. 2004	15.10. 2004	Celkem		
		8	19	68	11	51	14	15	40	226		
Druhy	Valence										a	d
<i>S. araneus</i>	vlhkomilný	2	1	3	4	4	2	7	6	29	0,26	24,6
<i>S. minutus</i>	vlhkomilný	2	1				1	1	2	7	0,06	5,9
<i>N. anomalus</i>	mokřadní						1	2	1	4	0,03	3,4
<i>M. arvalis</i>	stepní	6	8	6	2	8	2	7	6	45	0,40	38,1
<i>A. flavicollis</i>	lesní				1	5	5	7	4	22	0,19	18,7
<i>A. sylvaticus</i>	ekotonální	1	2	1				2	1	7	0,06	5,9
<i>M. minutus</i>	vlhkomilný	1					1		1	3	0,03	2,5
<i>M. avelanarius</i>	vlhkomilný						1			1	0,01	0,9
Celkem		12	12	10	7	17	13	26	21	118	1,04	100

Tab. 4.4 Drobní zemní savci odchycení 30 m od dálničního příkopu v lesním porostu na lokalitě Větrný Jeníkov.

		Datum kontroly / doba expozice (dny)									Parametry početnosti	
		24.9.- 1.11. 2003	20.11. 2003	30.3.- 6.6. 2004	17.6. 2004	7.8. 2004	21.8. 2004	5.9. 2004	15.10. 2004	Celkem		
		8	19	68	11	51	14	15	40	226		
Druhy	Valence										a	d
<i>S. araneus</i>	vlhkomilný	2	3	2	3	8	3	5	9	35	0,31	24,4
<i>S. minutus</i>	vlhkomilný	3	2			3	3	1	1	13	0,12	9,1
<i>M. glareolus</i>	lesní	5	6		2	2	3		4	22	0,19	15,4
<i>M. arvalis</i>	stepní	2	2	2	2	3	2	4	2	19	0,17	13,3
<i>M. agrestis</i>	vlhkomilný	3	5	2		1	4	2	3	20	0,18	14,0
<i>A. flavicollis</i>	lesní	2	3	2	3	5	6	4	3	28	0,25	19,6
<i>A. sylvaticus</i>	ekotonální		1	1		1	1		2	6	0,05	4,2
Celkem		17	22	9	10	23	22	16	24	143	1,27	100

Při celkovém porovnání početností jednotlivých druhů odchycených v příkopech s liniemi v lesním prostředí pomocí χ^2 -testu byl stanovený rozdíl vysoce průkazný jak na Kaplicku ($\chi^2 = 112,8$; $df = 10$; $p < 0,001$), tak na lokalitě V. Jeníkov ($\chi^2 = 87,5$; $df = 9$; $p < 0,001$).

Jak vyplývá z tab. 4.5, lokalita na Kaplicku byla z hlediska počtu druhů o třetinu bohatší ($S = 12$ a 11) než lokalita V. Jeníkov ($S = 8$ a 7). Na obou sledovaných lokalitách byl přítom v silničním příkopu počet druhů vždy vyšší ($S = 12$ a 8) než v sousedních porostech ($S = 11$ a 7). Nejběžněji užívaný parametr pro společenstva - Shannonův index diverzity hodnotí poměry v příkopu ale níže ($H' = 1,87$ a $1,61$) než v přilehlém lesním prostředí ($H' = 2,02$ a $1,85$). Podobný průběh měla druhová vyrovnanost společenstev – v příkopu byla nižší ($J = 0,754$ a $0,774$) než v sousedním lesním porostu ($J = 0,841$ a $0,949$).

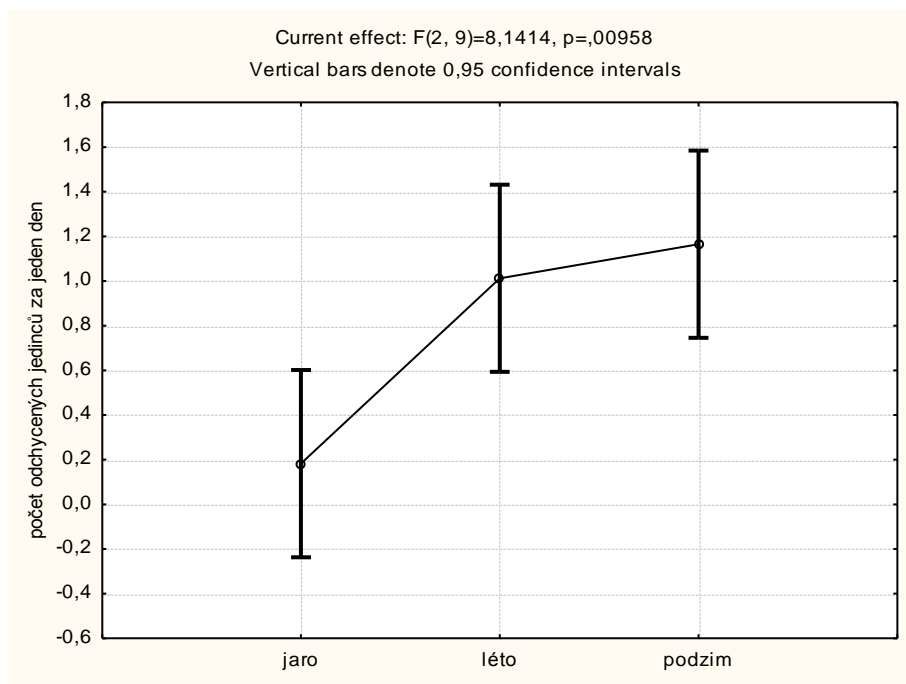
Tab. 4.5 Parametry společenstva drobných zemní savců na sledovaných lokalitách.

Indexy	Odchyťové linie			
	Kaplice - příkop	Kaplice - les	V. Jeníkov - příkop	V. Jeníkov - les
a (celková)	2,08	2,43	1,04	1,27
S	12	11	8	7
H'	1,87	2,02	1,61	1,85
J	0,754	0,841	0,774	0,949
D	4,86	6,15	4,01	5,91
E	0,405	0,559	0,501	0,844
D_{mg}	2,03	1,79	1,47	1,21

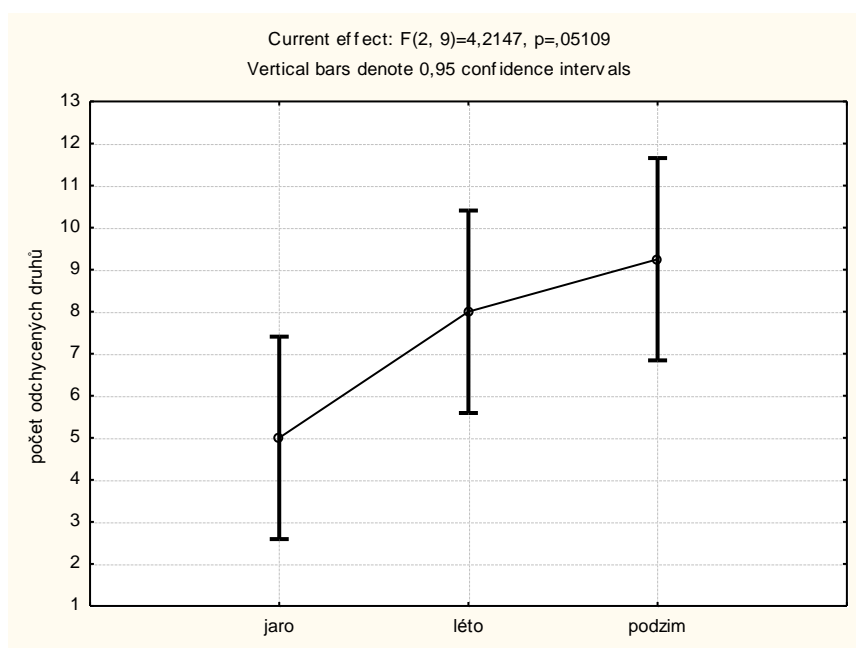
Při hodnocení diverzity dalším často používaným indexem D (Simpsonův index diverzity) byly nalezeny podobné poměry – odvodňovací příkopy komunikací byly hodnoceny níže ($D = 4,86$ a $4,01$) než blízké lesní porosty ($D = 6,15$ a $5,91$). Drobný rozdíl je pouze v tom, že silniční příkop na Kaplicku s 12 druhy je tímto indexem hodnocen výrazně níže než lesní porost na lokalitě V. Jeníkov se 7 druhy. Druhová vyrovnanost odvozená z tohoto indexu hodnotí opět oba silniční příkopy jako méně vyrovnané ($E = 0,405$ a $0,501$) než přilehlé lesní prostředí ($E = 0,559$ a $0,844$).

Výrazně odlišně situaci podává Margalefův index D_{mg} . Ten hodnotí silniční příkop, jak na Kaplicku ($D_{mg} = 2,03$) tak na lokalitě V. Jeníkov ($D_{mg} = 1,47$), výše než přilehlý les ($D_{mg} = 1,79$ a $1,21$). Hodnota přitom víceméně plynule sleduje klesající trend od druhově nejbohatšího ($S = 12$; $D_{mg} = 2,03$) k druhově nejchudšímu ($S = 7$; $D_{mg} = 1,21$) společenstvu.

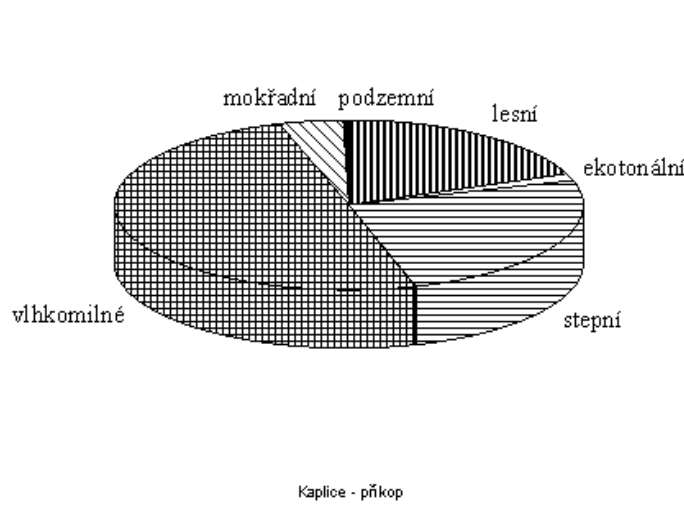
Struktura společenstva stanovená na základě součtu dominancí druhů se stejnou kategorií ekologické valence ukázala, že příkopy se jasně liší od sousedního lesního prostředí. V prostředí příkopu výrazný podíl tvořily především stepní ale i mokřadní formy na úkor lesních a vlhkomilných. Výlučně v příkopech byly také zastíženy podzemní a stromové druhy (viz obr. 4.3 až 4.6).



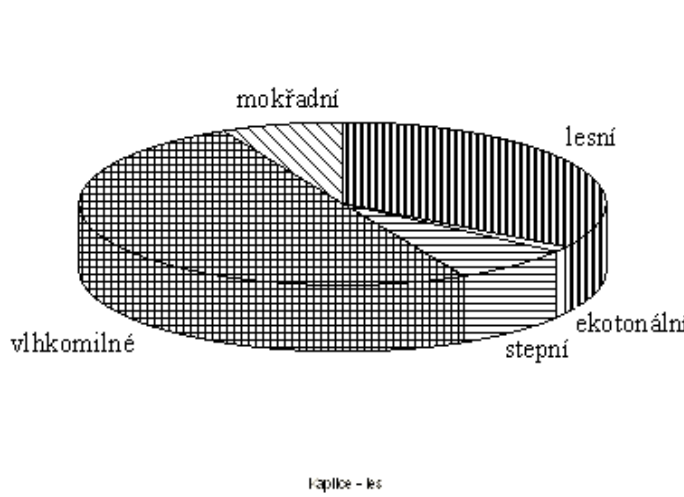
Obr. 4.1 Počet odchycených jedinců na sledovaných lokalitách za jeden den ve třech ročních obdobích.



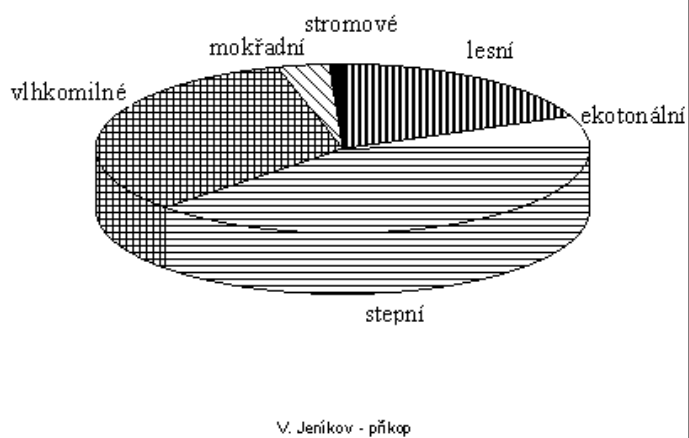
Obr. 4.2 Počet odchycených druhů na sledovaných lokalitách ve třech ročních obdobích.



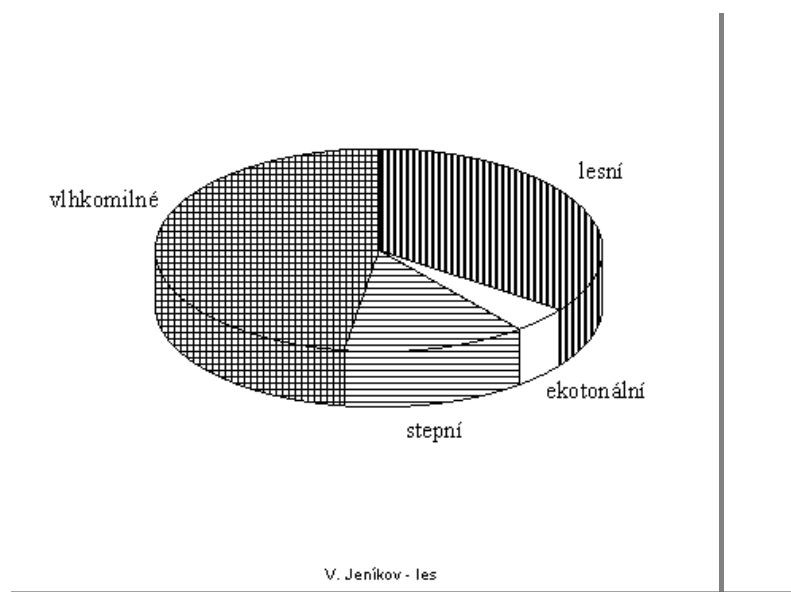
Obr. 4.3 Struktura společenstva v silničním příkopu na Kaplicku podle preferovaného habitatu.



Obr. 4.4 Struktura společenstva v lesním porostu na Kaplicku podle preferovaného habitatu.

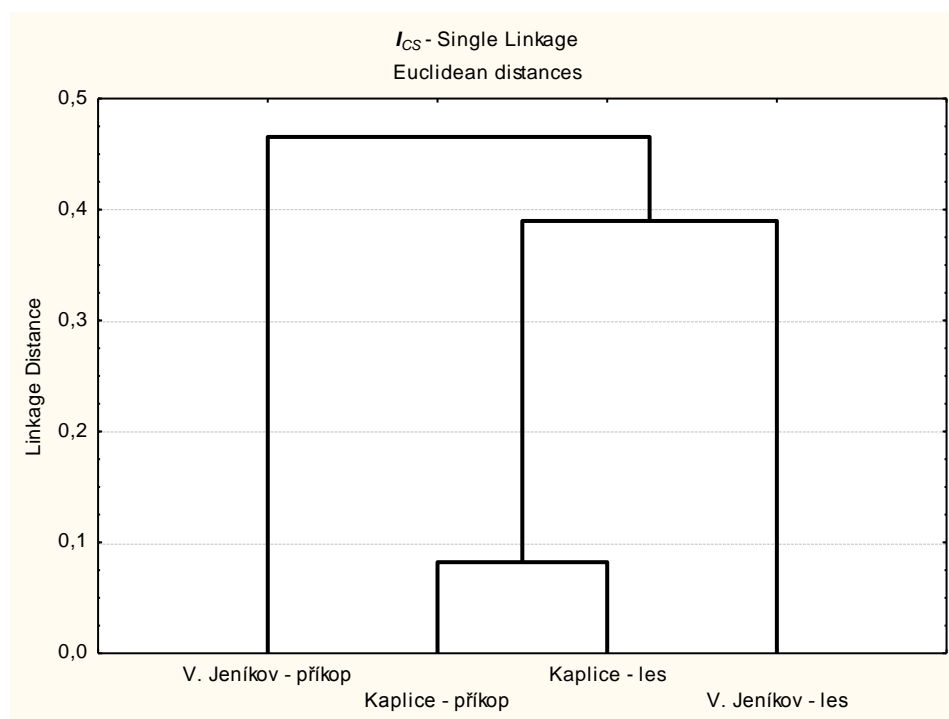


Obr. 4.5 Struktura společenstva v dálničním příkopu v oblasti V. Jeníkova podle preferovaného habitatu.

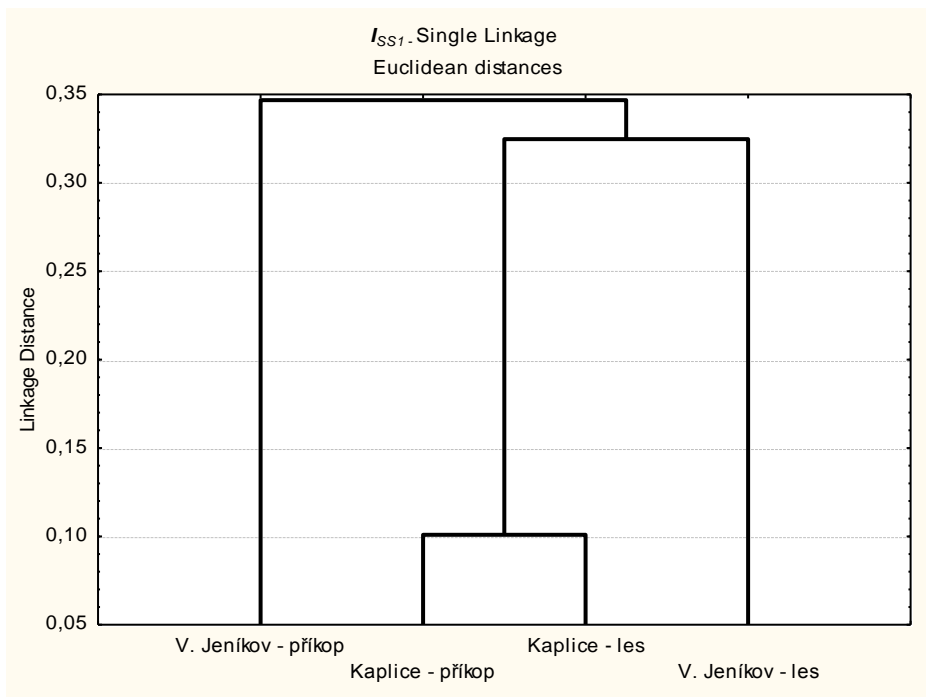


Obr. 4.6 Struktura společenstva v lesním porostu v oblasti V. Jeníkova podle preferovaného habitatu.

Podobnost společenstev hodnocená dvěma různými indexy podobnosti vyzněla ve všech případech velmi podobně (obr. 4.7 a 4.8). Na Kaplicku vykázalo osídlení silničního příkopu a sousedního lesního porostu největší podobnost. Naopak jako nejbzdálenější společenstvo od ostatních se projevilo osídlení dálničního příkopu. Při použití indexu I_{CS} (hodnocení pouze výskytu druhů) byla podobnost příkopu a lesa na Kaplicku vyšší než při hodnocení indexem I_{SSI} (hodnocení výskytu i absence druhů). Zcela opačná byla situace při hodnocení podobnosti osídlení příkopu a lesního prostředí na lokalitě V. Jeníkov. Tam index I_{CS} ukazuje na nižší podobnost příkopu a lesa než při hodnocení indexem I_{SSI} . Celkově poněkud vyšších vzájemných podobností bylo dosaženo při použití indexu I_{SSI} , tedy při hodnocení zahrnující i absenci druhů.



Obr. 4.7 Hodnocení podobnosti společenstev na základě indexu I_{CS} formou shlukovacího algoritmu Single Linkage.

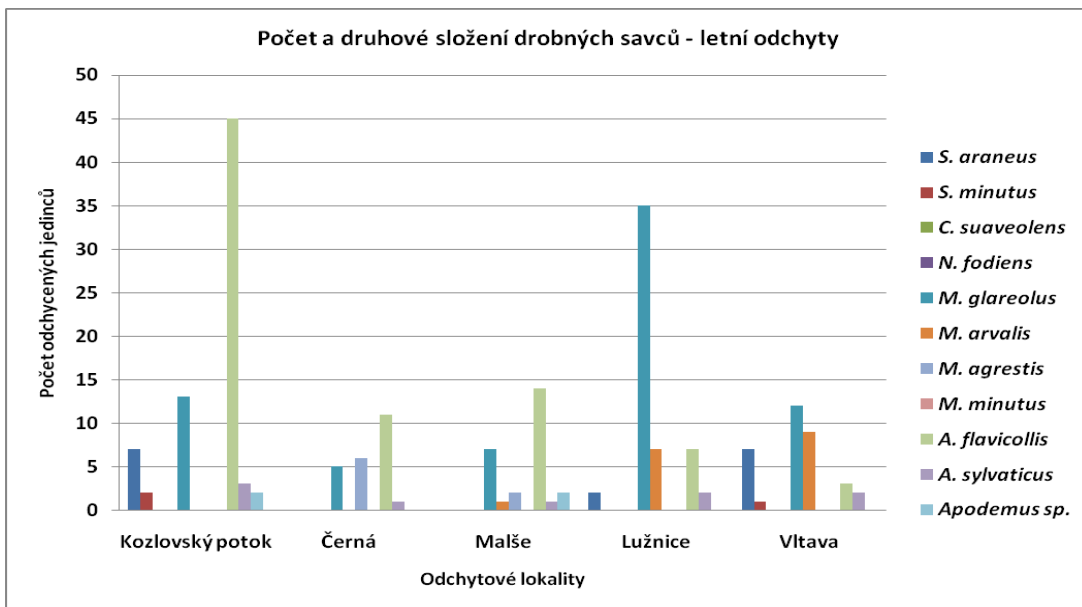


Obr. 4.8 Hodnocení podobnosti společenstev na základě indexu I_{SSI} formou shlukovacího algoritmu Single Linkage.

b) Článek II. – Drobní zemní savci podél vodních toků jako přirozených krajinných bariér

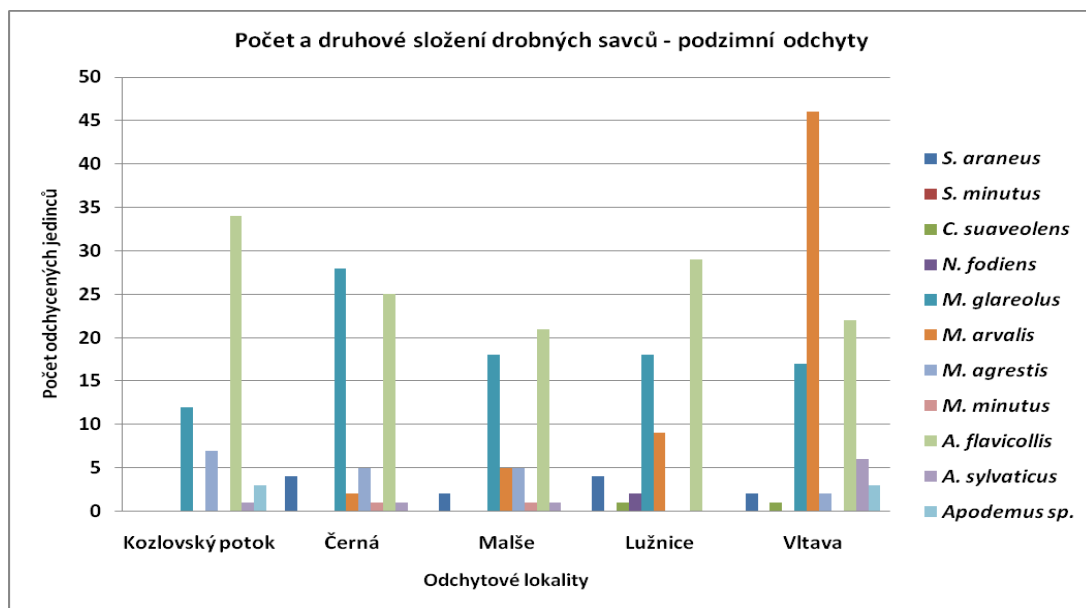
Za celé období 2004 - 2006 odchyťové úsilí odpovídalo 4000 past'nocím. Celkem bylo odchyceno 547 jedinců, z nichž 338 bylo odchyceno alespoň dvakrát. Determinováno bylo celkem 10 druhů drobných zemních savců: *Apodemus flavicollis* (211 ex.), *Apodemus sylvaticus* (18 ex.), *Micromys minutus* (2 ex.), *Myodes glareolus* (165 ex.), *Microtus arvalis* (79 ex.), *Microtus agrestis* (27 ex.), *Sorex araneus* (28 ex.), *Sorex minutus* (3 ex.), *Neomys fodiens* (2 ex.), *Crocidura suaveolens* (2 ex.), *Apodemus* sp. (10 ex.); (tab. 4.7).

Během letního období bylo odchyceno 209 jedinců, z nichž 148 bylo odchyceno alespoň dvakrát, přičemž patřili k 7 druhům: *A. flavicollis*, *A. sylvaticus*, *M. glareolus*, *M. arvalis*, *M. agrestis*, *S. araneus* a *S. minutus* (obr. 4.9).



Obr. 4.9 Početnost a druhové složení drobných zemních savců zjištěné na jednotlivých lokalitách v rámci letních odchyťů.

V podzimním období bylo odchyceno 410 jedinců, přičemž zpětně bylo odchyceno 238 jedinců, z toho 72 jich bylo označeno již při letním odchyťu. V tomto období bylo zaznamenáno 9 druhů: *A. flavicollis*, *A. sylvaticus*, *M. minutus*, *M. glareolus*, *M. arvalis*, *M. agrestis*, *S. araneus*, *N. fodiens* a *C. suaveolens* (obr. 4.10).



Obr. 4.10 Početnost a druhové složení drobných zemních savců, zjištěné na jednotlivých lokalitách v rámci podzimních odchytů.

Signifikantně vyšší počty odchytených jedinců byly zjištěny v podzimním období ($F = 21,98$; $P = 0,002$), naopak rozdíly v počtu druhů (vyjádřené jako podíly z celkového počtu druhů $S = 10$) na jednotlivých lokalitách a v odchytných obdobích nebyly statisticky průkazné (viz tab. 4.6).

Tab. 4.6 Sezonní rozdíly v počtu odchytených druhů a jedinců. Počty druhů i jedinců v letním i podzimním termínu odchytu byly vyjádřeny relativně vzhledem k celkovému počtu druhů, respektive jedinců, odchytených na lokalitách. mean – průměr, S.E. – střední chyba průměru, F – rozdělení, P – hladina významnosti.

	LÉTO		PODZIM		F	P
	mean	S.E.	mean	S.E.		
Druhy	0.70	0.06	0.86	0.06	3.8698	0.084
Jedinci	0.342	0.062	0.750	0.062	21.9830	0.002

Společenstvo drobných zemních savců

Výraznými eudominantními druhy všech sledovaných společenstev drobných zemních savců byly *A. flavicollis* a *M. glareolus*, které měly, vyjma lokality Vltava, stabilně nejvyšší hodnoty abundance ($A = 3,1 - 9,9\%$) a dominance ($D = 18,8 - 61,2\%$).

Oba druhy byly pravidelně odchyťávány v břehové vegetaci (břehová linie) i v porostu dřevin (lesní linie), přičemž rozdíly mezi odchyťovými liniemi nebyly statisticky významné. *M. arvalis* dosáhl nejvyšších hodnot abundance ($A = 6,9\%$) a dominance ($D = 41,3\%$) na Vltavě, kam pravděpodobně pronikal z blízké agroecenózy. Hojný byl též na lokalitě Lužnice ($A = 2,0\%$, $D = 13,8\%$). Preferoval habitat nízké litorální vegetace před porostem dřevin. Běžným druhem sledovaných společenstev byl také *S. araneus*, který byl čtvrtým nejpočetněji zastoupeným druhem ($A = 0,3$ až $1,1\%$). Pravidelně byl odchyťáván v břehové vegetaci ale i v porostu dřevin. Také *M. agrestis* byl stabilním druhem ve společenstvu drobných zemních savců, nebyl odchycen pouze na Lužnici. Na Černé a Malší byl spolu s *M. glareolus* a *A. flavicollis* eudominantním druhem společenstva ($D = 12,4\%$, resp. $D = 8,8\%$). Zřejmě optimální ekologická stanoviště představovaly podmáčené plochy s hustým porostem chřastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) a ostřice třeslicovitě (*Carex brizoides*). Druh *A. sylvaticus* se vyskytoval v nižší početnosti ve všech sledovaných společenstvech ($A = 0,3 - 1,0\%$, $D = 1,7 - 6,0\%$). Málo početné recedentní druhy studovaných společenstev drobných zemních savců představovali *S. minutus* ($A = 0,1 - 0,3\%$, $D = 0,8 - 1,6\%$), *N. fodiens* ($A = 0,3\%$, $D = 1,7\%$), *C. suaveolens* ($0,1\%$, $D = 0,8 - 0,9\%$) a *M. minutus* ($A = 0,1\%$, $D = 1,1 - 1,2\%$).

Druhov \acute{a} diverzita (H') a ekvitabilita (E) všech společenstev, s výjimkou Kozlovského potoka, byla poměrně vyrovnaná. Přes vysokou hodnotu dominance ($D = 41,3\%$) u *M. arvalis* nejvyšších hodnot druhové diverzity ($H' = 2,18$) a ekvitability ($E = 0,73$) dosáhlo společenstvo drobných zemních savců na lokalitě Vltava. Naopak vysoká relativní početnost a dominance *A. flavicollis* ($A = 9,9\%$, $D = 61,2\%$) a pouze 6 zjištěných druhů se odrazily ve snížení indexů druhové diverzity ($H' = 1,60$) a vyrovnanosti ($E = 0,62$) na Kozlovském potoce (viz tab. 2). Toto se projevilo na regresi (log link function) mezi šířkou vodního toku a druhovou diverzitou – H' (Wald stat. 7,3; $P < 0,007$) a ekvitabilitou – E (Wald stat. 4,2; $P < 0,040$).

Tab. 4.7 Celkový přehled výskytu druhů, jejich abundance - A (%), dominance - D (%), počet odchytených jedinců - n, počet druhů - S, relativní počet druhů - S_{rel} (%), indexy diverzity - H' a ekvitability - E .

Druh / Lokalita	Kozlovský p.		Černá		Malše		Lužnice		Vltava	
	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D
<i>Sorex araneus</i>	0.9	5.4	0.5	4.5	0.3	2.5	0.8	5.2	1.1	6.8
<i>Sorex minutus</i>	0.3	1.6	0	0	0	0	0	0	0.1	0.8
<i>Crocidura suaveolens</i>	0	0	0	0	0	0	0.1	0.9	0.1	0.8
<i>Neomys fodiens</i>	0	0	0	0	0	0	0.3	1.7	0	0
<i>Myodes glareolus</i>	3.1	19.4	4.0	37.1	3.1	31.2	6.6	45.7	3.6	21.8
<i>Microtus arvalis</i>	0	0	0.3	2.2	0.8	7.5	2.0	13.8	6.9	41.3
<i>Microtus agrestis</i>	0.9	5.4	1.4	12.4	0.9	8.8	0	0	0.3	1.5
<i>Micromys minutus</i>	0	0	0.1	1.1	0.1	1.2	0	0	0	0
<i>Apodemus flavicollis</i>	9.9	61.2	4.5	40.5	4.4	43.8	4.5	31.0	3.1	18.8
<i>Apodemus sylvaticus</i>	0.5	3.1	0.3	2.2	0.3	2.5	0.3	1.7	1.0	6.0
<i>Apodemus sp.</i>	0.6	3.9	0	0	0.3	2.5	0	0	0.4	2.2
Celkem	16.2	100.0	11.1	100.0	10.2	100.0	14.6	100.0	16.6	100.0
n	129		89		80		116		133	
S	6		7		7		7		8	
S_{rel}	0.6		0.7		0.7		0.7		0.8	
H'	1.60		1.94		1.99		1.91		2.18	
E	0.62		0.69		0.71		0.68		0.73	

A. flavicollis a *M. glareolus* v odchytech

Oba zmíněné druhy se na celkovém počtu odchytených jedinců podílely 70 %. Při letních a podzimních odchytech bylo zaznamenáno 211 jedinců druhu *A. flavicollis*. Z toho opakovaně bylo odchyceno 145 jedinců (68,7%) a z nich 33 jedinců bylo odchyceno v létě i na podzim, přičemž bylo dosaženo až 15 zpětných odchyť u stejného jedince (večer, ráno, léto podzim). Rozdíl v zastoupení pohlaví v odchytech byl zaznamenán pouze v případě podzimních odchyť na Vltavě, kde počet samců výrazně převýšil počet samic (sex ratio - SR 3,60; $\chi^2 = 7,3478$; $P = 0,0067$). Podíl subadultních jedinců kolísal od 25 % v létě na Černé po 57 % v létě na Lužnici (kromě Vltavy v létě, kdy byli odchyceni pouze tři jedinci *A. flavicollis* a všichni byli subadultní).

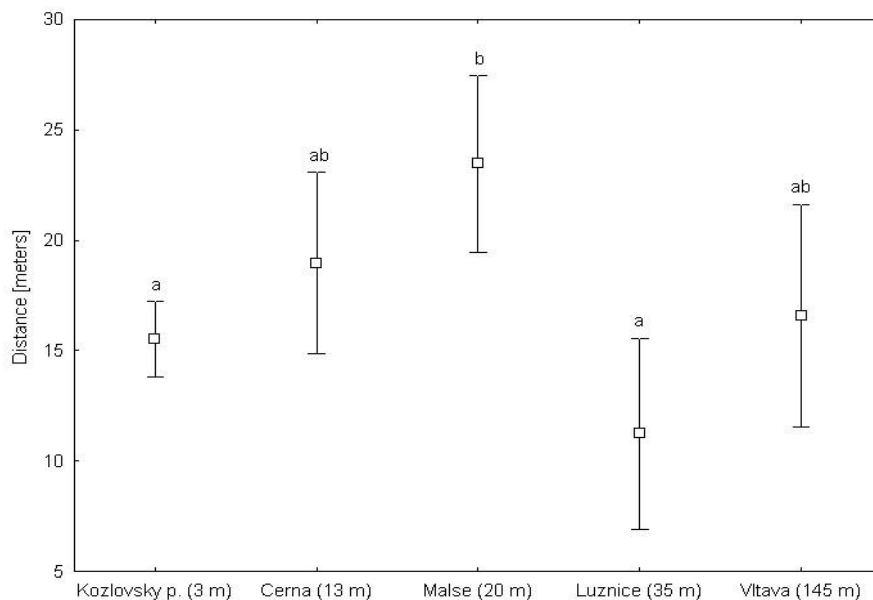
Dále bylo celkově odchyceno 165 jedinců druhu *M. glareolus*, z toho opakovaně 112 jedinců (67,9%), přičemž 27 jedinců bylo odchyceno v létě i na podzim. U *M. glareolus* bylo dosaženo až 11 zpětných odchyť stejného jedince. Rozdílů v zastoupení pohlaví bylo zaznamenáno v porovnání s *A. flavicollis* více. Na Lužnici byl v létě odchycen významně větší počet samic než samců (SR 0,27; $\chi^2 = 10,9393$; $P = 0,0001$), stejně tak i na podzim (SR 0,33; $\chi^2 = 8,0$; $P = 0,0046$).

Obdobný stav byl na Vltavě, kde byl v podzimních odchycích také nalezen větší počet samic (SR 0,4; $\chi^2 = 3,8571$; $P = 0,0495$). Podíl subadultních jedinců kolísal od 38 % v létě na Malši po 86 % v létě na Černé. Průkazně vyšší podíl subadultních jedinců byl zjištěn celkově na podzim ($F = 5,238$; $P < 0,05$).

Mobilita

Jelikož byli *A. flavicollis* a *M. glareolus* ve vzorku dostatečně zastoupeni na všech lokalitách a v obou sezonách, bylo možno posoudit úroveň jejich lokomoční aktivity – mobility - na základě vzdálenosti mezi dvěma po sobě následujícími odchyci. Prokázána byla ($F = 5,934$; $P < 0,05$) vyšší mobilita *A. flavicollis* ($16,5 \pm 0,7$ m) v porovnání s *M. glareolus* ($13,8 \pm 0,9$ m). V případě *M. glareolus*, byli podstatně mobilnější samci ($18,0 \pm 1,6$ m) nežli samice ($12,5 \pm 0,9$ m), ($F = 9,524$; $P < 0,05$). U tohoto druhu ale nebyly zjištěny žádné další rozdíly mezi lokalitami, sezónami ani věkovými kategoriemi.

U dalšího nejpočetnějšího druhu, *A. flavicollis*, nebyl prokázán rozdíl v mobilitě mezi pohlavími ani subadultními a adultními jedinci. Taktéž nebyly prokázány rozdíly mezi letními a podzimními odchyci. Byl ale zjištěn rozdíl v mobilitě mezi lokalitami. Na Malši ($23,5 \pm 2,4$ m) byla průkazně vyšší [$F(4,557) = 4,9916$; $P = 0,00058$] než na Kozlovském potoce ($15,5 \pm 0,8$ m) a Lužnici ($11,2 \pm 1,6$ m) - viz obr. 4.11. Nicméně regrese (log link function) mezi mobilitou a šířkou říčního toku nalezena nebyla ($P = 0,76$).



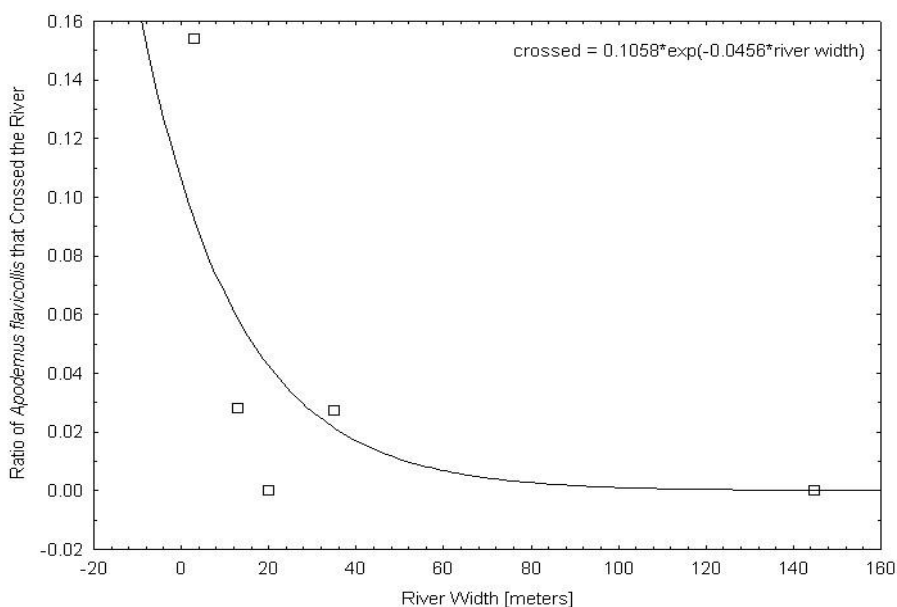
Obr. 4.11 Průměrné hodnoty a 95% intervaly spolehlivosti mobility u *A. flavicollis*. Průměry označené stejnými písmeny se neliší signifikantně. Jedinci na Malši tedy vykázali průkazně vyšší úroveň mobility než na Lužnici a Kozlovském potoce [$F(4,557) = 4,9916$; $P = 0,00058$; Tukeyho post-hoc test pro nesterýný počet N, $P < 0,05$].

Překonání vodního toku

Překonání vodního toku bylo zjištěno na třech lokalitách – Kozlovský potok, Černá a Lužnice. Vodní toky Černou (13 m) a Lužnici (35 m) překonali po jednom adultní samci *A. flavicollis*, přičemž se jednalo o jedince označené v letním odchyťovém termínu a zpětně odchycené v podzimním, při kterém bylo toto překonání vodního toku zjištěno. Časový odstup letních a podzimních odchytů byl přitom 3 měsíce. Opakované překonání vodního toku bylo stanoveno pouze na Kozlovském potoce (3 m) u *A. flavicollis*, po jednom překonání toku, na posledně jmenované lokalitě, bylo zaznamenáno ještě u *M. glareolus* a *M. agrestis*.

Kozlovský potok byl překročen 12 jedinci druhu *A. flavicollis*, z nichž u 10 byl zjištěn opětovný návrat. U 5 zvířat bylo překročení zaznamenáno opakovaně. V letním období byl tok překonán 2 a na podzim 10 zvířaty. Vliv pohlaví na překonávání toku zjištěn nebyl. Také podíl subadultních jedinců k adultním (8:4) nebyl statisticky průkazný, byl ale na podzim zcela opačný než byl podíl subadultních a adultních jedinců na celkovém počtu odchycených jedinců. χ^2 - test s Yatesovou korekcí tak prokázal existenci bariérového efektu vodního toku pro adultní jedince i u velmi úzkého toku Kozlovského potoka ($\chi^2 = 5,97$; $P = 0,015$).

V rámci sledovaného období (3 měsíce) počet překonání vodního toku byl exponenciálně závislý (power link function) na šířce vodního toku (Wald Stat. 36,5; $P < 0,0001$) a na abundanci (Wald Stat. 1116,7; $P < 0,0001$). Mobilita neměla na počet překonání vliv (Wald Stat. 1,2; $P = 0,27$) - viz obr. 4.11 a 4.12.



Obr. 4.12 Na obrázku je výsledek fitování s rovnicí $y = 0.1058 \cdot \exp(-0.0456 \cdot x)$. Ukazuje závislost relativní četnosti překonání vodního toku (y) na šířce toku (x) u *A. flavicollis*. Relativní četnost je podíl jedinců překročivších vodní tok na celkovém počtu odchycených jedinců na lokalitě.

c) **Článek III.** – Ovlivňují vzorce chování u drobných savců úroveň genetického toku v heterogenní krajině?

Celkem byly analyzovány genotypy 112 jedinců norníka rudého (*Myodes glareolus*) ze šesti odchytových lokalit a 126 jedinců myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) ze sedmi lokalit, oddělených různým typem krajinných bariér (vodní toky, silnice).

Všechny použité mikrosatelitové lokusy byly polymorfní, s počtem alel na lokusu v rozsahu od 9 do 20 (průměr = 14) u norníka rudého a od 13 do 29 (průměr = 19) v případě myšice lesní (tab. 4.8 a tab. 4.9).

Tab. 4.8 Charakteristika mikrosatelitních lokusů u *Myodes glareolus*; velikost (bp) = počet párů bází, teplota (°C) = teplota nasedání primerů.

lokus	zdroj	velikost (bp)	teplota (°C)	počet alel
MSCg-9	Gockel et al. (1997)	162-190	58	15
MSCg-4	Gockel et al. (1997)	104-136	58	13
MSCg-15	Gockel et al. (1997)	107-139	58	12
MSCg-18	Gockel et al. (1997)	124-139	55	9
LIST3-002	Barker et al. (2005)	221-259	53	20
LIST3-003	Barker et al. (2005)	208-260	50	20
LIST3-007	Barker et al. (2005)	213-229	55	12
LIST3-005	Barker et al. (2005)	150-175	53	12

Tab. 4.9 Charakteristika mikrosatelitních lokusů u *Apodemus flavicollis*; velikost (bp) = počet párů bází, teplota (°C) = teplota nasedání primerů.

lokus	zdroj	velikost (bp)	teplota (°C)	počet alel
CAA2A	Makova et al. (1998)	97-115	58	15
TNF (CA)	Makova et al. (1998)	107-137	60	18
GTTC4A	Makova et al. (1998)	124-146	55	14
GACAD1A	Makova et al. (1998)	151-245	55	29
MSAf-22	Gockel et al. (1997)	128-170	55	21
MSAf-3	Gockel et al. (1997)	106-148	51	19

Populačně-genetické parametry *M. glareolus* a *A. flavicollis*

Následující dvojice lokusů nebyly ve vazebné rovnováze ($P < 0,05$): MSCg-15 a LIST3-002, LIST3-002 a LIST3-005, MSCg-15 a MSCg-18, LIST3-005 a MSCg-18, MSAf-16 a GTTC4A; což jsou 4 dvojice, zahrnující 4 různé lokusy pro normika rudého a 1 páru lokusů pro myšici lesní. Proto lokusy MSCg-15, LIST3-005 a GTTC4A byly vyloučeny z následné statistické analýzy, protože nezávislost lokusů je potřebná pro provedení testu pravděpodobnosti Hardy-Weinbergovy rovnováhy (Raymond & Rousset 1995b), jakož i pro ostatní použité výpočty. Po vynechání těchto lokusů, byly výsledky všech testů vazebné nerovnováhy nesignifikantní. Signifikantní odchylky od HWE byly pozorovány ve většině subpopulací obou druhů. P – hodnoty pravděpodobnostního testu HWE za předpokladu nulové hypotézy náhodného spojování gamet, četnost alel (což je průměrný počet alel na lokus korigovaný počtem vzorků), koeficient inbrídingu a oba typy heterozygotnosti (H_o , H_e) jsou uvedeny v tab. 4.10 a 4.11.

Tab. 4.10 Populačně genetické parametry: test Hardy-Weinbergovy rovnováhy (P – hladina významnosti, *** $P < 10^{-3}$, hs - vysoce signifikantní), Ar – alelová diverzita, Fis – inbrední koeficient, Ho – pozorovaná heterozygotnost, He – očekávaná heterozygotnost v rámci subpopulací *M. glareolus*.

	P	Ar	Fis	Ho	He
Borek1	0.007	8.7	0.011	0.84	0.83
Borek 2	hs	8.6	0.060	0.79	0.81
Hluboká 3	0.57	7.8	0.022	0.78	0.78
Hluboká 4	0.01	9.1	0.114	0.76	0.83
Vltava-pravý břeh 5	***	8.3	0.161	0.69	0.80
Vltava-levý břeh 6	hs	8.7	0.261	0.63	0.82

Tab. 4.11 Populačně genetické parametry: test Hardy-Weinbergovy rovnováhy (P – hladina významnosti, *** $P < 10^{-3}$, hs - vysoce signifikantní), Ar – alelová diverzita, Fis – inbrední koeficient, Ho – pozorovaná heterozygotnost, He – očekávaná heterozygotnost v rámci subpopulací *A. flavicollis*.

	P	Ar	Fis	Ho	He
Borek1	0.12	8.6	0.074	0.8	0.83
Borek 2	0.02	9.8	0.114	0.75	0.82
Hluboká 3	0.19	7.8	0.075	0.73	0.77
Hluboká 4	0.005	11.2	0.079	0.82	0.87
Ponešice 7	0.0004	9.1	0.039	0.77	0.79
Vltava-pravý břeh 5	0.07	10.6	0.072	0.82	0.86
Vltava-levý břeh 6	0.01	11.0	0.11	0.77	0.83

Všechny párové testy alelické diferenciace v rámci všech lokusů byly vysoce signifikantní ($P < 10^{-6}$) pro oba druhy, s výjimkou jedné dvojice subpopulací – subpopulace myšice lesní z břehů řeky Vltavy. Absolutní a proporcionální počty jednotlivců správně přiřazených (GeneClass) do subpopulací, v kterých byli odchyceni, jsou uvedeny v tab. 4.12.

Tab. 4.12 Absolutní a proporcionální počty správně přiřazených jedinců (GeneClass) do subpopulací, v kterých byli odchyceni; correct – správně přiřazení jedinci, “neighbor” – sousední subpopulace.

	Borek 1	Borek 2	Hluboká 3	Hluboká 4	Pravý břeh 5	Levý břeh 6	Poněšice 7
Af – N (total)	15	17	18	20	16	16	24
Af – N (correct)	9	10	10	11	6	3	17
Af – N (neighbor)	4	2	2	2	3	5	0
Af - % correct	60	59	56	55	38	19	71
Af - % neighbor	27	12	11	10	19	31	0
Mg – N (total)	17	18	19	19	19	20	0
Mg – N (correct)	10	15	15	15	15	16	0
Mg – N (neighbor)	4	1	4	3	2	1	0
Mg - % correct	59	83	79	79	79	80	0
Mg - % neighbor	24	6	21	16	11	5	0

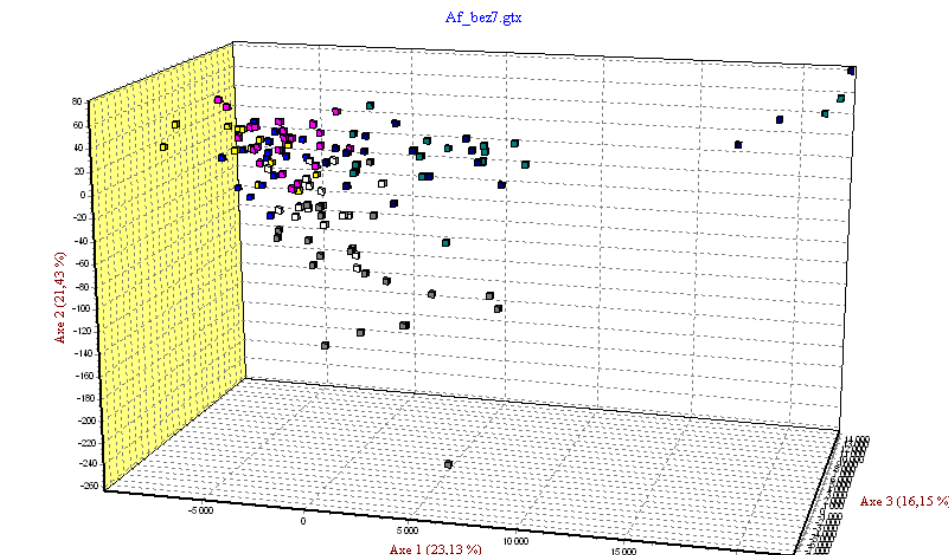
Hodnoty párového *Fst* pro všechny dvojice subpopulací jsou uvedeny v tab. 4.13 a 4.14. STRUCTURE analýza ukázala, že nejlepší počet klastrů, vysvětlující získaná data, byl $K = 4$ pro *Apodemus flavicollis* a $K = 6$ pro *Myodes glareolus*.

Tab. 4.13 Hodnoty párového *Fst* pro subpopulace norníka rudého (*M. glareolus*).

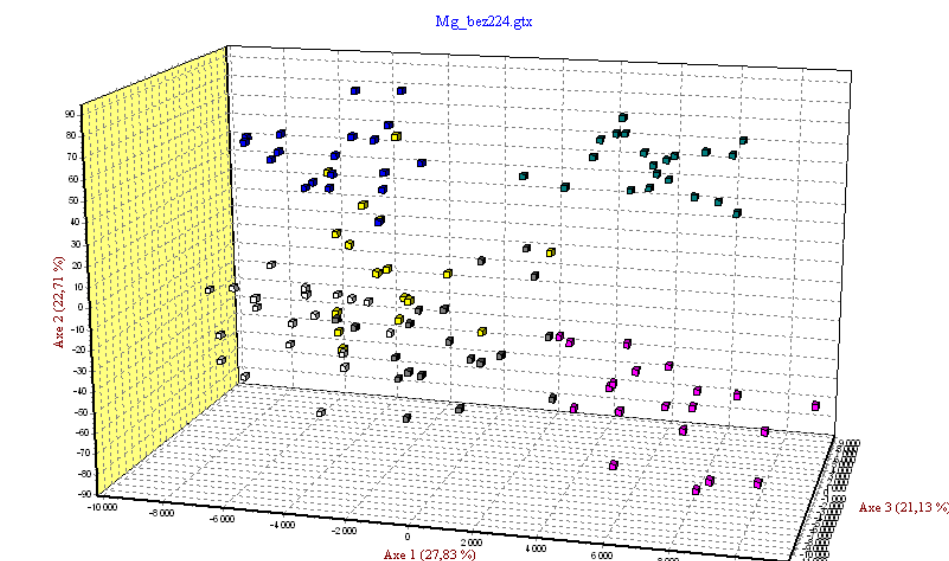
	Borek 1	Borek 2	Hluboká 3	Hluboká 4	Pravý břeh 5
Borek 2	0.044				
Hluboká 3	0.067	0.057			
Hluboká 4	0.048	0.048	0.041		
Pravý břeh 5	0.053	0.079	0.099	0.044	
Levý břeh 6	0.069	0.049	0.085	0.040	0.053

Tab. 4.14 Hodnoty párového *Fst* pro subpopulace myšice lesní (*A. flavicollis*).

	Borek 1	Borek 2	Hluboká 3	Hluboká 4	Poněšice 7	Pravý břeh 5
Borek 2	0.010					
Hluboká 3	0.043	0.034				
Hluboká 4	0.015	0.012	0.025			
Poněšice 7	0.038	0.027	0.034	0.035		
Pravý břeh 5	0.028	0.019	0.033	0.008	0.039	
Levý břeh 6	0.030	0.014	0.034	0.005	0.018	0.007



Obr. 4.13 3D vizualizace výsledků faktorové analýzy (*A. flavicollis*).



Obr. 4.14 3D vizualizace výsledků faktorové analýzy (*M. glareolus*).

5. DISKUSE

Příznačným rysem soudobé, silně antropogenní, krajiny je existence celé řady krajinných prvků, ovlivňujících distribuci mnoha živočišných a rostlinných druhů. Vodní toky, silniční a dálniční komunikace a jejich okolní habitaty, tak mohou plnit nejen funkci biokoridorů, ale mohou též představovat filtr nebo bariéru, významně ovlivňující migraci, biodiverzitu a populačně-genetické parametry jednotlivých druhů. Tato disertační práce, sestávající ze dvou zoologicko-ekologických částí a jedné populačně-genetické studie, shrnuje výsledky studia drobných zemních savců podél přirozených (vodní toky) a antropogenních (silnice a dálnice) krajinných bariér.

Společenstva drobných zemních savců podél vodních toků, dálniční a silniční komunikace vykazovala v kontextu středoevropské krajiny spíše nadprůměrnou diverzitu. Ta se pohybovala od $H' = 1,6$ do $2,18$ u vodotečí, resp. od $H' = 1,61$ do $2,02$ v prostředí pozemních komunikací (srovnej Zejda 1973, Bürger et al. 1987, Bryja & Řehák 1998, Bryja & Zukal 2000, Bejček & Šťastný 2003, Suchomel & Heroldová 2004, Rico et al. 2007a). Srovnáme-li celkovou abundanci drobných savců odchycených u vodních toků (břehové x lesní odchyťové linie) s prostředím pozemních komunikací (silniční/dálniční příkop x linie v lesních porostech) zjistíme, že stav u vodotečí není statisticky významný, naopak vysoce průkazný rozdíl ($p < 0,001$) lze nalézt u silnice (dálnice). Přestože byl v odvodňovacích příkopech nalezen nižší počet drobných zemních savců, nelišil se více než o 20 % od lesních linií, což je v populační dynamice drobných savců téměř zanedbatelný rozdíl (viz např. Stenseth & Lidicker 1992, Mazurkiewicz & Rajska-Jurgiel 1998, Wolff 1999, Stenseth et al. 2002, Tkadlec 2008, Korpela et al. 2011, Vaughan et al. 2011).

Uvedený stav v odvodňovacích příkopech byl doprovázen ještě překvapivějším výsledkem – vyšším počtem druhů než v přilehlých lesních porostech. Na sledovaných lokalitách byla závěrečná bilance 12:11 a 8:7 ve prospěch příkopů (viz tab. 4.5). Zatímco u vodních toků byly počty druhů poměrně vyrovnané, se statisticky neprůkazným rozdílem (viz tab. 4.7). Stav u dálniční a silniční komunikace připomíná situaci na okrajích habitatů, označovaný jako okrajový efekt - edge effect (Bennett 1990, Pardini 2004, Osbourne et al. 2005, Vaughan et al. 2011). Je tu ale hned několik rozdílů. Při okrajovém efektu je vlastní hraniční pás jednak sycen druhy ze dvou přilehlých habitatů a pak na okrajích je většinou vyvinuta více-strukturovaná vegetace, která poskytuje prostředí pro další druhy (viz Meunier et al. 1999, Bryja & Zukal 2000, Goosem 2000, Wolf & Batzli 2002, Bennett 2003, Tallmon & Mills 2004, Fuentes-Montemayor et al. 2009). V případě drobných zemních savců např. pro myšici křovinnou.

U studovaných odvodňovacích příkopů ale uvedené schéma nemůže platit. Jednu plochu přilehlou k silničnímu příkopu totiž tvoří vozovka a to jak u silnice, tak u dálnice. Dále zde není v žádném případě vyvinuta více-strukturovaná vegetace. Spíše naopak, dno odvodňovacího příkopu bývá betonové a pokud je vegetace vůbec vyvinuta, je velmi nízká a vykazuje nízkou pokryvnost.

Odlišnosti mezi vodotečemi a dopravními komunikacemi byly nalezeny i v druhovém složení. Eudominantními druhy sledovaných společenstev drobných zemních savců u vodních toků byly jednoznačně *A. flavicollis* ($D = 18,8 - 61,2 \%$) a *M. glareolus* ($D = 21,8 - 45,7 \%$). Ve všech habitatech byli tito živočichové odchyťováni v podstatě syntopně a vysvětlením mohou být víceméně společné potravní zdroje, jak uvádějí Obrtel & Holišová (1974). Obdobný stav u těchto druhů zaznamenali Kozakiewicz & Kozakiewicz (2008) v úzkém pásu olšin podél jezera, který sousedil s agroceózou a lesem. Relativně velkou druhovou diverzitu zde zajišťovali pravděpodobně nejen migrující jedinci, ale především také mozaikovitost vlhkostních podmínek, která svedla dohromady např. *M. agrestis* a *M. arvalis*, *N. fodiens* a *C. suaveolens*.

Naopak v odvodňovacích příkopech (a to zcela nečekaně) a v přilehlých lesních habitatech téměř jednoznačně dominoval *S. araneus*, s hodnotami dominance až 33,5 % (u vodních toků dosáhl nejvýše 6,8 % dominance). Je však nutné brát v úvahu lepší účinnost padacích pastí, zejména u rejskovitých (více Dudich & Štollmann 1985). Pouze dálniční příkop poněkud více vyhovoval *M. arvalis* ($D = 38,1 \%$). Obdobný habitat preferoval *M. arvalis* též u vodotečí - suchý břeh s nižším vegetačním krytem. Bryja & Zukal (2000) také uvádějí vyšší hodnotu dominance *M. arvalis* ($D = 19,6 \%$) na okrajích studovaných habitatů, které plnily funkci biokoridoru. V dálničním příkopu dokonce nebyl zastížen jediný *M. glareolus*, což není vůbec překvapivé vzhledem k jeho citlivosti na otevřené prostředí (Bałowski & Kozakiewicz 1988, Rico et al. 2007b).

Podmáčený břehový porost ostřic a lesní porosty u studovaných komunikací naopak upřednostňoval *M. agrestis*, obdobně např. Reiter et al. (1997). Běžnou součástí všech sledovaných společenstev drobných zemních savců byl ekotonální *A. sylvaticus*. V příkopech byly též odchytceny stromové a podzemní druhy *M. avelanarius* a *T. europea*. Rejskovití byli zastoupeni celkem čtyřmi druhy. Vzhledem k přítomnosti mokřadních habitatů u vodních toků, patřili poněkud překvapivě k recedentním druhům hmyzožravci *S. minutus* a *N. fodiens*. Překvapivý byl ale také odchyt *C. suaveolens*, příhodná synantropní stanoviště ji patrně vytvářejí nedaleké rekreační chaty (viz např. Zima et al. 1998).

Disperze je důležitou součástí chování obratlovců, výrazně přispívající k osídlení neobsazených habitatů a fragmentované krajiny. Charakter disperze se liší mezi jednotlivými druhy, zejména pokud jde o pohlaví a tendenci k šíření (Wolff 1999). Mnoho druhů vykazuje v oblastech s nízkou heterogenitou nepřetržitý pohyb napříč krajinou nebo podél koridorů. Zrychlení nebo zpomalení pohybu můžeme očekávat tam, kde je jedna část trasy relativně homogenní a druhá heterogenní (Forman & Godron 1993).

Výsledky genetické analýzy subpopulací *M. glareolus* a *A. flavicollis* naznačují, že břehy vodních toků a okraje silničních komunikací jsou pravděpodobně intenzivně využívaným migračním koridorem, což naznačují subpopulace z břehů, které jsou z velké části složeny z migrantů. Podíl imigrantů byl, podle analýzy GeneClass, v subpopulaci *A. flavicollis* odhadnut na 48 % a u *M. glareolus* na 23 %. Přestože jsou silniční a dálniční příkopy silně antropogenním elementem, plní pravděpodobně roli vodoteče – migračního koridoru, podle kterého se zcela přirozeně drobní zemní savci orientují a systematicky postupují do nového prostředí. Mohou se tak podílet na genetické výměně mezi lokálními populacemi. Tím zmenšují jednak efekt fragmentace krajiny a navíc přispívají ke kontinuitě izolovaných populací (Bennett 1990, Demek 1999) v rámci pozemních komunikací, které jsou považovány za migrační bariéru (více Dickman 1987, Bąkowski & Kozakiewicz 1988, Clark et al. 2001, Goosem 2001, Clevenger et al. 2003, McDonald & St. Clair 2004). Uvedená úvaha o koridoru může zřejmě platit jak pro mokřadní a vlhkostné druhy (*N. fodiens*, *N. anomalus*, *A. terrestris*, *S. araneus*, *S. minutus*, *M. agrestis*, *M. minutus*), tak pro stepní druhy, které mohou využívat k šíření jen o několik cm vyšší suché „břehové“ partie u vodotečí (viz Spackman & Hughes 1995, Rosenberg et al. 1997, Andersen et al. 2000, Wijnhoven et al. 2005). Zřejmě i pro podzemní druhy jako je *T. europaea* může být vlhký koridor užitečným vodítkem pro nalezení vhodně vlhkého substrátu s dostatečným obsahem potravy (Mellanby 1967, Funmilayo 1977, Hartman et al. 2000, Feldhamer et al. 2007). Migrace podél vozovky je v tomto případě mnohem více pravděpodobná než překonávání vozovky napříč. Naopak poměry u lesních druhů napovídají, že pro tyto formy odvodňovací příkop důležitou roli hrát nebude, s ohledem na otevřený charakter habitatu a nízkou vegetaci.

Jedním ze základních mechanismů spojení v krajině je schopnost lokomoce a s ní související adaptace na různá prostředí, např. terestriální a vodní u semiakvatických druhů drobných savců (Forman & Godron 1993, Peles et al. 1999, Santori et al. 2008). V souvislosti s habitaty podél vodních toků byla též analyzována úroveň lokomoční aktivity dvou nejpočetněji zastoupených druhů, *A. flavicollis* a *M. glareolus*. Vyšší úroveň celkové mobility byla zjištěna u *A. flavicollis* (16,5 m) v porovnání s *M. glareolus* (13,8 m). Naše výsledky tak korespondují se závěry Mazurkiewicz & Rajska-Jurgiel (1998), které studovaly prostorové chování obou druhů v lesním habitatu, a také s poznatky Rico et al. (2007b), které dokladují mírně vyšší míru mobility *A. flavicollis* u silničních bariér (*A.f.* 17,0 m vs. *C.g.* 16,5 m). Podobně Bąkowski & Kozakiewicz (1988) a Wolton (1985) uvádějí u tohoto druhu vyšší mobilitu a dávají ji do souvislosti s rozsáhlejším home-range než je u *M. glareolus*. U *M. glareolus* byla nalezena pouze vyšší míra mobility u samců. Rozdíl v mobilitě mezi pohlavími dokládá také Kozakiewicz et al. (2007), přičemž jejich výsledky ukazují na úzkou souvislost zvýšené mobility u samců s rozmnožovací strategií. U *A. flavicollis* byla navíc zjištěna různá úroveň mobility na jednotlivých lokalitách (obr. 4.11).

Zaznamenané hodnoty mobility tak mohou souviset s charakterem habitatu a fragmentací širšího okolí, jak uvádějí Wolff (1999) a Marsh et al. (2001). Hypotézu o tom, že mobilita podél bariéry roste s její nepřekonatelností napříč – tedy v tomto případě s šířkou říčního toku, se ale prokázat nepodařilo.

Překonávání ekologických nebo fyzických překážek v podobě vodních toků, jezer, železnic, silničních a dálničních komunikací aj. může být pro některé druhy drobných zemních savců výrazně obtížnější, nežli pro mobilnější terestriální, akvatické a semiakvatické druhy, které překonávají tyto bariéry bez větších problémů. Pobřežní a vodní zóny (obdobně jako okraje pozemních komunikací) nepředstavují pouze překážky (filtry) v disperzi, ale plní i funkci přirozených koridorů. Hranici mezi oběma zónami tvoří břehová vegetace, která je druhově velmi bohatá a strukturálně i floristicky se odlišuje od přilehlých biotopů. Svým mikrohabitatem a větším rozsahem potravní niky může mít zásadní vliv na místní druhovou diverzitu (viz např. Fahrig & Merriam 1985, Rosenberg et al. 1997, Andersen et al. 2000, Bennett 2003). Překonávání vodního toku jako bariéry mj. závisí na šířce koryta, průtoku a teplotě vody, mobilitě a specializaci druhu (Spackman & Hughes 1995, Wolff 1999).

Mobilitě na břehu byla věnována zvláštní pozornost (viz výše), protože může být vnímána jako „motor“, který podporuje překonávání říčního toku. Vyplývalo to ze studia překonávání silničních komunikací různé šířky u *A. flavicollis* a *M. glareolus* (Rico et al. 2007b). Regresi počtu překonání vodního toku a mobility u *A. flavicollis* se ovšem v naší práci nepodařilo prokázat. *A. flavicollis* překonal vodní tok celkem na třech lokalitách (dvě širší – 13 a 35m, a jedna úžší – 3m vodoteč). I přes nízké počty jedinců, kteří překonali širší vodní toky, generalizovaný model ukázal, že šířka vodního toku měla výrazný vliv na počet překonání bariéry. Jak ukazuje obr. 4.12, body je možno proložit exponenciální křivku, která asi nejpřesněji zrcadlí potenciál drobných zemních savců k překonávání vodního toku, neboť šířky kolem 30 m již bývají obtížněji překonatelné (viz Hafner & Hafner 1975). Z časového průběhu odchyťů je možno odhadnout, že překonání širších vodních toků je možné zachytit až po delší době, řádově do tří měsíců.

Podobným stimulem k překonání říčního toku může být početnost populace. Tato situace je často popisována při studiu populačních cyklů drobných zemních hlodavců. Při vysokých densitách je zaznamenávána výrazná emigrace z přemnožené oblasti (Ims & Andreassen 2005, Smith & Batzli 2006), které nejsou na překážku ani výrazné bariéry ve formě různých vodních ploch včetně širších vodních toků. V našich podmínkách byla početnost populace vyjádřena relativně jako abundance (A) a ta měla na překonávání vodního toku nejsilnější vliv. Ve studii překonávání silničních komunikací u *A. flavicollis* a *M. glareolus* je možno vysledovat podobnou situaci, i když analýze vlivu populační hustoty na překonání bariéry nebyla věnována zvláštní pozornost (Rico et al. 2007b).

V případě širších vodních toků jsme zachytili jen adultní jedince, kteří možná díky zkušenostem a větší hmotnosti (viz např. Giannoni et al. 1994, Cook et al. 2001, Nicolas & Colyn 2006) mohli překonávání řeky lépe zvládnout. Zatímco u úžší vodoteče byli zachyceni jak jedinci adultní tak také subadultní.

O mladých jedincích je možno předpokládat, že byli vytlačeni z lokality a přinuceni k emigraci přes úzký potok (viz např. Ims & Andreassen 2005, Smith & Batzli 2006). Ten pravděpodobně, jak napovídá poměr 8:4 (viz výsledky), bez problémů zvládli. Naopak pro adultní jedince to mohla být určitá výraznější hranice na okraji jejich domovského okrsku, která se přeci jen tak běžně nepřekonává. Z tohoto pohledu může být zaznamenaný fenomén označen možná lépe za filtrační než za bariérový.

Pro *M. glareolus*, u něhož byla stanovena průkazně menší mobilita, bylo překonávání toku výrazně menší (pouze jedna adultní samice zachycená na opačném břehu úzké vodoteče) může demonstrovat přítomnost výraznější hranice. U *M. glareolus* asi není možno hovořit v tomto případě (3 m široký vodní tok) přímo o bariéře, ale spíše o hraniční linii omezující pohyb, jak analogicky při úzkých lesních cestách a silnicích zjistili Bąkowski & Kozakiewicz (1988), Aars et al. (1998), Rico et al. (2007a).

Překonávání úzkého toku ukazuje ale na ještě jeden možný aspekt. Pravděpodobně nejde jen o to, jestli jedinci v rámci určitého druhu jsou starší nebo mladší, ale o jaké personality se jedná. Jestli jedinci nemají obavu z nového prostředí a explorační pro ně nepředstavuje výraznou zátěž. Možná, že i takový úzký vodní tok filtruje snadno jedince určitých osobnostních dispozic, jak jsou v současnosti stanovovány v laboratorním prostředí (viz např. Martin & Réale 2008, Lantová et al. 2011).

Genetické analýzy ukazují, že toky široké řádově desítky metrů nemusejí být zásadními bariérami a jejich překonávání, jak bylo výše naznačeno, je otázkou řádově měsíců. Nicméně i zde je možno pozorovat určitý posun např. ve skladbě alel mikrosatelitních lokusů. Rovněž u populací *M. glareolus* na obou březích řeky Vltavy byly zaznamenány zvýšené hodnoty inbredního koeficientu *F_{is}*, naznačující určité omezení genetického toku, s vyšší mírou příbuzenského páření. V rámci subpopulací *M. glareolus* byly také zjištěny významné rozdíly v podílu správně přiřazených jedinců (viz tab. 4.12), což lze interpretovat jako důkaz bariérového efektu řeky. U širších vodních ploch a toků (řádově stovky metrů) navíc se silným proudem proto můžeme pozorovat výraznější diferenciaci populací drobných zemních savců (viz Aars et al. 1998, Gerlach & Musolf 2000, Lugon-Moulin & Hausser 2002, Kozakiewicz et al. 2009).

6. SOUHRN A ZÁVĚR

Tato disertační práce, sestávající ze dvou zoologicko-ekologických a jedné populačně-genetické části, shrnuje výsledky studia společenstev drobných zemních savců (Eulipotyphla, Rodentia) podél přirozených (vodní toky) a antropogenních (silnice a dálnice) krajinných bariér.

1. Během čtyřletého průzkumu bylo na deseti vybraných lokalitách, situovaných na území jižních Čech a Českomoravské vrchoviny, položeno 48 700 past'onocí a odchyceno celkem 1304 jedinců 14 druhů drobných zemních savců (*Sorex araneus*, *Sorex minutus*, *Neomys fodiens*, *Neomys anomalus*, *Crocidura suaveolens*, *Talpa europaea*, *Arvicola terrestris*, *Myodes glareolus*, *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*, *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Micromys minutus*, *Muscardinus avellanarius*).
2. Společenstva drobných zemních savců podél vodních toků, dálniční a silniční komunikace vykazovala v kontextu středoevropské krajiny spíše nadprůměrnou diverzitu. Ta se pohybovala od $H' = 1,6$ do $2,18$ u vodotečí, resp. od $H' = 1,61$ do $2,02$ v prostředí dopravních cest (silnice, dálnice). Druhovú diverzitu a ekvitabilitu navíc rostla se stupněm bariéry tedy šířkou vodního toku.
3. V prostředí silničního (dálničního) příkopu byl zjištěn výrazný podíl stepních a mokřadních forem na úkor lesních a vlhkomilných. Výlučně v příkopech pak byly zastoupeny druhy podzemní a stromové. V odvodňovacích příkopech pozemních komunikací byl navíc překvapivě zaznamenán vyšší počet druhů (8, resp. 12), nežli v přilehlých lesních porostech (7, resp. 11). Zatímco u vodních toků byly počty druhů poměrně vyrovnané, pohybující se v rámci jednotlivých lokalit mezi 6 až 8 druhy.
4. Eudominantními druhy u vodotečí byly jednoznačně *A. flavicollis* a *M. glareolus*, s celkovou dominancí $D = 38,6\%$, resp. $D = 30,2\%$. Podél pozemních komunikací byl naopak nejvýraznějším eudominantním druhem *S. araneus* ($D = 24,4 - 33,5\%$). Především v příkopech pak dominoval *M. arvalis* ($D = 25,1 - 38,1\%$).
5. U druhů *A. flavicollis* a *M. glareolus* byla též posouzena úroveň jejich pozemní mobility. Vyšších hodnot dosáhla celkově u *A. flavicollis* (16,5 m), v porovnání s *M. glareolus* (13,8 m). V případě *M. glareolus* byla prokázána vyšší míra mobility samců (18,0 m) oproti samicím (12,5 m). Nicméně korelace, mezi mobilitou a šířkou vodního toku u těchto druhů, nalezena nebyla.

6. Výsledky genetické analýzy subpopulací *M. glareolus* a *A. flavicollis* ukazují, že břehy vodních toků a okraje silničních komunikací jsou pravděpodobně intenzivně využívaným migračním koridorem, což naznačují subpopulace z břehů, které jsou z velké části složeny z migrantů. Podíl imigrantů byl, podle analýzy GeneClass, v subpopulaci *A. flavicollis* odhadnut na 48 % a u *M. glareolus* na 23 %.
7. Vodní toky řádově v desítkách metrů byly překonány v časovém rámci do tří měsíců. Četnost překonávání vodního toku u *A. flavicollis* klesala s šířkou vodního toku exponenciálně a byla závislá na populační hustotě. *A. flavicollis* překonal vodní tok celkem na třech lokalitách (dvě širší – 13 a 35 m a jedna užší – 3 m vodoteč). V případě *M. glareolus*, u něhož byla stanovena průkazně menší mobilita, bylo překonávání toku výrazně menší (pouze jedno překonání úzké vodoteče). Širší vodní toky byly překonány pouze adultními jedinci, u úzkého toku pak převažovali jedinci subadultní. Výrazný vliv na počet překonání bariéry, jak ukázal generalizovaný model, měla šířka vodního toku. Více jak stometrová šíře vodního toku se projevila především v rámci subpopulací *M. glareolus*, u kterých byly zjištěny odchylky v distribuci a frekvenci alel, včetně zvýšené hodnoty inbredního koeficientu.

Závěr

Hodnocení společenstev drobných zemních savců podél přirozených a antropogenních krajinných bariér z různých aspektů ukazuje, že toky široké řádově desítky metrů nemusí být zásadními bariérami a jejich překonávání, jak bylo výše naznačeno, je otázkou řádově měsíců. Nicméně u širokých vodních toků může docházet k vyšší míře genetické strukturovanosti a izolovanosti některých druhů.

Na druhé straně, s rostoucí šířkou vodního toku dochází ke zvyšování druhové diverzity a vyrovnanosti společenstev, na které se podílejí mj. i habitaty podél vodotečí. Ty slouží nejen jako významná refugia, ale plní i funkci biokoridoru celé řady druhů. Obdobně jako odvodňovací příkopy, které jsou zajímavým fenoménem přechodného – migračního – prostředí, které může hrát významnou roli v současné fragmentované krajině.

7. LITERATURA

- Aars J., Ims R. A., Liu H. P., Mulvey M. & Smith M. H., 1998: Bank voles in linear habitats show restricted gene flow as revealed by mitochondrial DNA (mtDNA). *Molecular Ecology*, 7: 1383-1389.
- Aars J., Dallas J. F., Pierny S. B., Marshall F., Telfer S. & Lambin X., 2006: Widespread gene flow and genetic variability in populations of water voles *Arvicola terrestris* in patchy habitats. *Molecular Ecology*, 15: 1455-1466.
- Abramson N. I., Rodchenkova E. N. & Kostygov A.Yu., 2009: Genetic variation and phylogeography of the bank vole (*Clethrionomys glareolus*, Arvicolinae, Rodentia) in Russia with special reference to the introgression of the mtDNA of a closely related species, red-backed vole (*Cl. rutilus*). *Russian Journal of Genetics*, 45: 533-545.
- Almeida F. C., Maroja L. S., Moreira M. A. M., Seuánez H. N. & Cerqueira R., 2005: Population structure and genetic variability of mainland and insular populations of the Neotropical water rat, *Nectomys squamipes* (Rodentia, Sigmodontinae). *Genetics and Molecular Biology*, 28: 693-699.
- Andersen D. C., Wilson K. R., Miller M. S. & Falck M., 2000: Movement patterns of riparian small mammals during predictable floodplain inundation. *Journal of Mammalogy*, 81: 1087-1099.
- Anděra M., 2000: Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. III. Hmyzožravci (Insectivora). Národní muzeum, Praha, 108 pp.
- Anděra M. & Beneš B., 2001: Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. – Hlodavci (Rodentia) – část 1. Křečkovití (Cricetidae), hrabošovité (Arvicolidae), plchovití (Gliridae). Národní muzeum, Praha, 156 pp.
- Anděra M. & Beneš B., 2002: Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. – Hlodavci (Rodentia) – část 2. Myšovití (Muridae), myšivkovití (Zapodidae). Národní muzeum, Praha, 116 pp.
- Anděra M. & Horáček I., 2005: Poznáváme naše savce. 2. doplněné vydání, Sobotáles, Praha, 328 pp.
- Baev P. V. & Penev L. D., 1995: Biodiv 5.1 - Program and Manual for Calculating Biological Diversity Parameters, Similarity, Niche Overlap, and Cluster Analysis. PENSOFT, Sofia, Moscow.

- Bąkowski C. & Kozakiewicz M., 1988: The effect of forest road on bank vole and yellow-necked mouse populations. *Acta Theriologica*, 33: 345-353.
- Balloux F., Brüner H., Lugon-Moulin N., Hausser J. & Goudet J., 2000: Microsatellites can be misleading: an empirical and simulation study. *Evolution*, 54: 1414-1422.
- Balloux F. & Lugon-Moulin N., 2002: The estimation of population differentiation with microsatellite markers. *Molecular Ecology*, 11: 155-165.
- Barker F. S., Helyar S. J., Kemp S. J. & Begon M., 2005: Highly polymorphic microsatellite loci in the bank vole (*Clethrionomys glareolus*). *Molecular Ecology Notes*, 5: 311-313.
- Barrett G. W. & Peles J. D., 1999: Small mammal ecology: A landscape perspective. In: Barrett G. W. & Peles J. D. (eds), *Landscape ecology of small mammals*. Springer-Verlag, New York: 1-8.
- Bayne E. M. & Hobson K. A., 1998: The effects of habitat fragmentation by forestry and agriculture on the abundance of small mammals in the southern boreal mixedwood forest. *Can. J. Zool.*, 76: 62-69.
- Begon M., Harper J. L. & Townsend C. R., 1990: *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications, second edition.
- Beier P. & Noss R. F., 1998: Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12: 1241-1252.
- Bejček V. & Šťastný K., 2003: Význam říčních niv z hlediska suchozemských obratlovců. In: Prach K., Pithart D. & Francírková T. (eds), *Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách*. Botanický ústav AV ČR, Třeboň: 30-36.
- Belkhir K., Borsa P., Goudet J., Chikhi L. & Bonhomme F., 1997: GENETIX version 4.02, Genetics logiciel pour la génétique des populations. http://www.univ-montp2.fr/_genetix/genetix.htm.
- Bellamy P. E., Shore R. F., Ardeshir D., Treweek J. R. & Sparks T. H., 2000: Road verges as habitat for small mammals in Britain. *Mammal Rev.*, 30: 131-139.
- Bennett A. F., 1990: Habitat corridors and conservation of small mammals in fragmented forest environment. *Landscape Ecology*, 4: 109-122.
- Bennett A. F., 2003: *Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 254 pp.
- Berthier K., Galan M., Foltête J. C., Charbonnel N. & Cosson J. F., 2005: Genetic structure of the cyclic fossorial water vole (*Arvicola terrestris*): landscape and demographic influences. *Molecular Ecology*, 14: 2861-2871.

- Berthier K., Charbonnel N., Galan M., Chaval Y. & Cosson J. F., 2006: Migration and recovery of the genetic diversity during the increasing density phase in cyclic vole populations. *Molecular Ecology*, 15: 2665-2676.
- Bryja J. & Řehák Z., 1998: Community of small terrestrial mammals (Insectivora, Rodentia) in dominant habitats of the Protected Landscape Area of Poodří (Czech Republic). *Folia Zool.*, 47: 249-260.
- Bryja J. & Zukal J., 2000: Small mammal communities in newly planted biocorridors and their surroundings in southern Moravia (Czech Republic). *Folia Zool.*, 49: 191-197.
- Bürger P., Anděra M. & Zbytovský P., 1987: Savci Blanského lesa (Šumavské podhůří). *Lynx*, n.s., 23: 5-42.
- Clark B. K., Clark B. S., Johnson L. A. & Haynie M. T., 2001: Influence of roads on movements of small mammals. *The Southwestern Naturalist*, 46: 338-344.
- Clarke C. A. & Sheppard P. M., 1969: Further studies on the genetics of the mimetic butterfly *Papilio memnon*. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.*, 263: 37-89.
- Clarke D. J. & White J. G., 2008: Recolonisation of powerline corridor vegetation by small mammals: Timing and influence of vegetation management. *Landscape and Urban Planning*, 87: 108-116.
- Clarke G. P., White P. C. L. & Harris S., 1998: Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation*, 86: 117-124.
- Clevenger A. P., Chruszcz B. & Gunson K., 2001: Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *Journal of Applied Ecology*, 38: 1340-1349.
- Clevenger A. P., Chruszcz B. & Gunson K. E., 2003: Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109: 15-26.
- Conner J. K. & Hartl D. L., 2004: A primer of ecological genetics. Sinauer Associates, Publishers Sunderland, Massachusetts, 304 pp.
- Cook W. M., Timm R. M. & Hyman D. E., 2001: Swimming ability in three Costa Rican dry forest rodents. *Revista de Biología Tropical*, 49: 1177-1181.
- Cornuet J. M., Piry S., Luikart G., Estoup A. & Solignac M., 1999: New methods employing multilocus genotypes to select or exclude populations as origins of individuals. *Genetics*, 153: 1989-2000.

- Coulon A., Cosson J. F., Angibault J. M., Cargnelutti B., Galan M., Morellet N., Petit E., Aulagnier S. & Hewison J. M., 2004: Landscape connectivity influences gene flow in roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach. *Molecular Ecology*, 13: 2841-2850.
- Coulon A., Guillot G., Cosson J. F., Angibault M. A., Aulagnier S., Cargnelutti B., Galan M. & Hewison A. J. M., 2006: Genetic structure is influenced by landscape features: empirical evidence from a roe deer population. *Molecular Ecology*, 15: 1669-1679.
- Crist T. O., Guertin D. S., Wiens J. A. & Milne B. T., 1992: Animal movement in heterogenous landscapes: an experiment with *Eleodes* beetles in shortgrass prairie. *Functional Ecology*, 6: 536-544.
- Culek M. (ed), 1996. Biogeografické členění České Republiky. Enigma, Praha, 347 pp.
- Davies N., Villablanca F. X. & Roderick G. K., 1999: Determining the source of individuals: multilocus genotyping in nonequilibrium population genetics. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 17-21.
- Delgado J. D., Arévalo J. R. & Fernández-Palacios J. M., 2001: Road and topography effects on invasion: edge effects in rat foraging patterns in two oceanic island forests (Tenerife, Canary Islands). *Ecography*, 24: 539-546.
- Demek J. (ed), 1987: Hory a nížiny. Zeměpisný lexikon ČSR. Academia, Praha, 584 pp.
- Demek J., 1999: Úvod do krajinné ekologie. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 102 pp.
- Dickman C. R., 1987: Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. *Journal of Applied Ecology*, 24: 337-351.
- Diffendorfer J. E., Gaines M. S. & Holt R. D. 1999. Patterns and impacts of movements at different scales in small mammals. In: Barrett G. W. & Peles J. D. (eds), *Landscape ecology of small mammals*. Springer-Verlag, New York: 63-88.
- Dobrowolski K., Banach A., Kozakiewicz A. & Kozakiewicz M., 1993: Effect of habitat barriers on animal populations and communities in heterogenous landscapes. In: Bunce R. G. H., Ryszkowski L. & Paoletti M. G. (eds), *Landscape ecology and agrosystems*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida: 61-70.
- Dodd C. K. Jr., Barichivich W. & Smith L. L., 2004: Effectiveness of barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation*, 118: 619-631.
- Dudich A. & Štollmann A., 1985: Zemné lapáky a ich účinnosť z hľadiska výskumu fauny terrestrických mikromammalií. *Biológia*, 40: 1049-1056.

- Eggers B., Matern A., Drees C., Eggers J., Härdtle W. & Assmann T., 2009: Value of semi-open corridors for simultaneously connecting open and wooded habitats: a case study with ground beetles. *Conservation Biology*, 24: 256-266.
- Epps C. W., Palsbøll P. J., Wehausen J. D., Roderick G. K., Ramey R. R. & McCullough D. R., 2005: Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters*, 8: 1029-1038.
- Esher R. J., Wolfe J. L. & Layne J. N., 1978: Swimming behavior of rice rats (*Oryzomys palustris*) and cotton rats (*Sigmodon hispidus*). *Journal of Mammalogy*, 59: 551-558.
- Fahrig L., 2003: Effect of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34: 487-515.
- Fahrig L. & Merriam G., 1985: Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, 66: 1762-1768.
- Fahrig L. & Merriam G., 1994: Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, 8: 50-59.
- Feldhamer G. A., Drickamer L. C., Merritt J. F., Vessey S. H. & Krajewski C., 2007: *Mammalogy: adaptation, diversity, ecology*. Johns Hopkins University Press, Third edition, 672 pp.
- Fink S., Excoffier L. & Heckel G., 2004: Mitochondrial gene diversity in the common vole *Microtus arvalis* shaped by historical divergence and local adaptations. *Molecular Ecology*, 13: 3501-3514.
- Fischer J. & Lindenmayer D. B., 2007: Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecol. Biogeogr.*, 16: 265-280.
- Fitzgibbon C. D., 1997: Small mammals in farm woodlands: the effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. *Journal Applied Ecology*, 34: 530-539.
- Forman R. T. T. & Godron M., 1993: *Krajinná ekologie*. Academia, Praha, 583 pp.
- Frankham R., Ballou J. D. & Briscoe D. A., 2002: *Introduction to conservation genetics*. Cambridge University Press, Cambridge, 642 pp.
- Fuentes-Montemayor E., Cuarón A. D., Vázquez-Domínguez E., Benítez-Malvido J., Valenzuela-Galván D. & Andresen E., 2009: Living on the edge: roads end edge effects on small mammal populations. *Journal of Animal Ecology*, 78: 857-865.
- Funmilayo O., 1977: Distribution and abundance of moles (*Talpa europaea* L.) in relation to physical habitat and food supply. *Oecologia*, 30: 277-283.

- Gaines M. S., Diffendorfer J. E., Tamarin R. H. & Whittam T. S., 1997: The effects of habitat fragmentation on the genetic structure of small mammal populations. *Journal of Heredity*, 88: 294-304.
- Gaisler J. & Zima J., 2007: *Zoologie obratlovců*. Academia, Praha, 692 pp.
- Gascon C., Lovejoy T. E., Bierregaard R. O. Jr, Malcolm J. R., Stouffer P. C., Vasconcelos H. L., Laurance W. F., Zimmerman B., Tocher M. & Borges S., 1999: Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91: 223-229.
- Gascon C., Malcolm J. R., Patton J. L., da Silva M. N. F., Bogart J. P., Lougheed S. C., Peres C. A., Neckel S. & Boag P. T., 2000: Riverine barriers and the geographic distribution of Amazonian species. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 97: 13672-13677.
- Gębczyński M. & Ratkiewicz M., 1998: Does biotope diversity promote an increase of genetic variation in the bank vole population? *Acta Theriologica*, 43: 163-173.
- Gelbard J. L. & Belnap J., 2003: Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology*, 17: 420-432.
- Gerlach G. & Musolf K., 2000: Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles. *Conservation Biology*, 14: 1066-1074.
- Giannoni S. M., Borghi C. E. & Martinezrica J. P., 1994: Ability of the mediterranean pine vole *Microtus (Terricola) duodecimcostatus*. *Acta Theriologica*, 39: 257-265.
- Gockel J., Harr B., Schlötterer C., Arnold W., Gerlach G. & Tautz D., 1997: Isolation and characterization of microsatellite loci from *Apodemus flavicollis* (Rodentia, Muridae) and *Clethrionomys glareolus* (Rodentia, Cricetidae). *Mol. Ecol.*, 6: 597-599.
- Goosem M., 2000: Effects of tropical rainforest roads on small mammals: edge changes in community composition. *Wildlife Research*, 27: 151-163.
- Goosem M., 2001: Effects of tropical rainforest roads on small mammals: inhibition of crossing movements. *Wildlife Research*, 28: 351-364.
- Goosem M. & Marsh H., 1997: Fragmentation of a small-mammal community by a powerline corridor through tropical rainforest. *Wildlife Research*, 24: 613-629.
- Goudet J., 2001: FSTAT. A program to estimate and gene diversities and fixation indices (version 2.9.3). Update from Goudet J. 1995. FSTAT (version 1.1): A computer program to calculate F-statistics. *Journal of Heredity*, 86: 485-486.
- Gryczyńska-Sięmiątkowska A., Gortat T., Kozakiewicz A., Rutkowski R., Pomorski J. & Kozakiewicz M., 2008: Multiple paternity in a wild population of the yellow-necked mouse *Apodemus flavicollis*. *Acta Theriologica*, 53: 251-258.

- Hafner J. C. & Hafner M. S., 1975: Water as a potential barrier to dispersal in Microdipodops. *J. Mammal.*, 56: 911-914.
- Hardy O. J., Charbonnel N., Fréville H. & Heuertz M., 2003: Microsatellite allele sizes: a simple test to assess significance on genetic differentiation. *Genetics*, 163: 1467-1482.
- Hartman G. D., Whitaker J. O., Jr. & Munsee J. R., 2000: Diet of the mole *Scalopus aquaticus* from the Coastal Plain region of the South Carolina. *American Midland Naturalist*, 144: 342-351.
- Hayes F. E & Sewlal J. N., 2004: The Amazon river as a dispersal barrier to passerine birds: effects of river width, habitat and taxonomy. *Journal of Biogeography*, 31: 1809-1818.
- Hedrick P. W., 2005: *Genetics of populations*, third edition. Jones and Bartlett Publishers, Boston, 737 pp.
- Hershkovitz P., 1977: *Living new world monkeys (Platyrrhini) with an introduction to primates*, vol. 1., The University of Chicago Press, Chicago, 1132 pp.
- Hershkovitz P., 1983: Two new species of night monkeys, genus *Aotus* (Cebidae, Platyrrhini): a preliminary report on *Aotus* taxonomy. *American Journal of Primatology*, 4: 209-243.
- Hirota T., Hirohata T., Mashima H., Satoh T. & Obara Y., 2004: Population structure of the large Japanese field mouse, *Apodemus speciosus* (Rodentia: Muridae), in suburban landscape, based on mitochondrial D-loop sequences. *Molecular Ecology*, 13: 3275-3282.
- Holderegger R., Kamm U. & Gugerli F., 2006: Adaptive vs. neutral genetic diversity: implications for landscape genetics. *Landscape Ecology*, 21: 797-807.
- Holderegger R. & Wagner H. H., 2008: Landscape genetics. *BioScience*, 58: 199-207.
- Holišová V., 1974: Movements of *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis* in a mixed forest. *Zoologické listy*, 23: 303-320.
- Hoření J., Filipský M., Hudec S. & Höfler M., 2005: Dálnice D1. 25 let propojení Prahy a Brna. Dostupné z: <http://www.ceskedalnice.cz>.
- Ims R. A. & Andreassen H. P., 2005: Density-dependent dispersal and spatial population dynamics. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 272: 913-918.
- Jacob J., 2003: The response of small mammal populations to flooding. *Mammalian Biology*, 68: 102-111.
- Jaeger J. A. G., 2000: Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15: 115-130.
- Jarne P. & Lagoda P. J. L., 1996: Microsatellites, from molecules to populations and back. *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 424-429.

- Johnson A. R., Wiens J. A., Milne B. T. & Crist T. O., 1992: Animal movements and population dynamics in heterogenous landscapes. *Landscape Ecology*, 7: 63-75.
- Kholodova M. V., 2009: Comparative phylogeography: molecular methods, ecological interpretation. *Molecular Biology*, 43: 847-854.
- Klee R. V., Mahoney A. C., Christopher C. C. & Barrett G. W., 2004: Riverine Peninsulas: an experimental approach to homing in white-footed mice (*Peromyscus leucopus*). *Am. Midl. Nat.*, 151: 408-413.
- Korpela K., Sundell J. & Ylönen H., 2011: Does personality in small rodents vary depending on population density? *Oecologia*, 165: 67-77.
- Kozakiewicz A., 1987: Spatial distribution and interspecific interactions in small rodent community of a lake coastal zone. *Acta Theriologica*, 32: 433-447.
- Kozakiewicz M., Chołuj A. & Kozakiewicz A., 2007: Long-distance movements of individuals in a free-living bank vole population: an important element of male strategy. *Acta Theriologica*, 52: 339-348.
- Kozakiewicz M. & Kozakiewicz A., 2008: Long-term dynamics and biodiversity changes in small mammal communities in a mosaic of agricultural and forest habitats. *Ann. Zool. Fennici*, 45: 263-269.
- Kozakiewicz M., Gortat T., Panagiotopoulou H., Gryczyńska-Sięmiątkowska A., Rutkowski R., Kozakiewicz A. & Abramowicz K., 2009: The spatial genetic structure of bank vole (*Myodes glareolus*) and yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) populations: The effect of distance and habitat barriers. *Animal Biology*, 59: 169-187.
- Kraaijeveld-Smit F. J. L., Beebee T. J. C., Griffiths R. A., Moore R. D. & Schley L., 2005: Low gene flow but high genetic diversity in the threatened Mallorcan midwife toad *Alytes muletensis*. *Molecular Ecology*, 14: 3307-3315.
- Lambrot M., Eaton L. & Carrasco B. A., 2003: The Aconcagua river as another barrier to *Liolaemus monticola* (Sauria: Iguanidae) chromosomal races of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76: 23-24.
- Lantová P., Šíchová K., Sedláček F. & Lanta V., 2011: Determining Behavioural Syndromes in Voles – The Effects of Social Environment. *Ethology*, 117: 124–132.
- Liro A. & Szacki J., 1987: Movements of field mice *Apodemus agrarius* (Pallas) in a suburban mosaic of habitats. *Oecologia*, 74: 438-440.
- Losos B., 1985: *Ekologie živočichů*. SPN, Praha, 320 pp.

- Lougheed S. C., Gascon C., Jones D. A., Bogart J. P. & Boag P. T., 1999: Ridges and rivers: a test of competing hypotheses of Amazonian diversification using a dart-poison frog (*Epipedobates femoralis*). *Proc. R. Soc. Lond. B*, 266: 1829-1835.
- Lowe A., Harris S. & Ashton P., 2004: *Ecological genetics: design, analysis and application*. Blackwell Publishing, 326 pp.
- Lugon-Moulin N., Wyttenbach A., Brünner H., Goudet J. & Hausser J., 1996: Study of gene flow through a hybrid zone in the common shrew (*Sorex araneus*) using microsatellites. *Hereditas*, 125: 159-168.
- Lugon-Moulin N., Brünner H., Balloux F., Hausser J. & Goudet J., 1999: Do riverine barriers, history or introgression shape the genetic structuring of a common shrew (*Sorex araneus*) population? *Heredity*, 83: 155-161.
- Lugon-Moulin N. & Hausser J., 2002: Phylogeographical structure, postglacial recolonization and barriers to gene flow in the distinctive Valais chromosome race of the common shrew (*Sorex araneus*). *Molecular Ecology*, 11: 785-794.
- Mabry K. E. & Barrett G. W., 2002: Effects of corridors on home range sizes and interpatch movements of three small mammal species. *Landscape Ecology*, 17: 629-636.
- Májsky J., 1985: Drobné zemné cicavce lužných lesov a vetrolamov hornej časti Žitného ostrova. Veda, vydavateľstvo SAV, Bratislava, 2: 1-111.
- Makova K. D., Patton J. C., Krysanov E. Y., Chesser R. K. & Baker R. J., 1998: Microsatellite markers in wood mouse and striped field mouse (genus *Apodemus*). *Molecular Ecology*, 7: 247-255.
- Mader H. J., 1984: Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, 29: 81-96.
- Mader H. J., Schell C. & Kornacker P., 1990: Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation*, 54: 209-222.
- Manel S., Schwartz M. K., Luikart G. & Taberlet P., 2003: Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 189-197.
- Marsh A. C. W., Poulton S. & Harris S., 2001: The Yellow-necked Mouse *Apodemus flavicollis* in Britain: status and analysis of factors affecting distribution. *Mammal Rev.*, 31: 203-227.
- Martin J. G. A. & Réale D., 2008: Temperament, risk assessment and novelty in eastern chipmunks, *Tamias striatus*. *Anim. Behav.*, 75: 309-318.

- Mata C., Hervás I., Herranz J., Suárez F. & Malo J. E., 2005: Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation*, 124: 397-405.
- Mazurkiewicz M. & Rajska E., 1975: Dispersion of young bank voles from their place of birth. *Acta Theriologica*, 20: 71-81.
- Mazurkiewicz M. & Rajska-Jurgiel E., 1998: Spatial behaviour and population dynamics of woodland rodents. *Acta Theriologica*, 43: 137-161.
- McDevitt A. D., Yannic G., Rambau R. V., Hayden T. J. & Searle J. B., 2010: Postglacial recolonization of continental Europe by the pygmy shrew (*Sorex minutus*) inferred from mitochondrial and Y chromosomal DNA sequences. In: Habel J. C. & Assmann T. (eds), *Relict species. Phylogeography and conservation biology*. Springer Publisher, Berlin: 217-236.
- McDonald W. R. & St. Clair C. C., 2004: The effects of artificial and natural barriers on the movement of small mammals in Banff National Park, Canada. *Oikos*, 105: 397-407.
- Mech S. G. & Hallett J. G., 2002: Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. *Conservation Biology*, 15: 467-474.
- Mellanby K., 1967: Food and activity in the mole *Talpa europaea*. *Nature*, 215: 1128-1130.
- Meunier F. D., Corbin J., Verheyden C. & Jouventin P., 1999: Effects of landscape type and extensive management on use of motorway roadsides by small mammals. *Can. J. Zool.*, 77: 108-117.
- Michel N., Burel F. & Butet A., 2006: How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? *Acta Oecologica*, 30: 11-20.
- Michel N., Burel F., Legendre P. & Butet A., 2007: Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscapes in Brittany, France. *Landscape Ecology*, 22: 1241-1253.
- Mills L. S. & Tallmon D. A., 1999: The role of genetics in understanding forest fragmentation. In: Rochelle J. A., Lehmann L. A. & Wisniewski J. (eds), *Forest fragmentation: wildlife and management implications*. Brill Academic Publishers: 171-186.
- Mortelliti A., Amori G., Annesi F. & Boitani L., 2009: Testing for the relative contribution of patch neighborhood, patch internal structure, and presence of predators and competitor species in determining distribution patterns of rodents in a fragmented landscape. *Can. J. Zool.*, 87: 662-670.

- Mortelliti A., Amori G., Capizzi D., Rondinini C. & Boitani L., 2010: Experimental design and taxonomic scope of fragmentation studies on European mammals: current status and future priorities. *Mammal Rev.*, 40: 125-154.
- Mossman C. A. & Waser P. M., 2001: Effects of habitat fragmentation on population genetic structure in the white-footed mouse (*Peromyscus leucopus*). *Can. J. Zool.*, 79: 285-295.
- Nicolas V. & Colyn M., 2006: Swimming ability of 5 species of African rainforest murid rodents in relation to their habitat preferences. *Zoological Studies*, 45: 264-268.
- Novotná D. (ed), 2001: Úvod do pojmosloví v ekologii krajiny. Ministerstvo životního prostředí a Enigma, Praha, 399 pp.
- Obrtel R. & Holišová V., 1974: Trophic niches of *Apodemus flavicollis* and *Clethrionomys glareolus* in a lowland forest. *Acta Sci. Nat. Brno*, 8: 1-37.
- Osbourne J. D., Anderson J. T. & Spurgeon A. B., 2005: Effects of habitat on small-mammal diversity and abundance in West Virginia. *Wildlife Society Bulletin*, 33: 814-822.
- Pardini R., 2004: Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 13: 2567-2586.
- Patton J., da Silva M. N. F. & Malcolm J. R., 1994: Gene genealogy and differentiation among arboreal spiny rats (Rodentia: Echimyidae) of the Amazon basin: a test of the Riverine barrier hypothesis. *Evolution*, 48: 1314-1323.
- Peles J. D., Bowne D. R. & Barrett G. W., 1999: Influence of landscape structure on movement patterns of small mammals. In: Barrett G. W. & Peles J. D. (eds), *Landscape ecology of small mammals*. Springer-Verlag, New York: 41-62.
- Peres C. A., Patton J. L. & da Silva M. N. F., 1996: Riverine barriers and gene flow in Amazonian saddle-back tamarins. *Folia Primatologica*, 67: 113-124.
- Pertoldi C., Loeschcke V., Randi E., Madsen A. B., Hansen M. M., Bijlsma R. & van de Zande L., 2005: Present and past microsatellite variation and assessment of genetic structure in Eurasian badger (*Meles meles*) in Denmark. *Journal of Zoology*, 265: 387-394.
- Petit E. & Valiere N., 2006: Estimating population size with noninvasive capture-mark-recapture data. *Conservation Biology*, 20: 1062-1073.
- Pocock M. J. O., Hauffe H. C. & Searle J. B., 2005: Dispersal in house mice. *Biol. J. Linnean Society*, 84: 565-583.
- Primack R. B., Kindlmann P. & Jersáková J., 2001: *Biologické principy ochrany krajiny*. Portál, Praha, 352 pp.

- Pritchard J. K., Stephens M. & Donnelly P., 2000: Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155: 945-959.
- Proctor M. F., McLellan B. N., Strobeck C. & Barclay R. M. R., 2005: Genetic analysis reveals demographic fragmentation of grizzly bears yielding vulnerably small populations. *Proc. R. Soc.*, 272: 2409-2416.
- Quitt E., 1971: Klimatické oblasti Československa. *Studia Geographica* 16. Geografický ústav ČSAV, Brno.
- Rannala B. & Mountain J. L., 1997: Detecting immigration by using multilocus genotypes. *Proceedings of National Academy of Sciences, USA*, 94: 9197-9221.
- Ratkiewicz M. & Borkowska A., 2006: Genetic structure is influenced by environmental barriers: empirical evidence from the common vole *Microtus arvalis* populations. *Acta Theriologica*, 51: 337-344.
- Raymond M. & Rousset F., 1995a: An exact test for population differentiation. *Evolution*, 49: 1280-1283.
- Raymond M. & Rousset F., 1995b: GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism. *Journal of Heredity*, 86: 248-249.
- Redeker S., Andersen L. W., Pertoldi C., Madsen A. B., Jensen T. S. & Jørgensen J. M., 2006: Genetic structure, habitat fragmentation, and bottlenecks in Danish bank voles (*Clethrionomys glareolus*). *Mammalian Biology*, 71: 144-158.
- Reiter A., Hanák V., Benda P. & Obuch, J., 1997: Savci Národního parku Podyjí. *Lynx*, n.s., 28: 5-141.
- Rico A., Kindlmann P. & Sedlacek F., 2007a: Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zoologica*, 56: 1-12.
- Rico A., Kindlmann P. & Sedláček F., 2007b: Road crossing in bank voles and yellow-necked mouse. *Acta Theriologica*, 52: 85-94.
- Ridley M., 1993: *Evolution*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 670 pp.
- Rich A. C., Dobkin D. S. & Niles L. J., 1994: Defining forest fragmentation by corridor width: The influence of narrow forest-dividing corridors on forest-nesting birds in southern New Jersey. *Conservation Biology*, 8: 1109-1121.
- Rikalainen K., Grapputo A., Knott E., Koskela E. & Mappes T., 2008: A large panel of novel microsatellite markers for the bank vole (*Myodes glareolus*). *Molecular Ecology Resources*, 8: 1164-1168.

- Rodriguez A., Crema G. & Delibes M., 1996: Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 33: 1527-1540.
- Rosenberg D. K., Noon B. R. & Meslow E. CH., 1997: Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience*, 47: 677-687.
- Santori R. T., Vieira M. V., Rocha-Barbosa O., Magnan-Neto J. A. & Gobbi N., 2008: Water absorption of the fur and swimming behavior of semiaquatic and terrestrial Oryzomine rodents. *Journal of Mammalogy*, 89: 1152-1161.
- Serizawa K., Suzuki H., Iwasa M. A., Tsuchiya K., Pavlenko M. V., Kartavtseva I. V., Chelomina G. N., Dokuchaev N. E. & Han S. H., 2002: A spatial aspect on mitochondrial DNA genealogy in *Apodemus peninsulae* from East Asia. *Biochem. Genet.*, 40: 149-161.
- Slatkin M., 1995: A measure of population subdivision based on microsatellite allele frequencies. *Genetics*, 139: 457-462.
- Smith J. M., 1989: *Evolutionary genetics*. Oxford University Press, 325 pp.
- Smith J. E. & Batzli G. O., 2006: Dispersal and mortality of prairie voles (*Microtus ochrogaster*) in fragmented landscapes: a field experiment. *Oikos*, 112: 209-217.
- Spackman S. C. & Hughes J. W., 1995: Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation*, 71: 325-332.
- Stacy J. E., Jorde P. E., Steen H., Ims R. A., Purvis A. & Jacobsen K. S., 1997: Lack concordance between mtDNA gene flow and population density fluctuations in the bank vole. *Molecular Ecology*, 6: 751-759.
- St. Clair C. C., 2003: Comparative permeability of roads, rivers, and meadows to songbirds in Banff National Park. *Conservation Biology*, 17: 1151-1160.
- Stenseth N. C., 1999: Population cycles in voles and lemmings: density dependence and phase dependence in a stochastic world. *Oikos*, 87: 427-461.
- Stenseth N. C. & Lidicker Jr., W. Z., 1992: *Animal dispersal: Small mammals as a model*. Chapman and Hall, London, UK, 365 pp.
- Stenseth N. C., Viljugrein H., Jędrzejewski W., Myrsetrud A. & Pucek Z., 2002: Population dynamics of *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*: seasonal components of density dependence and density independence. *Acta Theriologica*, 47, Suppl. 1: 39-67.
- Storfer A., Murphy M. A., Evans J. S., Goldberg C. S., Robinson S., Spear S. F., Dezzani R., Delmelle E., Vierling L. & Waits L. P., 2007: Putting the 'landscape' in landscape genetics. *Heredity*, 98: 128-142.

- Stradiotto A., Cagnacci F., Delahay R., Tioli S., Nieder L. & Rizzoli A., 2009: Spatial organization of the yellow-necked mouse: effect of density and resource availability. *Journal of Mammalogy*, 90: 704-714.
- Suchomel J. & Heroldová M., 2004: Small terrestrial mammals in two types of forest complexes in intensively managed landscape of South Moravia (The Czech Republic). *Ekologia-Bratislava*, 23: 377-384.
- Sumner J., Jessop T., Paetkau D. & Moritz C., 2004: Limited effect of anthropogenic habitat fragmentation on molecular diversity in a rain forest skink, *Gnypetoscincus queenslandiae*. *Molecular Ecology*, 13: 259-269.
- Szacki J. & Liro A., 1991: Movements of small mammals in the heterogenous landscape. *Landscape Ecology*, 5: 219-224.
- Šinkūnas R. & Balčiauskas L., 2006: Small mammal communities in the fragmented landscape in Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica*, 16: 130-136.
- Tallmon D. A., Draheim H. M., Mills S. & Allendorf F. W., 2002: Insights into recently fragmented vole populations from combined genetic and demographic data. *Molecular Ecology*, 11: 699-709.
- Tallmon D. A. & Mills L. S., 2004: Edge effects and isolation: Red-backed voles revisited. *Conservation Biology*, 18: 1658-1644.
- Tattersall F. H., Macdonald D. W., Hart B. J., Johnson P., Manley W. & Feber R., 2002: Is habitat linearity important for small mammal communities on farmland? *Journal of Applied Ecology*, 39: 643-652.
- Tiedemann R., Hardy O., Vekemans X. & Milinkovitch M. C., 2000: Higher impact of female than male migration on population structure in large mammals. *Molecular Ecology*, 9: 1159-1163.
- Tioli S., Cagnacci F., Stradiotto A. & Rizzoli A., 2009: Edge effect on density estimates of a radiotracked population of yellow-necked mice. *Journal of Wildlife Management*, 73: 184-190.
- Tkadlec E., 2008: Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 400 pp.
- Tolasz R. (ed), 2007: Atlas podnebí Česka. ČHMÚ, Praha, 256 pp.
- Townsend T. M., Vieites D. R., Glaw F. & Vences M., 2009: Testing species-level diversification hypotheses in Madagascar: the case of microendemic *Brookesia* leaf chameleon. *Systematic Biology*, 58: 641-656.

- van Apeldoorn R. C., Oostenbrink W. T., van Winden & van der Zee F. F., 1992: Effects of habitat fragmentation on the bank vole, *Clethrionomys glareolus*, in an agricultural landscape. *Oikos*, 65: 265-274.
- van Apeldoorn R. C., Celada C. & Nieuwenhuizen W., 1994: Distribution and dynamics of the red squirrel (*Sciurus vulgaris* L.) in landscape with fragmented habitat. *Landscape Ecology*, 9: 227-235.
- Vaughan T. A., Ryan J. M. & Czaplewski N. J., 2011: *Mammalogy*. Jones and Bartlett Publishers, 5 th ed., 750 pp.
- Vignieri S. N., 2005: Streams over mountains: influence of riparian connectivity on gene flow in the pacific jumping mouse (*Zapus trinotatus*). *Molecular Ecology*, 14: 1925-1937.
- Vos C. C., Antonisse-de Jong A. G., Goedhart P. W. & Smulders M. J. M., 2001: Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the moor frog (*Rana arvalis*). *Heredity*, 86: 598-608.
- Walker R. S., Novaro A. J. & Branch L. C., 2003. Effects of patch attributes, barriers, and distance between patches on the distribution of a rock-dwelling rodent (*Lagidium viscacia*). *Landscape Ecology*, 18: 187-194.
- Wijnhoven S., van der Velde G., Leuven R. S. E. W. & Smits A. J. M., 2005: Flooding ecology of voles, mice and shrews: the importance of geomorphological and vegetational heterogeneity in river floodplains. *Acta Theriologica*, 50: 453-472.
- Wilcove D. S., McLellan C. H. & Dobson A. P., 1986: Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé M. E. (ed), *Conservation Biology*. Sinauer: 237-256.
- Wolf M. & Batzli G. O., 2002: Effect of forest edge on population of white-footed mouse *Peromyscus leucopus*. *Ecography*, 25: 193-199.
- Wolff J. O., 1999: Behavioral model systems. In: Barrett, G. W., Peles J. D. (eds), *Landscape ecology of small mammals*. Springer-Verlag, New York: 11-40.
- Wolton R. J., 1985: Spatial distribution and movements of wood mice, yellow-necked mice and bank voles. *Symposia of the Zoological Society of London*, 55: 249-275.
- Wright S., 1943: Isolation by distance. *Genetics*, 28: 114-138.
- Yanes M., Velasco J. M. & Suárez F., 1995: Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation*, 71: 217-222.
- Yates M. D., Loeb S. C. & Gynn D. C., Jr., 1997: The effect of habitat patch size on small mammal populations. In: *Proceedings of annual conference, Southern Association of Fish and Wildlife Agencies; 1997 October 4-8, Oklahoma City: 501-510.*

Zar J. H., 1999: Biostatistical Analysis. 4 ed., Prentice Hall, New Jersey.

Zeida J. & Pelikán J., 1969: Movements and home range of some rodents in lowland forests. Zoologické listy, 18: 143-162.

Zeida J., 1973: Small mammals in certain forest type groups in Southern Moravia. Folia Zoologica, 22: 1-13.

Zhang Z. & Usher M. B., 1991: Dispersal of wood mice and bank voles in agricultural landscape. Acta Theriologica, 36: 239-245.

Zima J., Obuch J., Kopcová-Klodová G., Kovařík M. & Gaisler J., 1998: Hmyzožravci a hlodavci Moravského krasu a přilehlých oblastí Dražanské vrchoviny. Lynx, n.s., 29: 77-94.

Zima J., Macholán M., Munclinger P. & Piálek J., 2004: Genetické metody v zoologii. Nakladatelství Karolinum, Praha, 239 pp.

Zima J., 2008: Populačně-genetické parametry rejska obecného a rejska malého v kontextu přírodních a antropogenních bariér. Magisterská diplomová práce. Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 18 pp.

www.mapy.cz (mapy - PLAN studio)

8. ČLÁNKY

8.1. Článek I.

Přípraveno k zaslání do časopisu LYNX

Drobní zemní savci (Eulipotyphla, Rodentia) v odvodňovacím příkopu pozemních komunikací

Small terrestrial mammals (Eulipotyphla, Rodentia) in road ditches

TOMÁŠ BOHDAL¹ & FRANTIŠEK SEDLÁČEK²

¹Katedra biologických disciplín, Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita, Na Zlaté stoce 10, CZ-370 05 České Budějovice; sorex@post.cz

² Katedra zoologie, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, Branišovská 31, CZ-370 05 České Budějovice; fsedlac@prf.jcu.cz

Abstrakt. Druhová diverzita drobných zemních savců v odvodňovacích příkopech pozemních komunikací byla studována podél silničního a dálničního segmentu. Celkem bylo položeno 44 700 pastí v přepočtu na jednu noc a odchyceno 757 jedinců 13 druhů: *Sorex araneus*, *Sorex minutus*, *Neomys fodiens*, *Neomys anomalus*, *Talpa europaea*, *Arvicola terrestris*, *Myodes glareolus*, *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*, *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Micromys minutus*, *Muscardinus avellanarius*. V odvodňovacích příkopech silnice a dálnice bylo nalezeno překvapivě více druhů (12, resp. 8), nežli v přilehlých lesních habitatech (11, resp. 7 druhů). Nicméně, úroveň alfa diverzity odvodňovacích příkopů byla nižší.

Klíčová slova. Drobní savci, odvodňovací příkopy, migrační koridor

ÚVOD

Lidská pracovní aktivita vede v krajině ke stále větší izolaci stávajících původních a přírodě blízkých refugií a fragmentace pokračuje i uvnitř těchto enkláv. Největší podíl na tom má zemědělská velkovýroba, doprava a lidská sídla, které ve svém důsledku neustále zvyšují podíl specifického prostředí okrajů na úkor cenného mokřadního nebo lesního prostředí. Vedle ztráty přirozeného prostředí můžeme u živočichů pozorovat také výrazné změny v populačních a populačně-genetických parametrech (AARS et al. 1998, GERLACH & MUSOLF 2000, PAPP et al. 2000, VAN DE ZANDE et al. 2000, BENNETT 2003, KOZAKIEWICZ & KOZAKIEWICZ 2008).

Mezi zcela zásadní faktory fragmentace habitatů patří pozemní komunikace. V mnoha studiích byl vliv silniční a dálniční dopravy jednoznačně dokumentován (DRIESSEN et al. 1996, HUBBARD et al. 2000, RICO et al. 2007a). Především pak dálnice svojí šířkou a vysokou intenzitou dopravy i v nočních hodinách téměř vylučují migraci na protilehlé strany (HUIJSER & BERGERS 2000, CLARK et al. 2001, RICO et al. 2007b). K izolačnímu efektu dálnice přispívá také kontaminace okrajů ropnými produkty, posypovým materiálem, hlukem, osvětlením atd. (KAMINSKI et al. 2001, LOFGREN 2001, VAN BOHEMEN & JANSSEN VAN DE LAAK 2003, CRÉPINEAU et al. 2003, BERBEE et al. 2004, MCGREGOR et al. 2008, BALKENHOL & WAITS 2009, SIEMERS & SCHAUB 2010). Ostatní komunikace tak silnou bariéru nevytvářejí, neboť vykazují výrazně nižší intenzitu dopravy a v nočních hodinách na nich často provoz ustává zcela (viz např. BĄKOWSKI & KOZAKIEWICZ 1988, GERLACH & MUSOLF 2000). Bariérový efekt ovšem samozřejmě není stejný pro všechny živočichy a odpovídá velikosti, mobilitě a chování druhu (viz WOLTON 1985, MERRIAM et al. 1989, GOOSEM 2001). Výrazný bariérový efekt byl odhalen např. u drobných zemních savců - norníka rudého a myšice lesní při porovnávání populačně-genetických parametrů rozdělených populací (GERLACH & MUSOLF 2000, KOZAKIEWICZ et al. 2009, RICO et al. 2009). Pozemní komunikace tak mohou být faktorem, který mění biodiverzitu (GOOSEM 2000, RICO et al. 2009). Z tohoto hlediska je ale zatím překvapivě málo zoologických dat k dispozici o stabilním osídlení bezprostředních okrajů silnic a dálnic nebo o migraci podél těchto komunikací (viz MEUNIER et al. 1999).

Cílem této studie bylo prověřit stav prostředí v odvodňovacím příkopu podél silnice a dálnice z hlediska výskytu drobných zemních savců. Zda jsou v tomto prostředí schopni se přinejmenším vyskytovat nebo zda toto prostředí je zcela pro drobné zemní savce nevhodné. Formulována byla pracovní hypotéza, která vycházela z předpokladu, že příkop podél komunikace je výrazně degradované prostředí - s velmi redukováným vegetačním krytem, kontaminované různými látkami a hlukem z provozu automobilů. Očekávali jsme tedy, že v odvodňovacím příkopu bude zastíženo podstatně méně jedinců a druhů než je v přilehlém lesním porostu a že příkop tak bude spíše přispívat k bariérovému efektu pozemních komunikací.

MATERIÁL A METODIKA

Studované lokality

Cílem studie bylo tedy popsat stav v odvodňovacím příkopu pozemní komunikace, kdy je touto komunikací rozděleno lesní prostředí. Hledán tak byl nejen dostatečně dlouhý segment komunikace přetínající velkou lesní enklávu, ale také profil komunikace s výraznými odvodňovacími příkopy mezi vozovkou a přilehlým okolím. Soubor vhodných lokalit byl sestaven na základě mapových podkladů a následné pozemní inspekce. Náhodně pak byl vybrán z několika možností jeden dálniční úsek a z několika desítek možností jeden silniční úsek.

Podle nastíněného postupu byl vybrán 250 m dlouhý silniční segment komunikace I. třídy v úseku Kaplice – Horní Dvořiště (střed segmentu – 48°43'06,77" N, 14°28'42,08" E, 592 m n. m.) a dále 250 m dlouhý segment dálnice Praha – Brno v úseku křižovatky Větrný Jeníkov – Petrovice (střed segmentu – 49°29'11,32" N, 15°31'08,41" E, 668 m n. m.).

Sledovaný úsek silnice (lokality Kaplice) byl bezprostředně lemován lípami (*Tilia cordata*) a dále od vozovky za silničním příkopem byl obklopen vlhčí kulturní smrčinou, kterou kromě smrku ztepilého (*Picea abies*), tvořili dub letní (*Quercus robur*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) a bříza bělokorá (*Betula pendula*). V keřovém patře převažovaly vrby (*Salix* spp.), líska obecná (*Corylus avellana*), v bylinném patře pak ostružiníky (*Rubus* spp.), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) a ostřice (*Carex* spp.).

Dálnice ve sledovaném úseku byla za odvodňovacím příkopem lemována pravidelně sečeným travinným pruhem 2-3 m širokým, na který navazovaly mladé hustě vysázené smrky (*Picea abies*) tvořící obtížně překonatelný keřovitý lem. V tomto lemu dále rostly růže šípková (*Rosa canina*), různé druhy vrb (*Salix* spp.) a izolované skupinky keřů lísky obecné (*Corylus avellana*). Za tímto keřovitým okrajem pokračovala kulturní smrčina lokálně s různým podílem smrku (*Picea abies*) a buku (*Fagus sylvatica*) s řidším keřovým a travinným podrostem vrb (*Salix* spp.), ostružiníků (*Rubus* spp.) a ostřic (*Carex* spp.).

Odchyt drobných zemních savců

Na obou lokalitách byli drobní zemní savci odchytávání a zpracování standardními mammaliologickými postupy (viz např. WILSON et al. 1996, ANDĚRA & HORÁČEK 2005). Použity byly padací pasti, vyrobené z polyethylenových lahví o objemu 2 l, které byly upraveny seříznutím hrdla láhve a umístěny v silničním nebo dálničním příkopu. Pokud bylo dno tvořeno betonovým žlabem, byla past zakopána těsně vedle. Jako fixační tekutina byl použit 8% roztok formaldehydu. Paralelně s touto linií pastí, ve vzdálenosti 30 m od příkopu, byly ještě vedeny lesním porostem linie srovnávací. Každá linie byla tvořena 50 pastmi v 5 m odstupu, čili tvořily linii cca 250 m dlouhou. Pasti byly exponovány od října 2003 do října 2004 (viz tab. 1-4), přičemž přes zimní období (konec listopadu až začátek dubna) byly zakryty pevnými víčky.

Vyhodnocení společenstva drobných zemních savců

U každého druhu byla vypočítána jeho relativní početnost - abundance, tedy počet jedinců na 100 past'onocí (1) a dominance - podíl počtu jedinců druhu na celkovém počtu odchycených jedinců v procentech (2). K posouzení struktury společenstva bylo užito několik běžně užívaných parametrů: počet druhů (3), Shannonův index diverzity (4) a Shannonův index vyrovnanosti (5), které se často objevují také v mammaliologické literatuře. Dále byly ještě vypočítány indexy poněkud vhodnější pro druhově chudší společenstva – Simpsonův index diverzity (6) a index vyrovnanosti (7) (viz např. BEGON et al. 1990). Vedle těchto běžně používaných indexů existuje ještě celá řada málo známých indexů, ze kterých jsme k testování vybrali Margalefův index diverzity (8) (viz BAEV & PENEV 1995). K posouzení podobnosti společenstev byly vybrány formule, které se opírají jak o posouzení výskytu (9) tak také absence (10) druhů ve společenstvu (viz BAEV & PENEV 1995).

$$\text{Abundance - } a \text{ (100 past'ono-cí}^{-1}\text{)} \quad a = \frac{n_i}{n_{pn}} \cdot 100 \quad (1)$$

$$\text{Dominance - } d \text{ (\%)} \quad d = \frac{n_i}{N} \cdot 100 \quad (2)$$

$$\text{Počet druhů - } S \quad \Sigma_i \quad (3)$$

$$\text{Shannonův index diverzity - } H \quad H = - \Sigma_i p_i \ln(p_i) \quad (4)$$

$$\text{Index vyrovnanosti - } J \quad J = \frac{H}{H_{max}} \quad (5)$$

$$\text{Simpsonův index diverzity - } D \quad D = \frac{1}{\sum_i p_i^2} \quad (6)$$

$$\text{Index vyrovnanosti - } E \quad E = \frac{D}{D_{max}} \quad (7)$$

$$\text{Margalefův index diverzity - } D_{mg} \quad D_{mg} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)} \quad (8)$$

$$\text{Czekanowski-Dice-Sorensen index - } I_{CS} \quad I_{CS} = \frac{2a}{(a + b) + (a + c)} \quad (9)$$

$$\text{index podle Sokala a Sneath - } I_{SSI} \quad I_{SSI} = \frac{2a + 2d}{2a + b + c + 2d} \quad (10)$$

Kde n_i je počet jedinců i-tého druhu; p_i je podíl jedinců i-tého druhu; N je celkový počet jedinců ve vzorku; n_{pn} je počet past'ů-nocí; a je počet společných druhů; b je počet odlišných druhů ve větším

souboru; c je počet odlišných druhů v menším souboru; d je počet druhů, které nejsou sdíleny konkrétně porovnávanou dvojicí.

Statistická analýza dat

Soubory všech odchycených drobných zemních savců byly statisticky zpracovány obecnými lineárními modely (GLM, ANOVA). χ^2 - testem dobré shody byly testovány druhové rozdíly odchytů z lesní a příkopové linie pastí. Struktura společenstva je prezentována také z hlediska dominujícího rysu ekologické valence. Sečteny byly dominance stejné ekologické valence a pro přehlednost upraveny do formy koláčových grafů. K vizualizaci matice podobnosti společenstev na základě indexů I_S a I_{SSI} byly sestrojeny dendrogramy metodou shlukové analýzy Single Linkage. Výpočty indexů diverzity a podobnosti byly provedeny pomocí programu Biodiv 5.1 (BAEV & PENEV 1995), ostatní výpočty byly provedeny v programu Statistica 9.

VÝSLEDKY

Odchycené druhy

Za celé období 2003 - 2004 odchytové úsilí odpovídalo 44 700 past'onocím. Celkem bylo odchyceno 757 jedinců, z nichž 496 bylo z Kaplicka a 261 z lokality V. Jeníkov (viz tab. 1 až 4). Průměrná abundance se pohybovala od $a = 1,04$ jedince na 100 past'o-nocí v dálničném příkopu po $a = 2,43$ jedinců v lesním porostu na Kaplicku. Analýza podle ročních období ukázala, že na liniích pastí se nejmenší počet zvířat odchytával na jaře (0,2 jedince za den), zatímco v létě a na podzim počet stoupnul na 1,0 až 1,2 jedince za den (obr. 1). Podobný průběh má počet odchycených druhů v jednotlivých ročních obdobích. Stoupá od jara, kdy bylo stanoveno v průměru 5 druhů, přes léto s 8 druhy až k podzimu s 9 druhy (obr. 2).

V celém materiálu bylo determinováno následujících 13 druhů drobných zemních savců: *Sorex araneus* (214 jedinců), *Sorex minutus* (66), *Neomys fodiens* (12), *Neomys anomalus* (15), *Talpa europea* (1), *Arvicola terrestris* (7), *Myodes glareolus* (89), *Microtus agrestis* (62), *Microtus arvalis* (141), *Apodemus flavicollis* (117), *Apodemus sylvaticus* (19), *Micromys minutus* (13), *Muscardinus avellanarius* (1).

Pro zhodnocení role příkopů byly odchycené druhy rozříděny podle dominantního rysu ekologické valence (viz ANDĚRA 2000, ANDĚRA & BENEŠ 2001, ANDĚRA & BENEŠ 2002) na druhy:

lesní – *M. glareolus*, *A. flavicollis*,

ekotonální, vázané na keřovité habitaty – *A. sylvaticus*

stepní – *M. arvalis*

vlhkomilné – *S. araneus*, *S. minutus*, *M. agrestis*, *M. minutus*

mokřadní až semiakvatilní – *N. fodiens*, *N. anomalus*, *A. terrestris*,

podzemní – *T. europaea*

stromové – *M. avellanarius*

Společenstvo drobných zemních savců

Nejvýraznějším eudominantním druhem všech sledovaných společenstev drobných zemních savců byl *S. araneus* ($d = 24,4 - 33,5$ %). Především v příkopech pak dominoval *M. arvalis* ($d = 25,1 - 38,1$ %). Zcela naopak v lesních porostech byl velmi často odchycen *M. glareolus* ($d = 15,4 - 18,6$ %). Poněkud s menší hodnotou než u *S. araneus*, ale opět na všech liniích patřily mezi dominantní druhy *A. flavicollis* ($d = 11,5 - 19,6$ %) a *S. minutus* ($d = 5,9 - 10,4$ %). Mezi početné druhy společenstev především pak v lesních porostech patřil ještě *M. agrestis* ($d = 10,0 - 14,0$ %). V nízké početnosti, ale na všech liniích se vyskytoval *A. sylvaticus* ($d = 1,1 - 5,9$ %). Především v příkopech na podzim byl zachycen *M. minutus* ($d = 1,8 - 2,5$ %). Spolu s ním byl zastižen také *N. anomalus* ($d = 1,3 - 3,4$ %). Na lokalitě Kaplice se jak v lesním porostu, tak v silničním příkopu vyskytoval *N. fodiens* (1,3 – 3,4 %) a *A. terrestris* (1,1 – 1,8 %). Pouze v příkopech po jednom jedinci byli odchyceni *M. avellanarius* (V. Jeníkov) a *T. europaea* (Kaplice) – viz tab. 1 - 4.

Při celkovém porovnání početností jednotlivých druhů odchycených v příkopech s liniemi v lesním prostředí pomocí χ^2 -testu byl stanovený rozdíl vysoce průkazný jak na Kaplicku ($\chi^2 = 112,8$; $df = 10$; $p < 0,001$), tak na lokalitě V. Jeníkov ($\chi^2 = 87,5$; $df = 9$; $p < 0,001$).

Jak vyplývá z tab. 5, lokalita na Kaplicku byla z hlediska počtu druhů o třetinu bohatší ($S = 12$ a 11) než lokalita V. Jeníkov ($S = 8$ a 7). Na obou sledovaných lokalitách byl přítom v silničním příkopu počet druhů vždy vyšší ($S = 12$ a 8) než v sousedních porostech ($S = 11$ a 7). Nejběžněji užívaný parametr pro společenstva - Shannonův index diverzity hodnotí poměry v příkopu ale níže ($H = 1,87$ a 1,61) než v přilehlém lesním prostředí ($H = 2,02$ a 1,85). Podobný průběh měla druhová vyrovnanost společenstev – v příkopu byla nižší ($J = 0,754$ a 0,774) než v sousedním lesním porostu ($J = 0,841$ a 0,949).

Při hodnocení diverzity dalším často používaným indexem D (Simpsonův index diverzity) byly nalezeny podobné poměry – odvodňovací příkopy komunikací byly hodnoceny níže ($D = 4,86$ a $4,01$) než blízké lesní porosty ($D = 6,15$ a $5,91$). Drobný rozdíl je pouze v tom, že silniční příkop na Kaplicku s 12 druhy je tímto indexem hodnocen výrazně níže než lesní porost na lokalitě V. Jeníkov se 7 druhy. Druhovú vyrovnanost odvozená z tohoto indexu hodnotí opět oba silniční příkopy jako méně vyrovnané ($E = 0,405$ a $0,501$) než přilehlé lesní prostředí ($E = 0,559$ a $0,844$). Výrazně odlišně situaci podává Margalefův index D_{mg} . Ten hodnotí silniční příkop, jak na Kaplicku ($D_{mg} = 2,03$) tak na lokalitě V. Jeníkov ($D_{mg} = 1,47$), výše než přilehlý les ($D_{mg} = 1,79$ a $1,21$). Hodnota přitom víceméně plynule sleduje klesající trend od druhově nejbohatšího ($S = 12$; $D_{mg} = 2,03$) k druhově nejchudšímu ($S = 7$; $D_{mg} = 1,21$) společenstvu.

Struktura společenstva stanovená na základě součtu dominancí druhů se stejnou kategorií ekologické valence ukázala, že příkopy se jasně liší od sousedního lesního prostředí. V prostředí příkopu výrazný podíl tvořily především stepní ale i mokřadní formy na úkor lesních a vlhkomilných. Výlučně v příkopech byly také zastíženy podzemní a stromové druhy (viz obr. 3, 4, 5 a 6).

Podobnost společenstev hodnocená dvěma různými indexy podobnosti vyzněla ve všech případech velmi podobně (obr. 7 a 8). Na Kaplicku vykazalo osídlení silničního příkopu a sousedního lesního porostu největší podobnost. Naopak jako nejvzdálenější společenstvo od ostatních se projevilo osídlení dálničního příkopu. Při použití indexu I_{CS} (hodnocení pouze výskytu druhů) byla podobnost příkopu a lesa na Kaplicku vyšší než při hodnocení indexem I_{SSI} (hodnocení výskytu i absence druhů). Zcela opačná byla situace při hodnocení podobnosti osídlení příkopu a lesního prostředí na lokalitě V. Jeníkov. Tam index I_{CS} ukazuje na nižší podobnost příkopu a lesa než při hodnocení indexem I_{SSI} . Celkově poněkud vyšších vzájemných podobností bylo dosaženo při použití indexu I_{SSI} , tedy při hodnocení zahrnující i absenci druhů.

DISKUZE

Společenstva drobných zemních savců na obou lokalitách, v lesním porostu i v příkopu, vykazovala spíše nadprůměrnou diverzitu pro území ČR (srovnej ZEJDA 1973, BÜRGER et al. 1987, ZIMA et al. 1998, BEJČEK & ŠŤASTNÝ 2003, SUCHOMEL & HEROLDOVÁ 2004, RICO et al. 2007a aj.). Ta mohla být způsobena jak výše popsaným výběrem členitých lokalit s lesním porostem, tak ale také odchytkovou metodikou. Padací pasti exponované dlouho dobu bývají pro zachycení diverzity nejvhodnější a jsou často používány i v tropických oblastech (GRANZINOLLI & MOTTA 2006, UMETSU et al. 2006, BEZERRA et al. 2009, RIBEIRO et al. 2011). V době odchytků se abundance na lokalitách pohybovala od jednoho do dvou jedinců na 100 past'o-nocí, což je dosti nízká početnost (CARTHEW & KEYNES 2000, DUBROVSKII et al. 2005, SCHMIDT et al. 2005). Při užití jiné odchytkové metody v tomto období by pravděpodobně nebylo vůbec možné studii realizovat.

Analýza podle ročních období ukázala, že efektivnost odchytů stoupala od jara k podzimu, což zcela odpovídá populační dynamice drobných zemních savců (STENSETH & LIDICKER 1992, MAZURKIEWICZ & RAJSKA-JURGIEL 1998, WOLFF 1999, ECCARD & YLÖNEN 2001, KORPIMÄKI et al. 2004, SCHNURR et al. 2004, TKADLEC 2008).

V silničním a dálničním příkopu byly zjištěny počty drobných zemních savců, které se významně lišily ($p < 0,001$) od přilehlých lesních porostů. Pokud zhodnotíme celkový počet odchycených zvířat, tak rozhodně odvodňovací příkop nemůže být ale považován za prostor, kterému by se drobní zemní savci vyhýbali. Mezi lokalitami je totiž rozdíl větší než mezi příkopem a přilehlým lesním porostem. Je tedy možno konstatovat, že i když v příkopech byl nalezen celkově nižší počet drobných zemních savců, tak se neliší více než o 20 %, což je v populační dynamice drobných zemních savců téměř zanedbatelný rozdíl (viz např. STENSETH & LIDICKER 1992, MAZURKIEWICZ & RAJSKA-JURGIEL 1998, WOLFF 1999, STENSETH et al. 2002, TKADLEC 2008, KORPELA et al. 2011, VAUGHAN et al. 2011).

Relativně vysoký celkový počet drobných zemních savců v odvodňovacích příkopech byl doprovázen ještě překvapivějším výsledkem - vyšším počtem druhů než v přilehlých lesních porostech. Na sledovaných lokalitách byla závěrečná bilance 12:11 a 8:7 ve prospěch příkopů (tab. 5). Tento stav připomíná situaci na okrajích habitatů a je označován jako okrajový efekt (edge effect), (BENNETT 1990, PARDINI 2004, OSBOURNE et al. 2005, VAUGHAN et al. 2011). Je tu ale hned několik rozdílů. Při okrajovém efektu je vlastní hraniční pás jednak sycen druhy ze dvou přilehlých habitatů a pak na okrajích je většinou vyvinuta více-strukturovaná vegetace, která poskytuje prostředí pro další druhy (viz MEUNIER et al. 1999, BRYJA & ZUKAL 2000, GOOSEM 2000, WOLF & BATZLI 2002, BENNETT 2003, TALLMON & MILLS 2004, FUENTES-MONTEMAYOR et al. 2009). V případě drobných zemních savců např. pro myšiči křovinnou. U studovaných odvodňovacích příkopů ale uvedené schéma nemůže platit. Jednu plochu přilehlou k silničnímu příkopu totiž tvoří vozovka a to jak u silnice, tak u dálnice. Dále zde není v žádném případě vyvinuta více-strukturovaná vegetace. Spíše naopak, dno odvodňovacího příkopu bývá betonové, a pokud je vegetace vůbec vyvinuta, je velmi nízká a vykazuje nízkou pokryvnost. Výrazným rysem příkopu je ale často velká vlhkost a přítomnost různých odpadků (papírů, plastů i potravinových zbytků), které monotónnost odvodňovacího příkopu narušují. Tedy, přestože odvodňovací příkop podél silnice nebo dálnice je silně antropogenní element, může pravděpodobně plnit roli vodoteče - migračního koridoru, podle kterého zcela přirozeně drobní zemní savci se orientují a systematicky postupují do nového prostředí (WOLTOM 1985, STENSETH & LIDICKER 1992, MAZURKIEWICZ & RAJSKA-JURGIEL 1998, KOZAKIEWICZ et al. 2007). Navíc ani hlukem se možná pozemní komunikace neliší od silněji proudící vodoteče.

Uvedená úvaha o koridoru může zřejmě platit jak pro mokřadní a vlhkomilné druhy (*N. fodiens*, *N. anomalus*, *A. terrestris*, *S. araneus*, *S. minutus*, *M. agrestis*, *M. minutus*), tak pro stepní druhy, které mohou využívat k šíření jen o několik cm vyšší suché „břehové“ partie vodotečí (viz SPACKMAN & HUGHES 1995, ROSENBERG et al. 1997, ANDERSEN et al. 2000, WIJNHOFEN et al. 2005). Zřejmě i pro podzemní druhy jako je *T. europaea* může být vlhký koridor užitečným vodítkem pro nalezení vhodně vlhkého substrátu s dostatečným obsahem potravy (MELLANBY 1967, FUNMILAYO 1977, HARTMAN et al. 2000, FELDHAMER et al. 2007). Migrace podél vozovky je v tomto případě mnohem více pravděpodobná než překonávání vozovky napříč, protože komunikace byla z obou stran uzavřena velkým blokem lesa a nikde nebyly nalezeny známky pobytu krtků.

Naopak poměry u lesních druhů napovídají, že pro tyto formy odvodňovací příkop důležitou roli hrát nebude. V dálničním příkopu dokonce nebyl zastížen jediný *M. glareolus*, což není vůbec překvapivé vzhledem k jeho citlivosti na otevřené prostředí (BAKOWSKI & KOZAKIEWICZ 1988, RICO et al. 2007b). Zcela jiný případ bude ale odchyt stromové formy *M. avelanarius*. Zde je třeba předpokládat pohyb, který směřoval od nejbližšího keře či stromu napříč vozovkou a nikoliv podél odvodňovacího příkopu.

Pro hodnocení současného výskytu více druhů na určitém území jsou užívány indexy diverzity a vyrovnanosti (viz např. BEGON et al. 1990, BAEV & PENEV 1995). Těchto indexů je větší počet a jejich autoři je konstruovali většinou na určité konkrétní podmínky. Proto je třeba při jejich výběru mít na paměti jejich přednosti a nedostatky. Někdy je třeba ze srovnávacího hlediska respektovat tradici oboru. Z tohoto důvodu jsou vybrány výše uvedené indexy. Jednak aby výsledky mohly být dobře porovnány a případné posuny v hodnotách mohly být jiným indexem v hodnocení zohledněny.

Běžně užívané Shannonovy indexy diverzity a vyrovnanosti ukazují, že v obou příkopech dochází k určitému ochuzení společenstva, což je zcela pochopitelné, a nic na tom nemění vyšší počet odchycených druhů. Podobně reagují Simpsonovy indexy diverzity a vyrovnanosti jen s tím rozdílem, že vzájemné rozdíly jsou mezi jednotlivými společenstvy výraznější a ještě méně je oceněn celkový počet druhů. Všechny čtyři uvedené indexy ukazují na migrační charakter odvodňovacích příkopů. Naproti tomu zcela odlišné je hodnocení Margalefovým indexem D_{mg} . Ten víceméně sleduje počet druhů, a proto nejlépe hodnotí silniční příkop na Kaplicku a nejhůře lesní porost na lokalitě V. Jeníkov.

Vedle posouzení velikosti indexů diverzity je možné k porovnání společenstev použít přímo indexy podobnosti. Zde použité jsou dvou základních typů (viz BAEV & PENEV 1995). Index I_{CS} pracuje pouze s druhy, které se na porovnávaných lokalitách vyskytují. Tento index je vhodné použít, když není zaručen odchyt druhů s nízkou početností kvůli menšímu odchytovému úsilí. Index vychází z předpokladu, že důkaz přítomnosti a nepřítomnosti druhu není symetrický. Toto by mohlo platit především pro odvodňovací příkop, ve kterém mohou migrovat řádově jednotlivá zvířata (nicméně důležitá pro překonání genetické izolace), která ovšem nemusí být odchycena. Na druhou stranu odchytové úsilí více jak 10 000 past'o-nocí na linii je dostatečně vysoké k tomu, aby mohl být oprávněně použit i druhý typ indexu podobnosti I_{SSI} , který hodnotí také nepřítomnost druhu. V obou případech pak bylo nutné ještě matice vzájemných podobností transformovat shlukovacím algoritmem Single linkage do grafu pro přehledné zviditelnění podobností všech čtyř odchytových linií. Výsledkem jsou dvě dosti podobná hodnocení vztahů, která ukazují na velkou podobnost společenstev příkopu a lesa na Kaplicku (12 a 11 druhů) a k nim nejmenší podobnost společenstva příkopu dálnice (8 druhů). Do výsledku se tak promítá jednak odlišná početnost druhů v lesních porostech na Kaplicku a v oblasti V. Jeníkova a pravděpodobně také oddělení dálničního příkopu od lesního porostu pruhem sečeného travinného porostu.

SHRNUTÍ

Druhová diverzita drobných zemních savců byla studována v prostředí odvodňovacích příkopů pozemních komunikací. Podél silničního a dálničního segmentu bylo položeno celkem 44 700 pastí v přepočtu na jednu noc a odchyceno 757 jedinců 13 druhů: *Sorex araneus*, *Sorex minutus*, *Neomys fodiens*, *Neomys anomalus*, *Talpa europaea*, *Arvicola terrestris*, *Myodes glareolus*, *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*, *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Micromys minutus*, *Muscardinus avellanarius*. V odvodňovacích příkopech silnice a dálnice bylo nalezeno překvapivě více druhů (12, resp. 8), nežli v přilehlých lesních habitatech (11, resp. 7 druhů). Nicméně, úroveň alfa diverzity odvodňovací příkopů byla nižší.

Hodnocení odchycených drobných savců z různých aspektů ukazuje na zajímavý fenomén odvodňovacích příkopů jako přechodného – migračního – prostředí, které může hrát významnou roli v současné fragmentované krajině. Tyto naznačené stránky pozemních komunikací mohou být považovány spíše za pozitivní.

LITERATURA

AARS J., IMS R. A., LIU H. P., MULVEY M. & SMITH M. H., 1998: Bank voles in linear habitats show restricted gene flow as revealed by mitochondrial DNA (mtDNA). *Molecular Ecology*, **7**: 1383-1389.

ANDERSEN D. C., WILSON K. R., MILLER M. S. & FALCK M., 2000: Movement patterns of riparian small mammals during predictable floodplain inundation. *Journal of Mammalogy*, **81**(4): 1087-1099.

ANDĚRA M., 2000: *Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. III. Hmyzožravci (Insectivora)*. Národní muzeum, Praha, 108 pp.

ANDĚRA M. & BENEŠ B., 2001: *Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. – Hlodavci (Rodentia) – část 1. Křečkovití (Cricetidae), hrabošovití (Arvicolidae), plchovití (Gliridae)*. Národní muzeum, Praha, 156 pp.

ANDĚRA M. & BENEŠ B., 2002: *Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. – Hlodavci (Rodentia) – část 2. Myšovité (Muridae), myšivkovité (Zapodidae)*. Národní muzeum, Praha, 116 pp.

ANDĚRA M. & HORÁČEK I., 2005: *Poznáváme naše savce*. 2. doplněné vydání, Sobotáles, Praha, 328 pp.

BAEV P. V. & PENEV L. D., 1995: Biodiv 5.1 - Program and Manual for Calculating Biological Diversity Parameters, Similarity, Niche Overlap, and Cluster Analysis. PENSOFT, Sofia, Moscow.

- BAKOWSKI C. & KOZAKIEWICZ M., 1988: The effect of forest road on bank vole and yellow-necked mouse populations. *Acta Theriologica*, **33**: 345-353.
- BALKENHOL N. & WAITS L. P., 2009: Molecular road ecology: exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Molecular Ecology*, **18**(20): 4151-4164.
- BEGON M., HARPER J. L. & TOWNSEND C. R., 1990: *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications, second edition.
- BEJČEK V. & ŠŤASTNÝ K., 2003: Význam říčních niv z hlediska suchozemských obratlovců. Pp: 30-36. In: PRACH K., PITHART D. & FRANCÍRKOVÁ T. (eds): *Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách*. Botanický ústav AV ČR, Třeboň, 122 pp.
- BENNETT A. F., 1990: Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology*, **4**: 109-122.
- BENNETT A. F., 2003: *Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 254 pp.
- BERBEE R., VERMIJ P. & VAN DE LAAK W. J., 2004: Policy development for the reduction of pollution caused by traffic experiences from the Netherlands. *Water Science and Technology*, **49**(3): 183-188.
- BEZERRA A. M. R., CARMIGNOTTO A. P. & RODRIGUES F. H. G., 2009: Small non-volant mammals of an ecotone region between the Cerrado hotspot and the Amazonian rainforest, with comments on their taxonomy and distribution. *Zoological Studies*, **48**(6): 861-874.
- BRYJA J. & ZUKAL J., 2000: Small mammal communities in newly planted biocorridors and their surroundings in southern Moravia (Czech Republic). *Folia Zoologica*, **49**(3): 191-197.
- BÜRGER P., ANDĚRA M. & ZBYTOVSKÝ P., 1987: Savci Blanského lesa (Šumavské podhůří). *Lynx, n.s.*, **23**: 5-42.
- CARTHEW S. M. & KEYNES T., 2000: Small mammals in a semi-arid community, with particular reference to *Ningauia yvonneae*. *Australian Mammalogy*, **22**(2): 103-109.
- CLARK B. K., CLARK B. S. & JOHNSON L. A., 2001: Influence of roads on movements of small mammals. *Southwestern Naturalist*, **46**(3): 338-344.
- CRÉPINEAU C., RYCHEN G., FEIDT C., LE ROUX Y., LICHTFOUSE E. & LAURENT F., 2003: Contamination of pastures by Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the vicinity of a highway. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **51**(16): 4841-4845.
- DRIESSEN M. M., MALLICK S. A. & HOCKING G. J., 1996: Habitat of the eastern barred bandicoot, *Perameles gunnii*, in Tasmania: An analysis of road-kills. *Wildlife Research*, **23**(6): 721-727.

DUBROVSKII V. YU., ROSHCHIN M. V. & CHEREPUSHKIN S. A., 2005: Species composition and population structure of small mammals of the Vishera reserve at low abundance. *Russian Journal of Ecology*, **36**(2): 135-137.

FELDHAMER G. A, DRICKAMER L. C., MERRITT J. F., VESSEY S. H. & KRAJEWSKI C., 2007: *Mammalogy: adaptation, diversity, ecology*. Johns Hopkins University Press, Third edition, 672 pp.

FUENTES-MONTEMAYOR E., CUARÓN A. D., VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ E., BENÍTES-MALVIDO J., VALENZUELA-GALVÁN D., ANDRESEN E., 2009: Living on the edge: roads end edge effects on small mammal populations. *Journal of Animal Ecology*. **78**(4): 857-865.

FUNMILAYO O., 1977: Distribution and abundance of moles (*Talpa europaea* L.) in relation to physical habitat and food supply. *Oecologia*, **30**: 277-283.

GERLACH G. & MUSOLF K., 2000: Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles. *Conservation Biology*, **14**(4): 1066-1074.

GOOSEM M., 2000: Effects of tropical rainforest roads on small mammals: edge changes in community composition. *Wildlife Research*, **27**(2): 151-163.

GOOSEM M., 2001: Effects of tropical rainforest roads on small mammals: inhibition of crossing movements. *Wildlife Research*, **28**(4): 351-364.

GRANZINOLLI M. A. M. & MOTTA J. C., JR., 2006: Small mammal selection by the White-tailed Hawk in Southeastern Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology*, **118**(1): 91-98.

HARTMAN G. D., WHITAKER J. O., JR. & MUNSEE J. R., 2000: Diet of the mole *Scalopus aquaticus* from the Coastal Plain region of the South Carolina. *American Midland Naturalist*, **144**: 342-351.

HUBBARD M. W., DANIELSON B. J. & SCHMITZ R. A., 2000: Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management*, **64**(3): 707-713.

HUIJSER M. P. & BERGERS P. J. M., 2000: The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation*, **95**(1): 111-116.

KAMINSKI W., TOMCZAK E. & KUCHARSKI M., 2001: Model of carbon monoxide dispersion near a heavy traffic road. *Inzynieria Chemiczna I Procesowa*, **22**(3C): 615-620.

KORPELA K., SUNDELL J. & YLÖNEN H., 2011: Does personality in small rodents vary depending on population density? *Oecologia*, **165**: 67-77.

KOZAKIEWICZ M., CHOŁUJ A. & KOZAKIEWICZ A., 2007: Long-distance movements of individuals in a free-living bank vole population: an important element of male strategy. *Acta Theriologica*, **52**(4): 339-348.

- KOZAKIEWICZ M., KOZAKIEWICZ A., 2008: Long-term dynamics and biodiversity changes in small mammal communities in a mosaic of agricultural and forest habitats. *Annales Zoologici Fennici*, **45**: 263-269.
- KOZAKIEWICZ M., GORTAT T., PANAGIOTOPOULOU H., GRZYCZYŃSKA-SIEMIĄTKOWSKA A., RUTKOWSKI R., KOZAKIEWICZ A., ABRAMOWICZ K., 2009: The spatial genetic structure of bank vole (*Myodes glareolus*) and yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) populations: The effect of distance and habitat barriers. *Animal Biology*, **59**: 169-187.
- LOFGREN S., 2001: The chemical effects of deicing salt on soil and stream water of five catchments in southeast Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, **130**(1-4): 863-868.
- MAZURKIEWICZ M. & RAJSKA-JURGIEL E., 1998: Spatial behaviour and population dynamics of woodland rodents. *Acta Theriologica*, **43**(2): 137-161.
- McGREGOR R. L., BENDER D. J. & FAHRIG L., 2008: Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology*, **45**: 117-123.
- MELLANBY K., 1967: Food and activity in the mole *Talpa europaea*. *Nature*, **215**: 1128-1130.
- MERRIAM G., KOZAKIEWICZ M., TSUCHIYA E. & HAWLEY K., 1989: Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. *Landscape Ecology*, **2**: 227-235.
- MEUNIER F. D., CORBIN J., VERHEYDEN C. & JOUVENTIN P., 1999: Effects of landscape type and extensive management on use of motorway roadsides by small mammals. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie*, **77**(1): 108-117.
- OSBOURNE J. D., ANDERSON J. T. & SPURGEON A. B., 2005: Effects of habitat on small-mammal diversity and abundance in West Virginia. *Wildlife Society Bulletin*, **33**(3): 814-822.
- PAPP T., GUBANYI A. & RACZ G., 2000: Establishing microsatellite analysis for locally endangered populations of root vole (*Microtus oeconomus*). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, **46**(3): 259-264.
- PARDINI R., 2004: Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, **13**: 2567-2586.
- RIBEIRO M. A., JR., ROSSI R. V., MIRANDA C. L. & ÁVILA-PIRES T. C. S., 2011: Influence of pitfall trap size and design on herpetofauna and small mammal studies in Neotropical forest. *Zoologia (Curitiba, Impr.)*, **28**(1): 80-91.
- RICO A., KINDLMANN P. & SEDLACEK F., 2007a: Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zoologica*, **56**(1): 1-12.

- RICO A., KINDLMANN P. & SEDLÁČEK F., 2007b: Road crossing in bank voles and yellow-necked mouse. *Acta Theriologica*, **52**: 85-94.
- RICO A., KINDLMANN P. & SEDLACEK F., 2009: Can the barrier effect of highways cause genetic subdivision in small mammals? *Acta Theriologica*, **54**: 297-310.
- ROSENBERG D. K., NOON B. R. & MESLOW E. CH., 1997: Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience*, **47**(10): 677-687.
- SCHMIDT N. M., OLSEN H., BILDSØE M., SLUYDTS V. & LEIRS H., 2005: Effects of grazing intensity on small mammal population ecology in wet meadows. *Basic and Applied Ecology*, **6**(1): 57-66.
- SIEMERS B. M. & SCHAUB A., 2010: Hunting at the highway: traffic noise reduces foraging efficiency in acoustic predators. *Proceedings of The Royal Society B*, **272**: 841-847.
- SPACKMAN S. C. & HUGHES J. W., 1995: Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation*, **71**: 325-332.
- STENSETH N. C. & LIDICKER JR., W. Z., 1992: *Animal dispersal: Small mammals as a model*. Chapman and Hall, London, UK, 365 pp.
- STENSETH N. C., VILJUGREIN H., JĘDRZEJEWSKI W., MYSTERUD A. & PUCEK Z., 2002: Population dynamics of *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*: seasonal components of density dependence and density independence. *Acta Theriologica*, **47**, Suppl. 1: 39-67.
- SUCHOMEL J. & HEROLDOVÁ M., 2004: Small terrestrial mammals in two types of forest complexes in intensively managed landscape of South Moravia (The Czech Republic). *Ekologia-Bratislava*, **23**(4): 377-384.
- TALLMON D. A. & MILLS L. S., 2004: Edge effects and isolation: Red-backed voles revisited. *Conservation Biology*, **18**(6): 1658-1644.
- TKADLEC E., 2008: *Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 400 pp.
- UMETSU F., NAXARA L. & PARDINI R., 2006: Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the Neotropics. *Journal of Mammalogy*, **87**(4): 757-765.
- VAN BOHEMEN H. D. & JANSSEN VAN DE LAAK W. H., 2003: The influence of road infrastructure and traffic on soil, water, and air quality. *Environmental Management*, **31**(1): 50-68.
- VAN DE ZANDE L., VAN APELDOORN R. C., BLIJDENSTEIN A. F., DE JONG D., VAN DELDEN W. & BIJLSMA R., 2000: Microsatellite analysis of population structure and genetic differentiation within and between populations of the root vole, *Microtus oeconomus* in the Netherlands. *Molecular Ecology*, **9**(10): 1651-1656.

VAUGHAN T. A., RYAN J. M. & CZAPLEWSKI N. J., 2011: *Mammalogy*. Jones and Bartlett Publishers, 5 th ed., 750 pp.

WIJNHOVEN S., VAN DER VELDE G., LEUVEN R. S. E. W. & SMITS A. J. M., 2005: Flooding ecology of voles, mice and shrews: the importance of geomorphological and vegetational heterogeneity in river floodplains. *Acta Theriologica*, **50**: 453-472.

WILSON D. E., COLE F. R., NICHOLS J. D., RUDRAN R. & FOSTER M. S., 1996: *Measuring and monitoring biological diversity – Standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington and London, 364 pp.

WOLFF J. O., 1999: Behavioral model systems. Pp: 11-40. In: BARRETT G. W. & PELES J. D. (eds): *Landscape ecology of small mammals*. Springer-Verlag, New York, 347 pp.

WOLF M. & BATZLI G. O., 2002: Effect of forest edge on population of white-footed mouse *Peromyscus leucopus*. *Ecography*, **25**: 193-199.

WOLTON R. J., 1985: Spatial distribution and movements of wood mice, yellow-necked mice and bank voles. *Symposia of the Zoological Society of London*, **55**: 249-275.

ZEJDA J., 1973: Small mammals in certain forest type groups in Southern Moravia. *Folia Zoologica*, **22**: 1-13.

ZIMA J., OBUCH J., KOPCOVÁ-KLODOVÁ G., KOVAŘÍK M. & GAISLER J., 1998: Hmyzožravci a hlodavci Moravského krasu a přilehlých oblastí Dražanské vrchoviny. *Lynx, n.s.*, **29**: 77-94.

Tab. 1. Drobní zemní savci odchycení v silničním příkopu na lokalitě Kaplice.

		Datum kontroly / doba expozice (dny)									Parametry početnosti	
		12.-19.10. 2003	27.10. 2003	20.11. 2003	30.3.-24.5. 2004	21.6. 2004	9.8. 2004	6.9. 2004	28.9. 2004	Celkem		
		7	8	24	55	28	49	28	22	221		
Druhy	Valence									a	d	
<i>S. araneus</i>	vlhkomilný	4	1			21	36	2	12	76	0,69	33,5
<i>S. minutus</i>	vlhkomilný	1	2	3	1	4	4		3	18	0,16	7,9
<i>N. fodiens</i>	mokřadní			1		1			1	3	0,03	1,3
<i>N. anomalus</i>	mokřadní				1				2	3	0,03	1,3
<i>T. europaea</i>	podzemní								1	1	0,01	0,4
<i>A. terrestris</i>	mokřadní		1			1	1		1	4	0,04	1,8
<i>M. glareolus</i>	lesní	1	3	3		5	2	2	1	17	0,15	7,5
<i>M. agrestis</i>	vlhkomilný			1		5	4	1	4	15	0,14	6,6
<i>M. arvalis</i>	stepní	4	1	1	4	12	16	5	14	57	0,52	25,1
<i>A. flavicollis</i>	lesní		1		3	7	3	2	10	26	0,24	11,5
<i>A. sylvaticus</i>	ekotonální			2					1	3	0,03	1,3
<i>M. minutus</i>	vlhkomilný		1	1					2	4	0,04	1,8
Celkem		10	10	12	9	56	66	12	52	227	2,08	100,0

Tab. 2. Drobní zemní savci odchytení 30 m od silničního příkopu v lesním porostu na lokalitě Kaplice.

		Datum kontroly / doba expozice (dny)									Parametry početnosti	
		12.-19.10. 2003	27.10. 2003	20.11. 2003	30.3.-24.5. 2004	21.6. 2004	9.8. 2004	6.9. 2004	28.9. 2004	Celkem		
		7	8	24	55	28	49	28	22	221		
Druhy	Valence									a	d	
<i>S. araneus</i>	vlhkomilný	7	3	2	2	18	17	5	20	74	0,67	27,5
<i>S. minutus</i>	vlhkomilný	3	3	2		3	8	3	6	28	0,25	10,4
<i>N. fodiens</i>	mokřadní	1	2		2		2	2		9	0,08	3,4
<i>N. anomalus</i>	mokřadní		1		2	1	1	3		8	0,07	3
<i>A. terrestris</i>	mokřadní	1					2			3	0,03	1,1
<i>M. glareolus</i>	lesní	11	4	5	2	4	11	7	6	50	0,45	18,6
<i>M. agrestis</i>	vlhkomilný	5		4	1	3	8	2	4	27	0,24	10
<i>M. arvalis</i>	stepní	1		1	2	2	5	3	6	20	0,18	7,4
<i>A. flavicollis</i>	lesní	7	5		4	2	9	9	5	41	0,37	15,3
<i>A. sylvaticus</i>	ekotonální	1			1				1	3	0,03	1,1
<i>M. minutus</i>	vlhkomilný		2	1			1	2		6	0,05	2,2
Celkem		37	20	15	16	33	64	36	48	269	2,43	100

Tab. 3. Drobní zemní savci odchytení v dálničním příkopu na lokalitě Větrný Jeníkov.

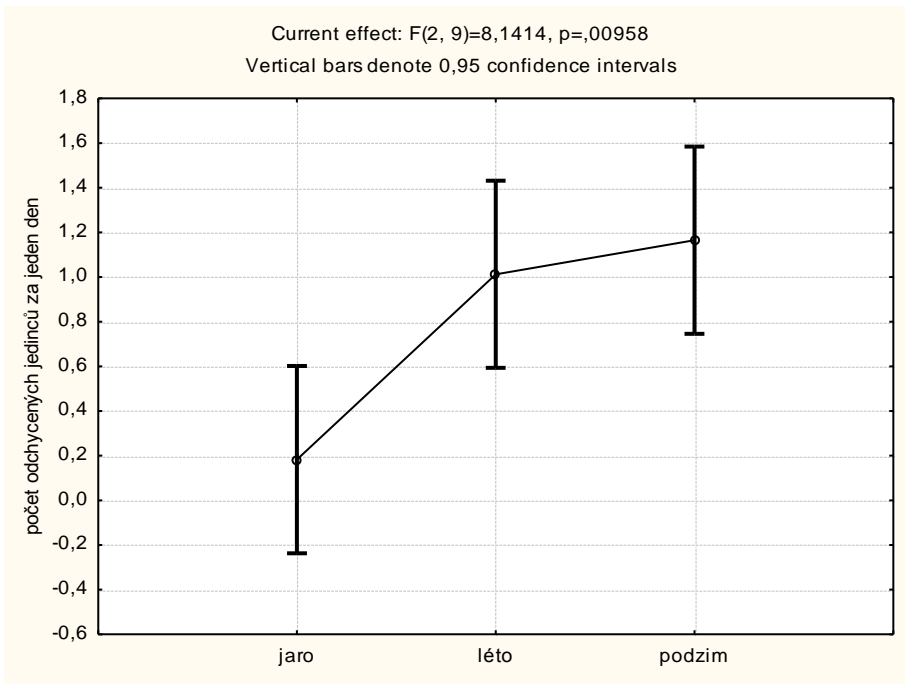
		Datum kontroly / doba expozice (dny)									Parametry početnosti	
		24.9.-1.11. 2003	20.11. 2003	30.3.- 6.6. 2004	17.6. 2004	7.8. 2004	21.8. 2004	5.9. 2004	15.10. 2004	Celkem		
		8	19	68	11	51	14	15	40	226		
Druhy	Valence									a	d	
<i>S. araneus</i>	vlhkomilný	2	1	3	4	4	2	7	6	29	0,26	24,6
<i>S. minutus</i>	vlhkomilný	2	1				1	1	2	7	0,06	5,9
<i>N. anomalus</i>	mokřadní						1	2	1	4	0,03	3,4
<i>M. arvalis</i>	stepní	6	8	6	2	8	2	7	6	45	0,40	38,1
<i>A. flavicollis</i>	lesní				1	5	5	7	4	22	0,19	18,7
<i>A. sylvaticus</i>	ekotonální	1	2	1				2	1	7	0,06	5,9
<i>M. minutus</i>	vlhkomilný	1					1		1	3	0,03	2,5
<i>M. avelanarius</i>	vlhkomilný						1			1	0,01	0,9
Celkem		12	12	10	7	17	13	26	21	118	1,04	100

Tab. 4. Drobní zemní savci odchytení 30 m od dálničního příkopu v lesním porostu na lokalitě Větrný Jeníkov.

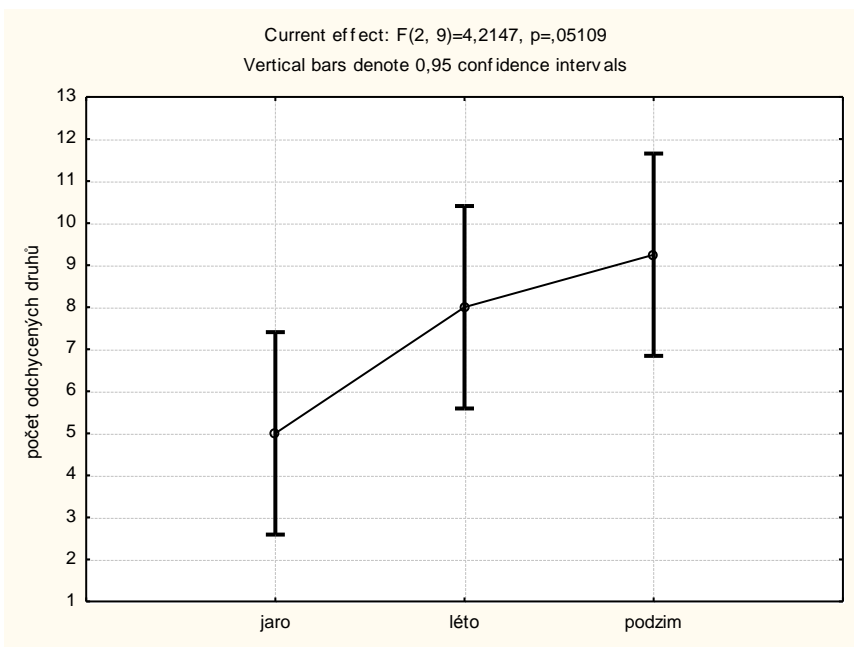
		Datum kontroly / doba expozice (dny)									Parametry početnosti	
		24.9.- 1.11. 2003	20.11. 2003	30.3.- 6.6. 2004	17.6. 2004	7.8. 2004	21.8. 2004	5.9. 2004	15.10. 2004	Celkem		
		8	19	68	11	51	14	15	40	226		
Druhy	Valence										A	D
<i>S. araneus</i>	vlhkomilný	2	3	2	3	8	3	5	9	35	0,31	24,4
<i>S. minutus</i>	vlhkomilný	3	2			3	3	1	1	13	0,12	9,1
<i>M. glareolus</i>	lesní	5	6		2	2	3		4	22	0,19	15,4
<i>M. arvalis</i>	stepní	2	2	2	2	3	2	4	2	19	0,17	13,3
<i>M. agrestis</i>	vlhkomilný	3	5	2		1	4	2	3	20	0,18	14,0
<i>A. flavicollis</i>	lesní	2	3	2	3	5	6	4	3	28	0,25	19,6
<i>A. sylvaticus</i>	ekotonální		1	1		1	1		2	6	0,05	4,2
Celkem		17	22	9	10	23	22	16	24	143	1,27	100

Tab. 5. Parametry společenstva drobných zemní savců na sledovaných lokalitách.

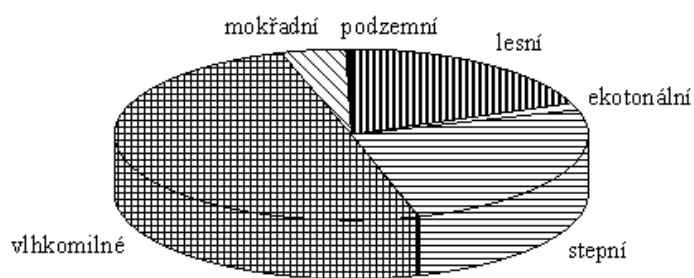
Indexy	Odchyťové linie			
	Kaplice - příkop	Kaplice - les	V. Jeníkov - příkop	V. Jeníkov - les
a (celková)	2,08	2,43	1,04	1,27
S	12	11	8	7
H	1,87	2,02	1,61	1,85
J	0,754	0,841	0,774	0,949
D	4,86	6,15	4,01	5,91
E	0,405	0,559	0,501	0,844
Dmg	2,03	1,79	1,47	1,21



Obr. 1. Počet odchycených jedinců na sledovaných lokalitách za jeden den ve třech ročních obdobích.

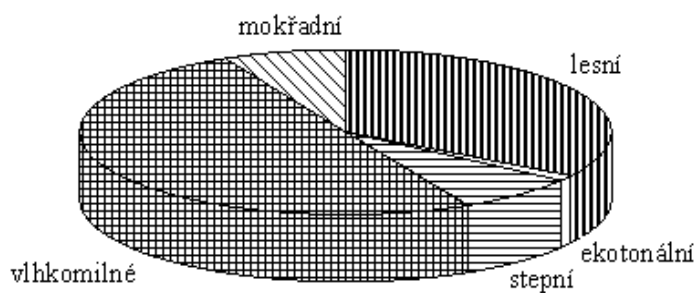


Obr. 2. Počet odchycených druhů na sledovaných lokalitách ve třech ročních obdobích



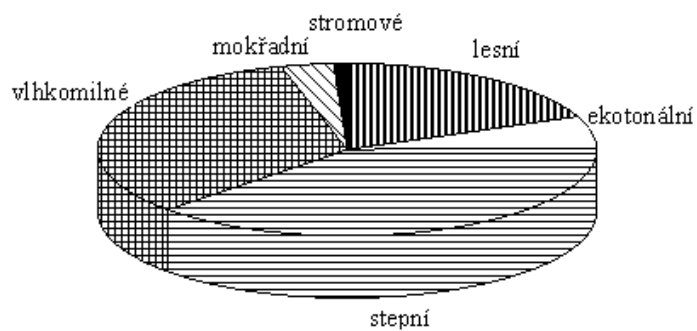
Kaplice - příkop

Obr. 3. Struktura společenstva v silničním příkopu na Kaplicku podle preferovaného habitatu.



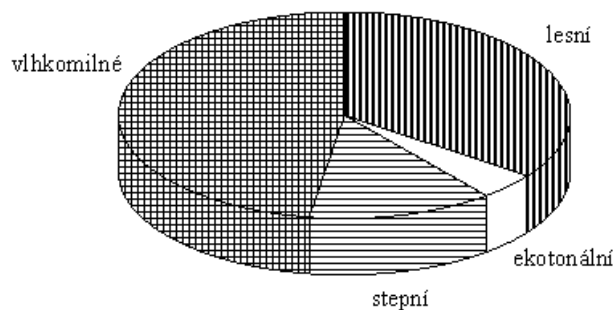
Kaplice - les

Obr. 4. Struktura společenstva v lesním porostu na Kaplicku podle preferovaného habitatu.



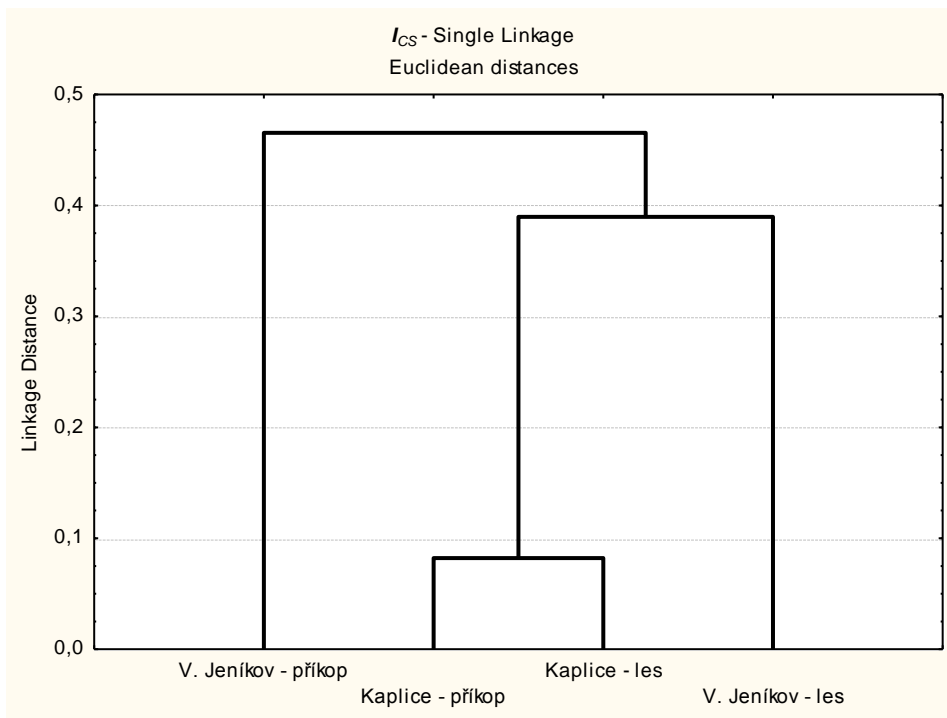
V. Jeníkov - příkop

Obr. 5. Struktura společenstva v dálničném příkopu v oblasti V. Jeníkova podle preferovaného habitatu.

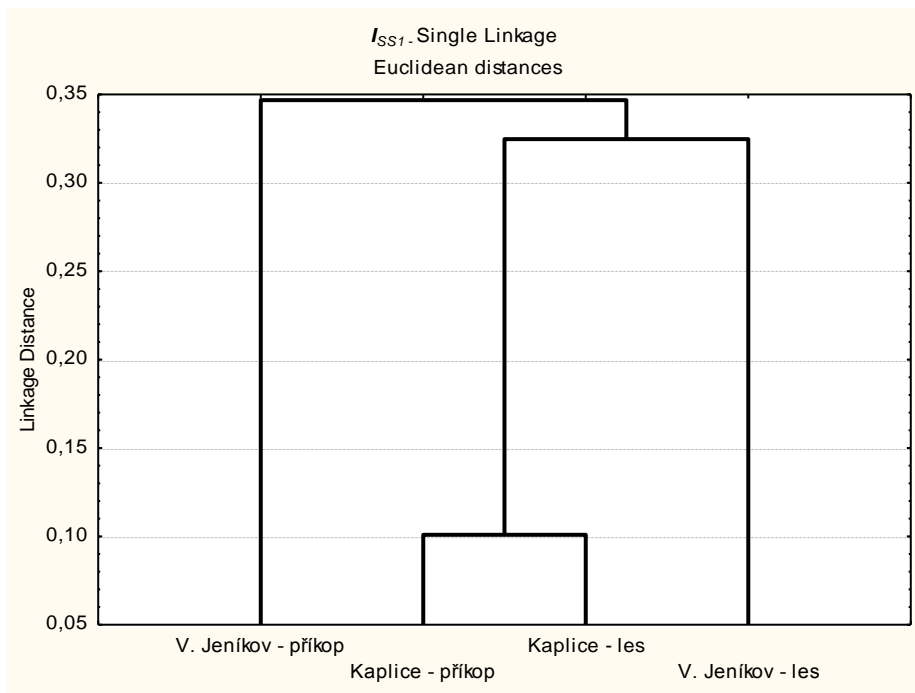


V. Jeníkov - les

Obr. 6. Struktura společenstva v lesním porostu v oblasti V. Jeníkova podle preferovaného habitatu.



Obr. 7. Hodnocení podobnosti společenstev na základě indexu I_{CS} formou shlukovacího algoritmu Single Linkage.



Obr. 8. Hodnocení podobnosti společenstev na základě indexu I_{SS1} formou shlukovacího algoritmu Single Linkage.

8.2. Článek II.

Akceptováno, EKOLÓGIA (BRATISLAVA)

DROBNÍ ZEMNÍ SAVCI PODÉL VODNÍCH TOKŮ JAKO PŘIROZENÝCH KRAJINNÝCH BARIÉR

TOMÁŠ BOHDAL¹, JOSEF NAVRÁTIL², FRANTIŠEK SEDLÁČEK³

¹ Katedra biologických disciplín, Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita, Na Zlaté stoce 10, 370 05 České Budějovice, Česká republika; e-mail: tomas.bohdal@pfm.cz

² Katedra obchodu a cestovního ruchu, Ekonomická fakulta, Jihočeská univerzita, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, Česká republika; e-mail: jnav@ef.jcu.cz

³ Katedra zoologie, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Česká republika; e-mail: fsedlac@prf.jcu.cz

Abstrakt

Břehové porosty podél vodních toků jsou významným krajinným prvkem – biokoridorem umožňujícím disperzi celé řady drobných zemních savců. Vodní toky jsou ale také bariérami, které omezují disperzi a vedou k izolaci a populačně-genetickým změnám. Společenstva drobných zemních savců (Eulipotyphla, Rodentia) byla studována v letech 2004–2006 na pěti různě širokých úsecích vodních toků v kulturní středoevropské krajině situované na území jižních Čech. Metodou opakovaných odchytů (CMR) bylo celkem odchyceno 547 jedinců z 10 druhů. Eudominantními druhy všech sledovaných lokalit byly *Apodemus flavicollis* a *Myodes glareolus*. Druhovú diverzitu a ekvitalitu rostla se stupněm bariéry tedy šířkou vodního toku. U vybraných druhů byla též posouzena úroveň jejich pozemní mobility. Vyšších hodnot dosáhla celkově u *A. flavicollis*, u *M. glareolus* byla prokázána vyšší míra mobility u samců, přičemž u těchto druhů nebyla korelována se šířkou vodního toku. Vodní toky řádově v desítkách metrů byly překonány v časovém rámci do tří měsíců. Četnost překonávání vodního toku u *A. flavicollis* klesala s šířkou vodního toku exponenciálně a byla závislá na populační hustotě.

Klíčová slova: bariéra, mobilita, CMR, *Apodemus flavicollis*, *Myodes glareolus*

Úvod

Vodní toky, jejich břehy, litorální vegetace a přibřežní dřevinné porosty jsou přirozenými koridory udržujícími biologickou diverzitu v krajině (viz např. Rosenberg et al. 1997; Bennett, 2003). V narušených urbánních oblastech a agrocenózách představují tyto koridory vhodné habitaty pro migraci a udržení metapopulační struktury např. drobných savců (Hirota et al. 2004). Šíření terestrických druhů podél vodních toků ovlivňují procesy, jako jsou záplavy, sucho, eroze břehů, obrus ledem, sedimentace aj., které napomáhají vytvářet v koridoru podél toku heterogenní prostředí (Forman, Godron, 1993; Jacob, 2003; Wijnhoven et al. 2005). Od toku směrem k terase existuje strmý gradient prostředí, proto některé druhy využívají k migraci údolní nivy s vysokou půdní vlhkostí nebo dávají přednost prostředí terasy nad říčními břehy, když jim vlhké prostředí a pravidelné záplavy nevyhovují (Andersen et al. 2000).

Vodní toky mohou na druhou stranu vytvářet přírodní bariéry a izolovat či omezovat v pohybu mnoho drobných zemních živočichů (viz např. Bennett, 2003; Kozakiewicz et al. 2009). Omezení v disperzi je vždy kombinací kvantitativních (např. šířka bariéry) a kvalitativních (pro určitý druh specifických) složek bariéry (Rodriguez et al. 1996). Výrazné omezení pohybu může bránit toku genů mezi lokálními populacemi, což může mít za následek na jedné straně snížení genetické diverzity, na druhé straně ale také může vést k vývoji vitálních metapopulačních systémů a lokálně adaptovaných subpopulací (cf. Merriam et al. 1989; Aars et al. 1998; Gerlach, Musolf, 2000; Lugon-Moulin, Hausser, 2002; Keller, Waller, 2002).

Pro drobné zemní savce přináší překonávání široké řeky ale i malého vodního toku řadu problémů spojených především s mobilizací energie na plavání a termoregulaci (viz např. Lugon-Moulin, Hausser, 2002). Vliv bariéry se ale bude lišit v rámci drobných zemních savců v závislosti především na mobilitě, bionomii (life history) a ekologické specializaci druhu (Wolff, 1999). Zajímalo nás proto, jak se s přítomností vodního toku ve středoevropské kulturní krajině vypořádávají drobní zemní savci (zástupci taxonů Rodentia a Eulipotyphla) žijící jednak přímo podél říčního toku v břehových porostech ale i v těsně přilehlém lesním porostu. A to jak na úrovni druhu, tak na úrovni společenstva. Očekávali jsme, že v břehových porostech a přilehlém okraji lesa na obou březích bude stupeň bariéry, tedy především šířka vodního toku, ovlivňovat populace drobných zemních savců v několika směrech. Na základě literárních údajů jsme formulovali proto následující pracovní hypotézy.

- 1) Druhá diverzita a vyrovnanost společenstva drobných zemních savců na odchyťovém segmentu vodního toku se bude zvyšovat se stupněm bariéry – tedy se šířkou vodního toku. Hypotéza vychází z předpokladu, že čím širší bude vodní tok, tím větší vliv bude mít na břehové prostředí a bude svojí činností zvyšovat jeho heterogenitu.
- 2) Pozemní mobilita jedinců ve společenstvu drobných zemních savců na odchyťovém segmentu vodního toku se bude zvyšovat se šířkou vodního toku. Hypotéza vychází z předpokladu, že u jedinců žijících těsně podél vodního toku bude lokomoční aktivita - mobilita - směřována paralelně s vodní překážkou (protažené domovské okrsky) a bude o to větší, o co méně budou mít drobní zemní savci možnost se pohybovat napříč vodním tokem.

- 3) Překonávání vodního toku bude nepřímo úměrné šířce vodního toku a přímo úměrné abundanci drobných zemních savců a velikosti jejich pozemní mobility. Tato hypotéza vychází ze dvou předpokladů, (i) že rychlost proudění vody v toku bude nízká a na všech lokalitách přibližně stejná, (ii) že drobní zemní savci se snaží vodní hladinu překonat co nejrychleji a nejkratším, tedy kolmým, směrem k vodnímu toku.

Tato práce je úvodní zoologicko-ekologickou částí ke studiu říčních bariér a bude doplněna populačně-genetickou studií, neboť schopnost disperse a překonávání bariér má následně zásadní vliv na genetickou strukturu a demografické procesy v populaci (viz např. Gaines, McClenaghan, 1980; Stenseth, Lidicker, 1992). Následovat bude tedy populačně-genetická analýza na materiálu, který byl získán v této úvodní části, podobně jak to učinila Rico et al. 2007b, 2009). Tato analýza by měla přinést vazbu mezi nalezenými parametry diverzity, mobility a bariér na jedné straně a parametry populačně genetickými na straně druhé. Propojení takových přístupů přinese nové poznatky, neboť pohyb zvířat automaticky neznamená tok genů a z toku genů si lze jen velmi stěží představit jak konkrétně se zvířata podél a napříč bariéry pohybují.

Materiál a metodika

Popis lokalit

Studie probíhala v břehových a přilehlých lesních habitatech podél vodních toků, situovaných na území jižních Čech (Obr. 1). Bylo vybráno pět úseků vodních toků různé šíře ale zhruba stejné rychlosti proudu vodní hladiny kolem 1-2 km/h: 1) KOZLOVSKÝ POTOK (šířka 3 m; 49°6' N, 14°29' E); 2) řeka ČERNÁ (šířka 13 m; 48°45' N, 14°30' E); 3) řeka MALŠE (šířka 20 m; 48°47' N, 14°29' E); 4) řeka LUŽNICE (šířka 35 m; 49°23' N, 14°34' E); 5) řeka VLTAVA (šířka 145 m; 49°08' N, 14°27' E). Lokality se nacházely na středních a dolních úsecích toků v lesním porostu s různým stupněm fragmentace širší okolní krajiny. Břehové partie byly mírně svažité, zpravidla se zapojeným vegetačním krytem a s občasným výskytem nánosu písku či šterku.

Na všech lokalitách bylo stromové a keřové patro tvořeno zejména porostem smrku ztepilého (*Picea abies*), olše lepkavé (*Alnus glutinosa*), dubu letního (*Quercus robur*), buku lesního (*Fagus sylvatica*), vrb (*Salix* spp.), břízy bělokoré (*Betula pendula*), lísky obecné (*Corylus avellana*) a ostružiníků (*Rubus* spp.). Habitat břehu byl charakteristický výraznou bylinnou vegetací, s převahou chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*), ostřice třeslicovité (*Carex brizoides*), kopřivy dvoudomé (*Urtica dioica*) a místy netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulifera*) a netýkavky nedůtklivé (*Impatiens noli-tangere*).

Odchyt

Pro odchyt drobných zemních savců byly použity dřevěné živolovné pasti. Na každém břehu byly položeny paralelně s vodním tokem dvě linie 25 pastí se sponem 5 m o celkové délce 125 metrů. První linie byla umístěna v břehové vegetaci ve vzdálenosti 5 m od okraje toku a druhá v lesním porostu ve vzdálenosti 10 m od břehové linie. Uvedené rozmístění pastí mělo zachytit drobné zemní savce na samém okraji habitatů u vodního toku a také umožnit výpočet ukazatele pohyblivosti (mobility) zvířat podél břehu (viz Rico et al. 2007a,b). Celkem bylo položeno ve vybraném úseku vodního toku na obou stranách 100 pastí. Vnaděny byly směsí ovesných vloček a sardinek. Pasti byly exponovány čtyři po sobě jdoucí dny a v pravidelných intervalech byly kontrolovány – dvě hodiny po soumraku a dvě hodiny po svítání. Odchyt byl proveden v letech 2004 – 2006, a to v letním (první polovina června) a v podzimním období (druhá polovina září).

Pro odchyt drobných zemních savců byla použita metoda opakovaného odchytu značených jedinců, capture – mark – recapture (CMR – viz např. Pocock et al. 2005). U odchycených zvířata byla stanovena hmotnost a určeno pohlaví. Drobní savci byli na základě tělesných rozměrů a stavu pohlavních orgánů (abdominálně nebo skrotálně uložená varlata, laktace u samic) také rozdělení na subadultní a adultní jedince. Subadultní jedinci *Apodemus flavicollis* a *Apodemus sylvaticus*, nevykazující typické druhové znaky, byli určeni pouze do rodu (*Apodemus* sp.). Odchycená zvířata byla označena odstřížením posledního článku prstu a opětovně vypuštěna. Do protokolu bylo zaznamenáno číslo jedince, s označením pasti a linie a další výše uvedené kategorie. Získané tkáňové vzorky (článek prstu) byly uloženy do 96 % etanolu pro následné zpracování.

Statistická analýza dat

U každého druhu byla vypočítána relativní abundance A (%) - počet jedinců na 100 pastí a dominance D (%) - podíl počtu jedinců druhu na celkovém počtu odchycených jedinců. U společenstva pak index diverzity - H a ekvitability - E (viz např. Begon et al. 1990). Kromě uvedených indexů je uváděn ještě počet druhů absolutní - S a relativní - S_{rel} (%). Neurčení jedinci (*Apodemus* sp.) nebyli do uvedených indexů zahrnuti.

Na jednotlivých lokalitách a v odchytových termínech byl odchycen rozdílný počet druhů i jedinců. Aby mohly být výsledky lépe porovnatelné, byly počty druhů i jedinců vyjádřeny relativně vzhledem k celkovému počtu odchycených druhů, respektive jedinců. Rozdíly v počtu odchycených druhů a jedinců mezi lokalitami a letními a podzimními odchyty pak byly zjišťovány pomocí analýzy variance (ANOVA). Dále byly analýzou variance testovány rozdíly v zastoupení adultních a subadultních jedinců jednotlivých druhů. Počty adultních a subadultních jedinců byly vyjádřeny také relativně k celkovému počtu odchycených zvířat daného druhu na lokalitě.

Jelikož pouze *A. flavicollis* a *M. glareolus* byly ve vzorku dostatečně zastoupeny, bylo možno jen u nich posoudit úroveň pohybové aktivity - mobility a stanovit rozdíly ve výše uvedených kategoriích. Mobilita byla stanovena podle Rico et al. (2007a,b) - na základě vzdálenosti mezi dvěma bezprostředně po sobě následujícími odchty. Je to tedy vzdálenost pastí, ve kterých byl určitý jedinec ve dvou po sobě následujících odchtech zaznamenán. Analýza byla provedena opět pomocí analýzy variance s Tukeyho post-hoc testem pro nestejně velké soubory.

Rozdíly mezi stanovenými kategoriemi jedinců v rámci druhu v překračování vodního toku („bariérový efekt vodního toku“) byly testovány χ^2 - testem dobré shody s Yatesovou korekcí (Zar, 1999). χ^2 - testem dobré shody bylo také testováno, zda poměr samců a samic (sex ratio – SR) je významně vychýlen a zdali se liší odchyty lesní a litorální linie pastí. Vztah mezi druhovou diverzitou, vyrovnaností a šířkou vodního toku byl vyhodnocen pomocí generalizovaných modelů (GLM). Podobně také vztah mezi počtem jedinců, kteří překonali vodní tok, a šířkou vodního toku, abundancí a mobilitou. Konkrétní data jsou udávána jako průměr \pm S.E. Výše uvedené statistické testy byly provedeny v programu Statistica 9.

Výsledky

Odchycené druhy

Za celé období 2004 - 2006 odchyťové úsilí odpovídalo 4000 past'onočím. Celkem bylo odchyceno 547 jedinců, z nichž 338 bylo odchyceno alespoň dvakrát. Determinováno bylo celkem 10 druhů drobných zemních savců: *Apodemus flavicollis* (211 ex.), *Apodemus sylvaticus* (18 ex.), *Micromys minutus* (2 ex.), *Myodes glareolus* (165 ex.), *Microtus arvalis* (79 ex.), *Microtus agrestis* (27 ex.), *Sorex araneus* (28 ex.), *Sorex minutus* (3 ex.), *Neomys fodiens* (2 ex.), *Crocidura suaveolens* (2 ex.), *Apodemus* sp. (10 ex.).

Během letního období bylo odchyceno 209 jedinců, z nichž 148 bylo odchyceno alespoň dvakrát, přičemž patřili k 7 druhům: *A. flavicollis*, *A. sylvaticus*, *M. glareolus*, *M. arvalis*, *M. agrestis*, *S. araneus* a *S. minutus*. V podzimním období bylo odchyceno 410 jedinců, přičemž zpětně bylo odchyceno 238 jedinců, z toho 72 jich bylo označeno již při letním odchyťu. V tomto období bylo zaznamenáno 9 druhů: *A. flavicollis*, *A. sylvaticus*, *M. minutus*, *M. glareolus*, *M. arvalis*, *M. agrestis*, *S. araneus*, *N. fodiens* a *C. suaveolens*.

Signifikantně vyšší počty odchycených jedinců byly zjištěny v podzimním období ($F = 21.98$; $P = 0.002$), naopak rozdíly v počtu druhů (vyjádřené jako podíly z celkového počtu druhů $S = 10$) na jednotlivých lokalitách a v odchyťových obdobích nebyly statisticky průkazné (viz Tab. 1).

Společenstvo drobných zemních savců

Výraznými eudominantními druhy všech sledovaných společenstev drobných zemních savců byly *A. flavicollis* a *M. glareolus*, které měly, vyjma lokality Vltava, stabilně nejvyšší hodnoty abundance ($A = 3.1 - 9.9\%$) a dominance ($D = 18.8 - 61.2\%$). Oba druhy byly pravidelně odchyťávány v břehové vegetaci (břehová linie) i v porostu dřevin (lesní linie), přičemž rozdíly mezi odchyťovými liniemi nebyly statisticky významné. *M. arvalis* dosáhl nejvyšších hodnot abundance ($A = 6.9\%$) a dominance ($D = 41.3\%$) na Vltavě, kam pravděpodobně pronikal z blízké agroceózy. Hojný byl též na lokalitě Lužnice ($A = 2.0\%$, $D = 13.8\%$). Preferoval habitat litorální vegetace, před porostem dřevin ($\chi^2 = 8.6$; $P < 0.001$). Běžným druhem sledovaných společenstev byl také *S. araneus*, který byl čtvrtým nejpočetněji zastoupeným druhem ($A = 0.3$ až 1.1%). Pravidelně byl odchyťáván v břehové vegetaci ale i v porostu dřevin.

Také *M. agrestis* byl stabilním druhem ve společenstvu drobných zemních savců, nebyl odchycen pouze na Lužnici. Na Černé a Malši byl spolu s *M. glareolus* a *A. flavicollis* eudominantním druhem společenstva ($D = 12.4\%$, resp. $D = 8.8\%$). Zřejmě optimální ekologická stanoviště představovaly podmáčené plochy s hustým porostem chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) a ostřice třeslicovité (*Carex brizoides*). Druh *A. sylvaticus* se vyskytoval v nižší početnosti ve všech sledovaných společenstvech ($A = 0.3 - 1.0\%$, $D = 1.7 - 6.0\%$). Málo početné recedentní druhy studovaných společenstev drobných zemních savců představovali *S. minutus* ($A = 0.1 - 0.3\%$, $D = 0.8 - 1.6\%$), *N. fodiens* ($A = 0.3\%$, $D = 1.7\%$), *C. suaveolens* (0.1% , $D = 0.8 - 0.9\%$) a *M. minutus* ($A = 0.1\%$, $D = 1.1 - 1.2\%$).

Druhá diverzita (H') a ekvitabilita (E) všech společenstev, s výjimkou Kozlovského potoka, byla poměrně vyrovnaná. Přes vysokou hodnotu dominance ($D = 41.3\%$) u *M. arvalis* nejvyšších hodnot druhové diverzity ($H' = 2.18$) a ekvitability ($E = 0.73$) dosáhlo společenstvo drobných zemních savců na lokalitě Vltava. Naopak vysoká relativní početnost a dominance *A. flavicollis* ($A = 9.9\%$, $D = 61.2\%$) a pouze 6 zjištěných druhů se odrazily ve snížení indexů druhové diverzity ($H' = 1.60$) a vyrovnanosti ($E = 0.62$) na Kozlovském potoce (viz Tab. 2). Toto se projevilo na regresi (log link function) mezi šířkou vodního toku a druhovou diverzitou – H' (Wald stat. 7.3; $P < 0.007$) a ekvitabilitou – E (Wald stat. 4.2; $P < 0.040$).

A. flavicollis a *M. glareolus* v odchytech

Oba zmíněné druhy se na celkovém počtu odchycených jedinců podílely 70 %. Při letních a podzimních odchytech bylo zaznamenáno 211 jedinců druhu *A. flavicollis*. Z toho opakovaně bylo odchyceno 145 jedinců (68.7%) a z nich 33 jedinců bylo odchyceno v létě i na podzim, přičemž bylo dosaženo až 15 zpětných odchytů u stejného jedince (večer, ráno, léto podzim). Rozdíl v zastoupení pohlaví v odchytech byl zaznamenán pouze v případě podzimních odchytů na Vltavě, kde počet samců výrazně převýšil počet samic (sex ratio - SR 3.60, $\chi^2 = 7.3478$; $P = 0.0067$). Podíl subadultních jedinců kolísal od 25 % v létě na Černé po 57 % v létě na Lužnici (kromě Vltavy v létě, kdy byli odchyceni pouze tři jedinci *A. flavicollis* a všichni byli subadultní).

Dále bylo celkově odchyceno 165 jedinců druhu *M. glareolus*, z toho opakovaně 112 jedinců (67.9%), přičemž 27 jedinců bylo odchyceno v létě i na podzim. U *M. glareolus* bylo dosaženo až 11 zpětných odchytů stejného jedince. Rozdílů v zastoupení pohlaví bylo zaznamenáno v porovnání s *A. flavicollis* více. Na Lužnici byl v létě odchycen významně větší počet samic než samců (SR 0.27, $\chi^2 = 10.9393$; $P = 0.0001$), stejně tak i na podzim (SR 0.33, $\chi^2 = 8.0$; $P = 0.0046$). Obdobný stav byl na Vltavě, kde byl v podzimních odchytech také nalezen větší počet samic (SR 0.4, $\chi^2 = 3.8571$; $P = 0.0495$). Podíl subadultních jedinců kolísal od 38 % v létě na Malši po 86 % v létě na Černé. Průkazně vyšší podíl subadultních jedinců byl zjištěn celkově na podzim ($F = 5.238$, $P < 0.05$).

Mobilita

Jelikož byli *A. flavicollis* a *M. glareolus* ve vzorku dostatečně zastoupeni na všech lokalitách a v obou sezonách, bylo možno posoudit úroveň jejich lokomoční aktivity – mobility - na základě vzdálenosti mezi dvěma po sobě následujícími odchty.

Prokázána byla ($F = 5.934$, $P < 0.05$) vyšší mobilita *A. flavicollis* (16.5 ± 0.7 m) v porovnání s *M. glareolus* (13.8 ± 0.9 m). V případě *M. glareolus*, byli podstatně mobilnější samci (18.0 ± 1.6 m) nežli samice (12.5 ± 0.9 m), ($F = 9.524$, $P < 0.05$). U tohoto druhu ale nebyly zjištěny žádné další rozdíly mezi lokalitami, sezónami ani věkovými kategoriemi.

U dalšího nejpočetnějšího druhu, *A. flavicollis*, nebyl prokázán rozdíl v mobilitě mezi pohlavími ani subadultními a adultními jedinci. Taktéž nebyly prokázány rozdíly mezi letními a podzimními odchyty. Byl ale zjištěn rozdíl v mobilitě mezi lokalitami. Na Malši (23.5 ± 2.4 m) byla průkazně vyšší [$F(4, 557) = 4.9916$, $P = 0.00058$] než na Kozlovském potoce (15.5 ± 0.8 m) a Lužnici (11.2 ± 1.6 m) - viz Obr. 2. Nicméně regrese (log link function) mezi mobilitou a šířkou říčního toku nalezena nebyla ($P = 0.76$).

Překonání vodního toku

Překonání vodního toku bylo zjištěno na třech lokalitách – Kozlovský potok, Černá a Lužnice. Vodní toky Černou (13 m) a Lužnici (35 m) překonali po jednom adultní samci *A. flavicollis*, přičemž se jednalo o jedince označené v letním odchytovému termínu a zpětně odchycené v podzimním, při kterém bylo toto překonání vodního toku zjištěno. Časový odstup letních a podzimních odchytů byl přitom 3 měsíce. Opakované překonání vodního toku bylo stanoveno pouze na Kozlovském potoce (3 m) u *A. flavicollis*, po jednom překonání toku, na poslední jmenované lokalitě, bylo zaznamenáno ještě u *M. glareolus* a *M. agrestis*.

Kozlovský potok byl překročen 12 jedinci druhu *A. flavicollis*, z nichž u 10 byl zjištěn opětovný návrat. U 5 zvířat bylo překročení zaznamenáno opakovaně. V letním období byl tok překonán 2 a na podzim 10 zvířaty. Vliv pohlaví na překonávání toku zjištěn nebyl. Také podíl subadultních jedinců k adultním (8:4) nebyl statisticky průkazný. χ^2 - test s Yatesovou korekcí tak prokázal existenci bariérového efektu vodního toku pro adultní jedince i u velmi úzkého toku Kozlovského potoka ($\chi^2 = 5.97$, $P = 0.015$).

V rámci sledovaného období (3 měsíce) počet překonání vodního toku byl exponenciálně závislý (power link function) na šířce vodního toku (Wald Stat. 36.5, $P < 0.0001$) a na abundanci (Wald Stat. 1116.7, $P < 0.0001$). Mobilita neměla na počet překonání vliv (Wald Stat. 1.2, $P = 0.27$) - viz Obr. 2 a 3.

Diskuze

Společenstvo drobných zemních savců podél vodních toků

Na základě provedeného odchytu drobných zemních savců je možné konstatovat, že byl zaznamenán průkazný vliv šířky říčního toku především na druhovou diverzitu (H') ale i ekvibilitu (E). První pracovní hypotézu jsme tedy podpořili. Není to ale samotná šířka řeky, která figuruje v regresi. S šířkou řeky koreluje celá řada parametrů, které pomáhají vytvářet podél toku heterogenní prostředí (Forman, Godron, 1993; Jacob, 2003; Wijnhoven et al. 2005).

Relativně velkou druhovou diverzitu zde zajišťovali pravděpodobně nejen migrující jedinci, ale především také mozaikovitost vlhkostních podmínek, která svedla dohromady např. *M. agrestis* a *M. arvalis*, *N. fodiens* a *C. suaveolens*. Stanovená diverzita tak odpovídá spíše nadprůměrným hodnotám ve středoevropské krajině (viz např. Zejda, 1973; Bürger et al. 1987; Bryja, Řehák, 1998; Bryja, Zukal, 2000; Bejček, Šťastný, 2003; Rico et al. 2007a; Suchomel, Heroldová, 2004).

Eudominantními druhy byly jednoznačně *A. flavicollis* a *M. glareolus*, s celkovou dominancí $D = 38.6\%$, resp. $D = 30.2\%$. Ve všech habitatech byli odchyťováni v podstatě syntopně a vysvětlením mohou být víceméně společné potravní zdroje, jak uvádějí Obrtel, Holišová (1974). Obdobný stav u těchto druhů zaznamenali Kozakiewicz, Kozakiewicz (2008) v úzkém pásu olšin podél jezera, který sousedil s agrocenózou a lesem.

M. glareolus jako druh se značnou afinitou k mezofilním až hygrofilním společenstvům, převažuje nejen v lužních lesích Dunaje a Moravy ($D = 63.3\%$ - Krištofík, 1999) a v údolních nivách (Jacob, 2003), ale také u potoků ($D = 19.8\%$ - Bürger et al. 1987), na vlhkých břehových partiích jezera (Kozakiewicz, 1985), na rybníčních hrázích ($D = 37.8\%$ - Šťastný, 1985) či v rozsáhlých rákosinách podél vodotečí (Bejček, Šťastný, 2003) a rybníků (Pelikán, 1975). Euryvalenci *M. glareolus* ukazují i naše zjištění. Pravidelně byl odchyťován v bylinném porostu chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) a ostřice třeslicovité (*Carex brizoides*) i v porostu dřevin, zpravidla s dostatečným vegetačním krytem ($D = 21.8 - 45.7\%$). Ten mu zajišťuje potřebné mikroklimatické podmínky a dostatečný stupeň zastínění (viz např. Zejda, 1973; Pelikán, 1975; Májský, 1985).

Jak již bylo uvedeno, dalším eudominantním druhem s vysokou abundancí byl *A. flavicollis*. Nejvyšší hodnoty dominance dosáhl na Kozlovském potoce ($D = 61.2\%$), v habitatu, který strukturou porostu připomínal lužní les s porostem vysokých bylin. Ten mu svou potravní nabídkou (semena dřevin, bylin i travin, bezobratlí živočichové) mohl troficky silně vyhovovat. Zřejmě podobně vhodné podmínky ale *A. flavicollis* našel také na ostatních lokalitách. Bryja, Řehák (1998) uvádějí vysokou míru dominance ($D = 71.3\%$) v lužním lese, méně než poloviční naproti tomu zaznamenal Krištofík (1999) jak v tvrdém luhu ($D = 27.8\%$), tak v měkkém luhu ($D = 8.3\%$). Na lokalitě Vltava, biotop s nejvyšší druhovou diverzitou, dosáhla dominance *A. flavicollis* podobných nižších hodnot (18.8%). Důvodem byla nejen její nízká abundance ($A = 3.1\%$), ale především početněji zastoupený *M. arvalis* ($A = 6.9\%$, $D = 41.3\%$), kterému vyhovoval sušší břeh s nižším vegetačním krytem. Tento břehový pruh se pravděpodobně se stal migračním koridorem pro jedince z nedaleké agrocenózy. Podobně Bryja, Zukal (2000) zaznamenali vysokou hodnotu dominance ($D = 19.6\%$) *M. arvalis* na okrajích studovaných habitatů, které plnily funkci biokoridoru. Vedle výše uvedených dvou eudominantních druhů byl zastoupen téměř na všech lokalitách ještě *M. agrestis*. Nejvyšší početnosti a dominance ($D = 12.4\%$) dosahoval na Černé v podmáčeném břehovém porostu ostřic, obdobně jak uvádí např. Reiter et al. (1997).

Mozaikovitý charakter lesa, blízká agrocenóza a ekoton říčního břehu na lokalitě Vltava pravděpodobně vyhovoval také *A. sylvaticus*, který zde dosáhl poměrně vysoké hladiny dominance ($D = 6.0\%$). *M. minutus* byl zaznamenán pouze na dvou lokalitách (Černá, Malše) v břehových porostech vysokých bylin. Rejskovití byli zastoupeni čtyřmi druhy, přičemž *S. araneus* byl běžnou součástí všech sledovaných společenstev drobných zemních savců. Nejvyšší dominanci měl na lokalitě Vltava ($D = 6.8\%$), kde byl zjištěn v břehové vegetaci i v okolních křovinách. Bürger et al. (1987) uvádějí až 20% dominanci v břehových porostech. Kozakiewicz (1985) jej také odchyťovala především ve vlhkých břehových partiích jezera.

Vzhledem k přítomnosti vodních toků s mokřadními habitaty poněkud překvapivě k recedentním druhům patřili hmyzožravci *S. minutus* a *N. fodiens*. Překvapivý byl ale také odchyt *C. suaveolens* ($D = 0.8 - 0.9\%$) na Lužnici a Vltavě. Vysvětlením může být přítomnost rekreačních chat v bližším okolí, které pro tento druh vytvářejí vhodná synantropní stanoviště (viz např. Zima et al. 1998).

Mobilita

Vyšší úroveň celkové mobility byla zjištěna u *A. flavicollis* (16,5 m) v porovnání s *M. glareolus* (13,8 m). Naše výsledky tak korespondují se závěry Mazurkiewicz, Rajska-Jurgiel (1998), které studovaly prostorové chování obou druhů v lesním habitatu, a také s poznatky Rico et al. (2007b), které dokladující mírně vyšší míru mobility *A. flavicollis* u silničních bariér (*A.f.* 17.0 m vs. *C.g.* 16.5 m). Podobně Bąkowski, Kozakiewicz (1988) a Wolton (1985) uvádějí u tohoto druhu vyšší mobilitu a dávají ji do souvislosti s rozsáhlejším home-range než je u *M. glareolus*.

U *M. glareolus* nebyl zjištěn žádný rozdíl mezi lokalitami ani mezi odchytovými obdobími. Nalezena byla pouze vyšší míra mobility u samců. Tento rozdíl dokládá také Kozakiewicz et al. (2007), přičemž jejich výsledky ukazují na úzkou souvislost zvýšené mobility u samců s rozmnožovací strategií.

Jak vyplývá z Obr. 2, bylo zjištěno, že mobilita u *A. flavicollis* není na všech lokalitách stejná. Nepodařilo se ale podpořit hypotézu o tom, že mobilita podél bariéry roste s její nepřekonatelností napříč – tedy v tomto případě s šířkou říčního toku. Wolff (1999) považuje *A. flavicollis* za generalistu snadno se pohybujícího v mozaikovitém habitatu. A tak průkazně vyšší průměrné hodnoty mobility naměřené na Malši mohou souviset s charakterem habitatu, který je v širším okolí v porovnání s Kozlovským potokem a Lužnicí asi mnohem více fragmentovaný. Také Marsh et al. (2001) uvádějí, že na pohyb a početnost myšic mají velký vliv parametry krajiny jako je např. využívání půdy, vzdálenosti a konektivita mezi lesy.

Překonávání toku

Překonávání vodního toku jako bariéry závisí na šířce koryta, průtoku a teplotě vody, mobilitě a specializaci druhu (Spackman, Hughes, 1995; Wolff, 1999). Při výběru vhodného úseku vodního toku jsme postupovali tak, aby jediným výrazným faktorem byla šířka vodního toku a rychlost proudu byla víceméně stejná a co nejnižší. Raně letní a raně podzimní odchty pak měli zajistit mj. přijatelnou teplotu. Při tomto uspořádání *A. flavicollis* překonal vodní tok na třech lokalitách - Kozlovský potok (šířka 3 m), Černá (13 m), Lužnice (35 m). Přes nízké počty jedinců, kteří překonali širší vodní toky, generalizovaný model ukázal, že šířka vodního toku měla výrazný vliv na počet překonání bariéry. Jak ukazuje Obr. 3, body je možno proložit exponenciální křivku, která asi nejpřesněji zrcadlí potenciál drobných zemních savců k překonávání vodního toku, neboť šířky kolem 30 m již bývají obtížněji překonatelné (viz Hafner, Hafner, 1975). Z časového průběhu odchytů je možno odhadnout, že překonání širších vodních toků je možné zachytit až po delší době, řádově do tří měsíců.

Mobilitě na břehu byla věnována zvláštní pozornost (viz výše), protože může být vnímána jako „motor“, který podporuje překonávání říčního toku. Vyplývalo to ze studia překonávání silničních komunikací různé šířky u *A. flavicollis* a *M. glareolus* (Rico et al. 2007b). Regresi počtu překonání vodního toku a mobility u *A. flavicollis* se ovšem v naší práci nepodařilo prokázat.

Podobným stimulem k překonání říčního toku může být početnost populace. Tato situace je často popisována při studiu populačních cyklů drobných zemních hlodavců. Při vysokých densitách je zaznamenávána výrazná emigrace z přemnožené oblasti (Ims, Andreassen, 2005; Smith, Batzli, 2006), které nejsou na překážku ani výrazné bariéry ve formě různých vodních ploch včetně širších vodních toků. V našich podmínkách byla početnost populace vyjádřena relativně jako abundance (A) a ta měla na překonávání vodního toku nejsilnější vliv. Ve studii překonávání silničních komunikací u *A. flavicollis* a *M. glareolus* je možno vysledovat podobnou situaci, i když analýze vlivu populační hustoty na překonání bariéry nebyla věnována zvláštní pozornost (Rico et al. 2007b).

V případě širších vodních toků jsme zachytili jen adultní jedince, kteří možná díky zkušenostem a větší hmotnosti (viz např. Giannoni et al. 1994; Cook et al. 2001, Nicolas, Colyn, 2006) mohli překonávání řeky lépe zvládnout. Na Kozlovském potoce byli zachyceni ovšem jak jedinci adultní tak také subadultní. O mladých jedincích je možno předpokládat, že byli vytlačeni z lokality a přinuceni k emigraci přes úzký potok (viz např. Ims, Andreassen, 2005, Smith, Batzli, 2006). Ten pravděpodobně, jak napovídá poměr 8:4 (viz výsledky), bez problémů zvládl. Naopak pro adultní jedince to mohla být určitá výraznější hranice na okraji jejich domovského okrsku, která se přeci jen tak běžně nepřekonává. Z tohoto pohledu může být zaznamenaný fenomén označen možná lépe za filtrační než za bariérový.

Pro *M. glareolus*, u něhož byla stanovena průkazně menší mobilita, bylo překonávání toku výrazně menší. Pouze jedna adultní samice zachycená na opačném břehu Kozlovského potoka (3 m) může demonstrovat přítomnost výraznější hranice, a nemění na tom nic ani zhruba trojnásobně menší abundance u *M. glareolus*, než byla stanovena u *A. flavicollis* (viz Tab. 2). U *M. glareolus* asi není možno hovořit v tomto případě (3 m široký vodní tok) přímo o bariéře, ale spíše o hraniční linii omezující pohyb, jak analogicky při úzkých lesních cestách a silnicích zjistili Bałowski, Kozakiewicz (1988), Aars et al. (1998), Rico et al. (2007a).

Překonávání úzkého toku ukazuje ale na ještě jeden možný aspekt. Pravděpodobně nejde jen o to, jestli jedinci v rámci určitého druhu jsou starší nebo mladší, ale o jaké personality se jedná. Jestli jedinci nemají obavu z nového prostředí a explorace pro ně nepředstavuje výraznou zátěž. Možná, že i takový úzký vodní tok filtruje snadno jedince určitých osobnostních dispozic, jak jsou v současnosti stanovovány v laboratorním prostředí (viz např. Martin, Réale, 2008; Lantová et al. 2011).

Genetické analýzy ukazují, že toky široké řádově desítky metrů nemusí být zásadními bariérami a jejich překonávání, jak bylo výše naznačeno, je otázkou řádově měsíců. Nicméně i zde je možno pozorovat určitý posun např. ve skladbě alel mikrosatelitních lokusů. U širších vodních ploch a toků (řádově stovky metrů) navíc se silným proudem je již možno ale výraznější diferenciaci populací drobných zemních savců pozorovat (viz Aars et al. 1998; Gerlach, Musolf, 2000; Lugon-Moulin, Hausser, 2002; Kozakiewicz et al. 2009).

Závěry

U drobných zemních savců stupeň bariéry – šířka vodního toku měla vliv na druhovou diverzitu a vyrovnanost společenstva břehů říčního úseku

V břehových biotopech a přilehlých lesních porostech podél vodních toků dominovali *A. flavicollis* a *M. glareolus*.

Šířka vodního toku neměla vliv na pozemní mobilitu u *A. flavicollis* a *M. glareolus*.

V časovém rámci tří měsíců bylo zjištěno u *A. flavicollis* překonání vodního toku až několik desítek metrů širokého. S šířkou vodního toku klesá exponenciálně počet jedinců, kteří jsou schopni tuto bariéru překonat. Zvyšující se abundance překonávání toku podporuje.

Literatura

Aars, J., Ims, R.A., Liu, H.P., Mulvey, M., Smith, M.H., 1998: Bank voles in linear habitats show restricted gene flow as revealed by mitochondrial DNA (mtDNA). *Molecular Ecology*, 7: 1383-1389.

Andersen, D.C., Wilson, K.R., Miller, M.S., Falck, M., 2000: Movement patterns of riparian small mammals during predictable floodplain inundation. *Journal of Mammalogy*, 81, 4: 1087-1099.

Bąkowski, C., Kozakiewicz, M., 1988: The effect of forest road on bank vole and yellow-necked mouse populations. *Acta Theriologica*, 33: 345-353.

Begon, M., Harper, J.L., Townsend C.R., 1990: *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications, second edition.

Bejček, V., Šťastný, K., 2003: The importance of floodplains for terrestrial vertebrates. In Prach, K., Pithart, D., Francírková, T. (eds), *Ecological functions and management in floodplains* (in Czech). Botanický ústav AV ČR, Třeboň, p. 30-36.

Bennett, A.F., 2003: *Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 254 pp.

Bryja, J., Řehák, Z., 1998: Community of small terrestrial mammals (Insectivora, Rodentia) in dominant habitats of the Protected Landscape Area of Poodří (Czech Republic). *Folia Zool.*, 47, 4: 249-260.

Bryja, J., Zukal, J., 2000: Small mammal communities in newly planted biocorridors and their surroundings in southern Moravia (Czech Republic). *Folia Zool.*, 49, 3 : 191-197.

Bürger, P., Anděra, M., Zbytovský, P., 1987: Mammals of Blanský les-Šumava foothills (in Czech). *Lynx (Praha)*, n.s., 23: 5-42.

Cook, W.M., Timm, R.M., Hyman, D.E., 2001: Swimming ability in three Costa Rican dry forest rodents. *Revista de Biología Tropical*, 49, 3-4: 1177-1181.

Forman, R.T.T., Godron, M., 1993: *Landscape ecology* (in Czech). Academia, Praha, 583 pp.

Gaines, M.S., McClenaghan L.R., 1980: Dispersal in small mammals. *Annual Review of Ecology and systematics*, 11: 163-196.

Gerlach, G., Musolf, K., 2000: Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles. *Conservation Biology*, 14: 1066-1074.

- Giannoni, S.M., Borghi, C.E., Martinezrica, J.P., 1994: Ability of the mediterranean pine vole *Microtus (Terricola) duodecimcostatus*. *Acta Theriologica*, 39, 3: 257-265.
- Hafner, J.C., Hafner, M.S., 1975: Water as a potential barrier to dispersal in Microdipodops. *J. Mammal.*, 56: 911-914.
- Hirota, T., Hirohata, T., Mashima, H., Satoh, T., Obara, Y., 2004: Population structure of the large Japanese field mouse, *Apodemus speciosus* (Rodentia: Muridae), in suburban landscape, based on mitochondrial D-loop sequences. *Molecular Ecology*, 13: 3275-3282.
- Ims, R.A., Andreassen, H.P., 2005: Density-dependent dispersal and spatial population dynamics. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 272, 1566: 913-918.
- Jacob, J., 2003: The response of small mammal populations to flooding. *Mammalian Biology*, 68: 102-111.
- Keller, L.F., Waller, D.M., 2002: Inbreeding effects in wild population. *Trends Ecol. Evol.* 17: 230-241.
- Kozakiewicz, A., 1985: Lakeside communities of small mammals. *Acta Theriologica*, 30, 9: 171-191.
- Kozakiewicz, M., Chołuj, A., Kozakiewicz, A., 2007: Long-distance movements of individuals in a free-living bank vole population: an important element of male strategy. *Acta Theriologica*, 52, 4: 339-348.
- Kozakiewicz, M., Kozakiewicz, A., 2008: Long-term dynamics and biodiversity changes in small mammal communities in a mosaic of agricultural and forest habitats. *Ann. Zool. Fennici*, 45: 263-269.
- Kozakiewicz, M., Gortat, T., Panagiotopoulou, H., Gryczyńska-Sięmiątkowska, A., Rutkowski, R., Kozakiewicz, A., Abramowicz, K., 2009: The spatial genetic structure of bank vole (*Myodes glareolus*) and yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) populations: The effect of distance and habitat barriers. *Animal Biology*, 59: 169-187.
- Krištofik, J., 1999: Small mammals in floodplain forests. *Folia Zool.*, 48, 3: 173-184.
- Lantová, P., Šíchová, K., Sedláček, F., Lanta V., 2011: Determining Behavioural Syndromes in Voles – The Effects of Social Environment. *Ethology*, 117: 124–132.
- Lugon-Moulin, N., Hausser, J., 2002: Phylogeographical structure, postglacial recolonization and barriers to gene flow in the distinctive Valais chromosome race of the common shrew (*Sorex araneus*). *Molecular ecology*, 11: 785-794.
- Májsky, J., 1985: Small land mammals of flood forests and of the wind break of the upper part of the Žitny ostrov island (in Slovak). *Veda, vydavateľstvo SAV, Bratislava*, 2: 1-111.
- Marsh, A.C.W., Poulton, S., Harris S., 2001: The Yellow-necked Mouse *Apodemus flavicollis* in Britain: status and analysis of factors affecting distribution. *Mammal Rev.*, 31, 3: 203-227.
- Martin, J. G. A., Réale, D. 2008: Temperament, risk assessment and novelty in eastern chipmunks, *Tamias striatus*. *Anim. Behav.*, 75: 309—318.

- Mazurkiewicz, M., Rajska-Jurgiel, E., 1998: Spatial behaviour and population dynamics of woodland rodents. *Acta Theriologica*, 43, 2: 137-161.
- Merriam, G., Kozakiewicz, M., Tsuchiya, E., Hawley, K., 1989: Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. *Landscape Ecol.*, 2: 227-235.
- Nicolas, V., Colyn, M., 2006: Swimming ability of 5 species of African rainforest murid rodents in relation to their habitat preferences. *Zoological Studies*, 45, 2: 264-268.
- Obrtel, R., Holišová, V., 1974: Trophic niches of *Apodemus flavicollis* and *Clethrionomys glareolus* in a lowland forest. *Acta Sci. Nat. Brno*, 8: 1-37.
- Pelikán, J., 1975: Mammals of Nesyt fishpond, their ecology and production. *Acta Sc. Nat. Brno*, 9, 12: 1-45.
- Pocock, M.J.O., Hauffe, H.C., Searle, J.B., 2005: Dispersal in house mice. *Biol. J. Linnean Society*, 84, 3: 565-583.
- Reiter, A., Hanák, V., Benda, P., Obuch, J., 1997: Mammals of the Podyjí National Park (in Czech). *Lynx (Praha)*, n.s., 28: 5-141.
- Rico, A., Kindlmann, P., Sedlacek, F., 2007a: Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zoologica*, 56, 1: 1-12.
- Rico, A., Kindlmann, P., Sedláček, F., 2007b: Road crossing in bank voles and yellow-necked mouse. *Acta Theriologica*, 52: 85-94.
- Rico, A., Kindlmann, P., Sedlacek, F., 2009: Can the barrier effect of highways cause genetic subdivision in small mammals? *Acta Theriologica*, 54: 297-310.
- Rodriguez, A., Crema, G., Delibes, M., 1996: Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 33: 1527-1540.
- Rosenberg, D.K., Noon, B.R., Meslow, E.CH., 1997: Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience*, 47, 10: 677-687.
- Smith, J.E., Batzli, G.O., 2006: Dispersal and mortality of prairie voles (*Microtus ochrogaster*) in fragmented landscapes: a field experiment. *Oikos*, 112, 1: 209-217.
- Spackman, S.C., Hughes, J.W., 1995: Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biol. Conserv.*, 71: 325-332.
- Stenseth, N.C., Lidicker, Jr., W.Z., 1992: Animal dispersal: Small mammals as a model. Chapman and Hall, London, UK, 365 pp.
- Suchomel, J., Heroldová, M., 2004: Small terrestrial mammals in two types of forest complexes in intensively managed landscape of South Moravia (The Czech Republic). *Ekologia-Bratislava*, 23, 4: 377-384.
- Šťastný, K., 1985: Birds and mammals of the pond dikes around Třeboň: use of landscape ecology (in Czech). *Jihočeské Muzeum v Českých Budějovicích*, 64 pp.

Wijnhoven, S., van der Velde, G., Leuven, R.S.E.W., Smits, A.J.M., 2005: Flooding ecology of voles, mice and shrews: the importance of geomorphological and vegetational heterogeneity in river floodplains. *Acta Theriologica*, 50: 453-472.

Wolff, J.O., 1999: Behavioral model systems. In Barrett, G.W., Peles J.D. (eds), *Landscape ecology of small mammals*. Springer-Verlag, New York, 347 pp.

Wolton, R.J., 1985: Spatial distribution and movements of wood mice, yellow-necked mice and bank voles. *Symp. Zool. Soc. Lond.*, 55: 249-275.

Zar, J.H., 1999: *Biostatistical Analysis*. 4.ed. Prentice Hall, New Jersey.

Zejda, J., 1973: Small mammals in certain forest type groups in Southern Moravia. *Folia Zool.* 22: 1-13.

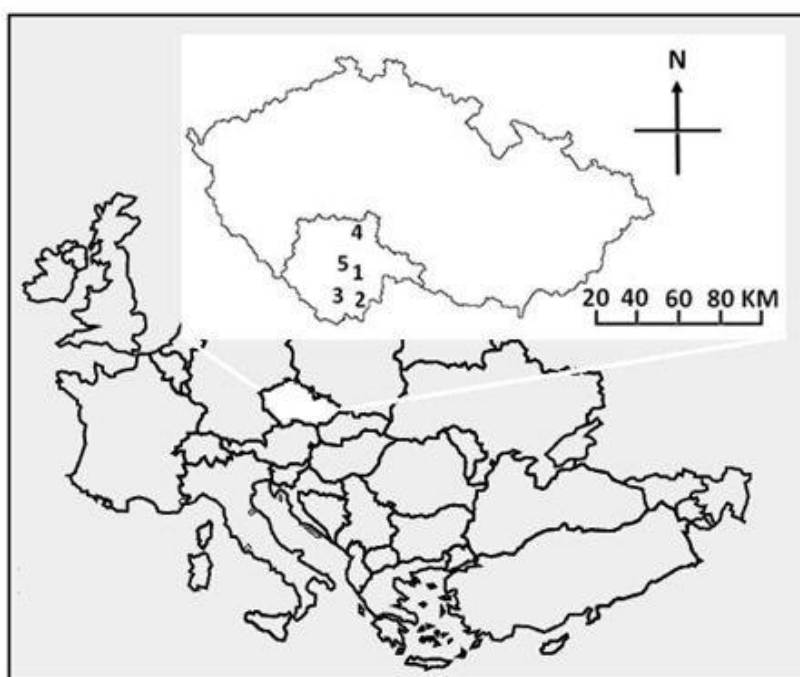
Zima, J., Obuch, J., Kopcová-Klodová, G., Kovařík M., Gaisler, J., 1998: Insectivores and rodents of Moravian karst and surrounding areas (in Czech). *Lynx (Praha)*, n.s., 29: 77-94.

T a b. 1. Sezonní rozdíly v počtu odchycených druhů a jedinců. Počty druhů i jedinců v letním i podzimním termínu odchyty byly vyjádřeny relativně vzhledem k celkovému počtu druhů, respektive jedinců, odchycených na lokalitách. mean – průměr, S.E. – střední chyba průměru, F – rozdělení, *P* – hladina významnosti.

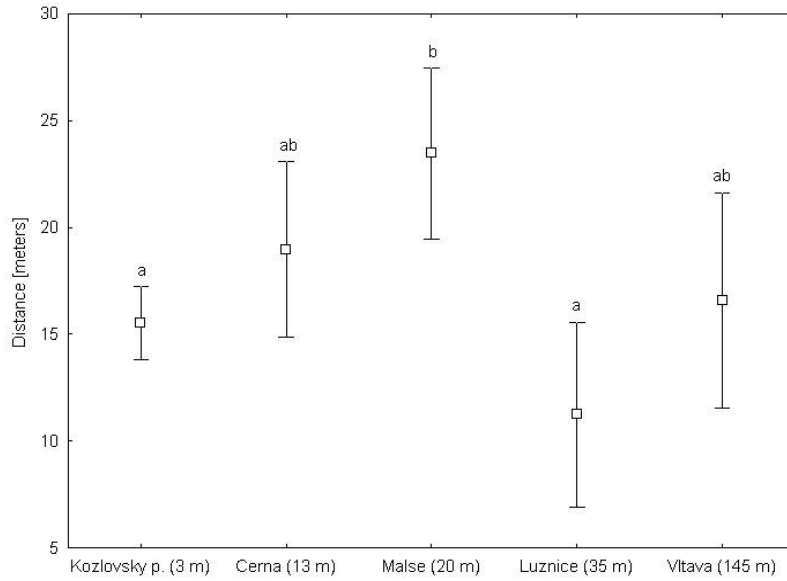
	LÉTO		PODZIM		F	<i>P</i>
	mean	S.E.	mean	S.E.		
Druhy	0.70	0.06	0.86	0.06	3.8698	0.084
Jedinci	0.342	0.062	0.750	0.062	21.9830	0.002

T a b. 2. Celkový přehled výskytu druhů, jejich abundance - A (%), dominance - D (%), počet odchycených jedinců - n, počet druhů - S, relativní počet druhů - S_{rel} (%), indexy diverzity - H' a ekvitability - E .

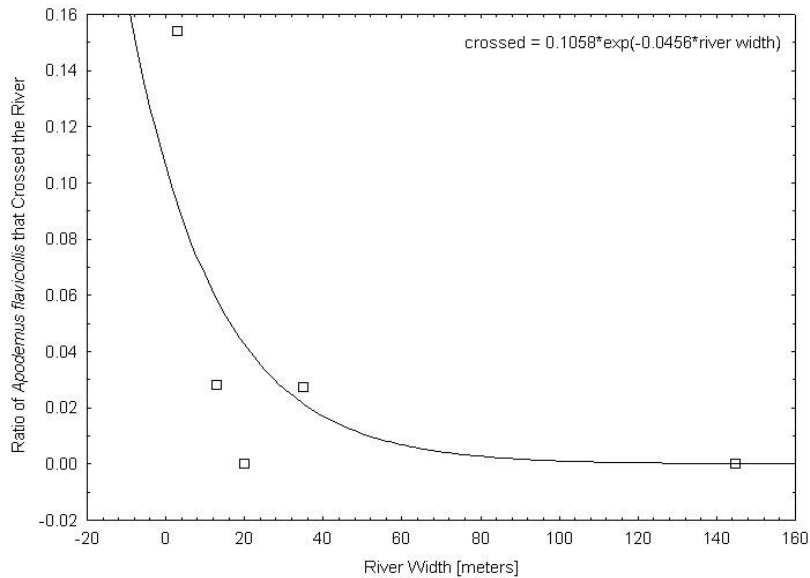
Druh / Lokalita	Kozlovský p.		Černá		Malše		Lužnice		Vltava	
	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D
<i>Sorex araneus</i>	0.9	5.4	0.5	4.5	0.3	2.5	0.8	5.2	1.1	6.8
<i>Sorex minutus</i>	0.3	1.6	0	0	0	0	0	0	0.1	0.8
<i>Crocidura suaveolens</i>	0	0	0	0	0	0	0.1	0.9	0.1	0.8
<i>Neomys fodiens</i>	0	0	0	0	0	0	0.3	1.7	0	0
<i>Myodes glareolus</i>	3.1	19.4	4.0	37.1	3.1	31.2	6.6	45.7	3.6	21.8
<i>Microtus arvalis</i>	0	0	0.3	2.2	0.8	7.5	2.0	13.8	6.9	41.3
<i>Microtus agrestis</i>	0.9	5.4	1.4	12.4	0.9	8.8	0	0	0.3	1.5
<i>Micromys minutus</i>	0	0	0.1	1.1	0.1	1.2	0	0	0	0
<i>Apodemus flavicollis</i>	9.9	61.2	4.5	40.5	4.4	43.8	4.5	31.0	3.1	18.8
<i>Apodemus sylvaticus</i>	0.5	3.1	0.3	2.2	0.3	2.5	0.3	1.7	1.0	6.0
<i>Apodemus sp.</i>	0.6	3.9	0	0	0.3	2.5	0	0	0.4	2.2
Celkem	16.2	100.0	11.1	100.0	10.2	100.0	14.6	100.0	16.6	100.0
n	129		89		80		116		133	
S	6		7		7		7		8	
S_{rel}	0.6		0.7		0.7		0.7		0.8	
H'	1.60		1.94		1.99		1.91		2.18	
E	0.62		0.69		0.71		0.68		0.73	



Obr. 1. Poloha odchytových lokalit v rámci České republiky: 1 – Kozlovský potok, 2 – Černá, 3 – Malše, 4 – Lužnice, 5 – Vltava.



Obr. 2. Průměrné hodnoty a 95% intervaly spolehlivosti mobility u *A. flavicollis*. Průměry označené stejnými písmeny se neliší signifikantně. Jedinci na Malši tedy vykazali průkazně vyšší úroveň mobility než na Lužnici a Kozlovském potoce [F(4.557) = 4.9916, p = 0.00058, Tukeyho post-hoc test pro nesterýný počet N, p < 0.05].



Obr. 3. Na obrázku je výsledek fitování s rovnicí $y = 0.1058 \cdot \exp(-0.0456 \cdot x)$. Ukazuje závislost relativní četnosti překonání vodního toku (y) na šířce toku (x) u *A. flavicollis*. Relativní četnost je podíl jedinců překročivších vodní tok na celkovém počtu odchycených jedinců na lokalitě.

8.3. Článek III.

Manuskript

OVlivňUJÍ VZORCE CHOVÁNÍ U DROBNÝCH SAVCŮ ÚROVEŇ GENETICKÉHO TOKU V HETEROGENNÍ KRAJINĚ?

Tomáš BOHDAL, Jan ZIMA jr., Petra HÁJKOVÁ, Miroslav OBORNÍK a František SEDLÁČEK

Katedra biologických disciplín, Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita, Na Zlaté stoce 10, 370 05 České Budějovice, Česká republika, e-mail: tomas.bohdal@pfm.cz (TB);

Katedra zoologie, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Česká republika, e-mail: panz@centrum.cz (JZ);

Oddělení populační biologie, Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v. i., Květná 8, 603 65 Brno, Česká republika, e-mail: hajkova@ivb.cz (PH);

Laboratoř molekulární taxonomie, Parazitologický ústav, Biologické centrum AV ČR, v.v. i., Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Česká republika, e-mail: obornik@paru.cas.cz (MO);

Katedra zoologie, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Česká republika, e-mail: fsedlac@prf.jcu.cz (FS);

Abstrakt

Prostorová distribuce a genetická diverzita drobných zemních savců jsou ovlivňovány heterogenitou současné kulturní krajiny. Přestože byla populační struktura živočichů řešena v mnoha souvislostech, nejsou dostatečně objasněny všechny faktory, ovlivňující tok genů mezi lokálními subpopulacemi. Dva druhy lesních hlodavců - *Myodes glareolus* a *Apodemus flavicollis*, s různými ekologickými a sociobiologickými vlastnostmi, byly analyzovány s použitím mikrosatelitů. Celkem bylo analyzováno 112 vzorků *M. glareolus* (8 mikrosatelitních lokusů, 6 subpopulací) a 126 vzorků *A. flavicollis* (8 mikrosatelitních lokusů, 7 subpopulací). U subpopulací druhu *M. glareolus* byla zjištěna vyšší míra diferenciací a genetické strukturovanosti, v porovnání s *A. flavicollis*. Diskutovány jsou též rozdíly v disperzi, populační dynamice, sociálních systémech a v reprodukční strategii studovaných druhů.

Klíčová slova: *Apodemus flavicollis*, *Myodes glareolus*, populačně-genetická struktura, fragmentace habitatu, mikrosatelity

Úvod

V prostředí fragmentovaných biotopů dochází u jednotlivých druhů k odlišné úrovni genetického toku mezi lokálními subpopulacemi. Ta závisí především na schopnostech disperze, charakteru reprodukční strategie a sociálních systémech. Rozhodli jsme se tuto hypotézu otestovat na základě analýzy prostorově genetické struktury dvou druhů hlodavců - norníka rudého (*Myodes glareolus*) a myšice lesní (*Apodemus flavicollis*).

Některé studie, zaměřené na problematiku drobných zemních savců, již prokázaly určitou úroveň populační substruktury, týkající se zejména sociální struktury, geografické vzdálenosti, fragmentace habitatu nebo migračních překážek, jako jsou silnice, řeky či pohoří (Booth et al. 2009, Gerlach a Musolf 2000, Kozakiewicz et al. 2009, Ratkiewicz a Borkowska 2006, Redeker et al. 2006, Rico et al. 2009, Schweizer et al. 2007). Nicméně, studie dokládající vyšší úroveň genetického toku mezi populacemi žijící v mozaikovitém prostředí, nebo genetickou homogenitu jedinců v nestejnorodé krajině, byly také publikovány (Aars et al. 2006, Gauffre et al. 2008).

Úroveň populačně-genetické struktury souvisí s tokem genů; Booth et al. (2009) předpokládal, že populačně-genetická strukturovanost *Apodemus sylvaticus* bude na mikrogeografické úrovni zanedbatelná. Analýza jedinců polymorfními mikrosatelity ale odhalila překvapivě vysokou diferenciaci mezi mikrogeografickými (< 3 km) a makrogeografickými (> 30 km) vzorky.

V lesích východního Jutska byly u *Myodes glareolus* zjištěny signifikantní rozdíly mezi pěti geografickými lokalitami, přestože se předpokládalo, že komunikace mezi dvěma lesními komplexy nebude tvořit bariéru v toku genů. Zcela nečekaně byl nalezen důkaz recentního bottleneck-u na jedné z pěti zkoumaných lokalit (Redeker et al. 2006).

Kozakiewicz et al. (2009) studovali populační strukturu ostrovních populací norníka rudého a myšice lesní. U *Myodes glareolus* byl nalezen vyšší izolační efekt, nežli u populací *Apodemus flavicollis*. Gerlach a Musolf (2000) prokázaly signifikantně vyšší úroveň substruktury v populacích *M. glareolus*, oddělených dálnicemi, dále korelaci mezi genetickou a geografickou vzdáleností, a také významné rozdíly ve frekvenci alel mezi populacemi, které byly odděleny tokem Rýna a Bodamským jezerem. Signifikantní korelaci mezi genetickou a geografickou vzdáleností, která byla vyšší u myšice lesní nežli u norníka rudého, prokázali Rico et al. (2009) při studiu bariérového efektu dálnic.

Populačně-genetický výzkum *Microtus arvalis* ukázal, že i velmi blízké populace (0,4 m) se mohou od sebe významně odlišovat, nicméně důkaz časové diferenciaci v rámci populací či izolace podle vzdálenosti mezi populacemi nalezen nebyl (Schweizer et al. 2007).

Jiná studie determinovala u stejného druhu (*Microtus arvalis*) samostatnou genetickou jednotku, která v rámci heterogenní zemědělské krajiny, navíc s vyskytující se pozemní komunikací, pokrývala oblast o rozloze přibližně 500 km² (Gauffre et al. 2008). Ratkiewicz a Borkowska (2006) doložili udržení vysoké úrovně genetické variability u populací *Microtus arvalis*, které byly oddělené přírodními bariérami (mokřady). Na rozdíl od teoretických předpokladů, prokázali Aars et al. (2007) u populací hryzce vodního (*Arvicola terrestris*) v mozaikovitém prostředí častou disperzi na dlouhé vzdálenosti a udržení vysoké hladiny genetické variability.

Z uvedených citací vyplývá, že nejen geografické vzdálenosti a krajinné prvky ovlivňují genetickou variabilitu a úroveň genetického toku mezi subpopulacemi drobných savců, ale významnou roli v populační struktuře by mohly sehrát i ekologické, sociální a behaviorální charakteristiky jednotlivých druhů. Vyvozovat proto závěry (zpravidla negativní, s možnými

konzervačními konsekvencemi) o vlivu fragmentace jen z populačně-genetických údajů by mohlo být nedostatečné. Přínos naší práce spočívá v možnosti porovnání populačně-genetických parametrů dvou ekologicky odlišných druhů (*M. glareolus* a *A. flavicollis*), odchycených na totožných lokalitách a v podmínkách silně fragmentované kulturní krajiny. Naším cílem proto není pouze kvantifikace úrovně populační diferenciace *M. glareolus* a *A. flavicollis*, ale především porovnání dat, získaných stejnou metodikou (genetickou i statistickou).

Přestože oba zmíněné druhy shodně obývají lesní biotopy, jejich ekologická valence je poněkud odlišná. Myšice lesní obývá především vzrostlé listnaté, případně smíšené lesy a v podmínkách střední Evropy aktivuje výhradně v noci (Niethammer 1978, Flowerdew et al. 1985). Zatímco norníku rudému vyhovuje širší spektrum lesních habitatů, včetně přilehlých ekotonů. Osidluje též břehové porosty, větrolamy, křoviny, živé ploty aj. Přestože je aktivní zejména za soumraku a v noci, lze ho často spatřit i během dne (Viro a Niethammer 1982, Petruszewicz 1983). Ve světle ekologické valence se proto jeví *A. flavicollis* spíše jako stenoekní druh a *M. glareolus* jako druh euryekní. Také potravní strategie koresponduje s touto úvahou. Oba druhy vyhledávají energeticky bohaté zdroje, které představují především semena lesních dřevin. Důležitou součástí jejich potravní niky je i živočišná složka. Nicméně, potrava *M. glareolus* je různorodá a v některých typech prostředí by mohl být polyfágní (Viro a Niethammer 1982). Lze proto předpokládat, že charakter současné středoevropské krajiny je lépe „propustný“ pro *M. glareolus*, v které by mohl využívat méně vhodné habitáty jako migračních koridorů. Z tohoto pohledu by měla mít fragmentace krajiny největší vliv na izolaci a genetickou diferenciaci populací *A. flavicollis*.

Na druhou stranu musíme u zmíněných druhů počítat s různou schopností disperze, jako tomu bylo již v případě distribuce z refugií v posledním glaciálním maximu. Temperátní druh *A. flavicollis* se rozšířil z jižních refugií, zejména z oblasti Itálie, Pyrenejského a Balkánského poloostrova, či překvapivě z jižních Ruských plání (Fløjgaard et al. 2009, Stewart et al. 2010). Zatímco boreální *M. glareolus* našel optimální klimatické podmínky v severních kryptických refugiích (Knitlová et al. 2010).

A. flavicollis je druh s výraznou lokomoční a prostorovou aktivitou. Domovské okrsky jsou rovněž rozsáhlejší, nežli je tomu u *M. glareolus* (Zejda a Pelikán 1969). U *A. flavicollis* můžeme taktéž předpokládat častější výskyt jedinců, uskutečňující dálkové migrace (Holišová 1974, Gliwicz 1988), jak naznačují některé behaviorální ekologické aspekty tohoto druhu (Čiháková a Frynta 1996). Disperzní potenciál je tedy v případě *A. flavicollis* vyšší, než u *M. glareolus*.

Materiál a metodika

Studované území a metodika odchyty

Studie byla realizována v jihozápadní části České republiky, v okolí města České Budějovice (48°58' N, 14°28' E). Studované území se nachází v heterogenní kulturní krajině, kde se jednotlivé habitáty značně liší spojitostí a přítomností různých typů potencionálních bariér - vodní toky, pozemní komunikace (Obr. 1).

K odchyty bylo vybráno 7 lokalit: 3 podél vodních toků (Vltava pravý břeh, Vltava levý břeh – šíře toku asi 145 m; Poněšice – šíře toku 3 m) a 4 lokality podél pozemních komunikací (Borek 1 – šíře silnice 7 m; Borek 2 – šíře 13 m; Hluboká – u této silnice o šíře 16 m byla dále rozlišena pravá /Hluboká 3 a levá/Hluboká 4 strana). Vzorky byly získány odchytem do živolovných pastí

metodou opakovaných odchytů značených jedinců (CMR) a zpracovány běžným zoologickým způsobem (např. Rico et al. 2007).

Odběr vzorků a mikrosatelity

Vzorky byly získány odběrem u šesti populací *M. glareolus* a sedmi populací *A. flavicollis* (Obr. 1). Počet jedinců z každé lokality byl různý, 15 – 24 (průměr = 18). Celkem bylo analyzováno 112 jedinců *M. glareolus* a 126 jedinců *A. flavicollis*. U každého jedince byl odebrán vzorek tkáně (článek prstu), který byl fixován v 96 % etanolu a uložen při teplotě -20°C. Pro izolaci DNA byl použit JETQUICK (GENOMED). Populačně-genetické parametry byly u každého druhu analyzovány pomocí 8 mikrosatelitních markerů. Charakteristiky jednotlivých lokusů jsou uvedeny v Tab. 1 a Tab. 2. Lokusy byly jednotlivě amplifikovány, s použitím PPP-Master mix (Top Bio). PCR parametry byly následující: úvodní denaturace (3 min.), poté 30 cyklů denaturace (94°C), nasedání primerů (viz Tab. 1 a Tab. 2), elongace při teplotě 72°C (40 sekund) a 10 min. závěrečné elongace. Fragmentační analýza byla provedena na automatickém sekvenátoru ABI 3130. Forward primery byly fluorescenčně označeny a PCR produkty analyzovány společně ve skupinách po čtyřech lokusech, každý s odlišným fluorescenčním značením, 6-FAM, NED, PET nebo VIC (Applied Biosystems). Genotypy byly analyzovány manuálně v programu Genemapper v3.7. (Applied Biosystems).

Statistická analýza

Hardy-Weinbergova rovnováha v rámci subpopulací a vazebná rovnováha mezi mikrosatelitovými lokusy byly testovány počítačovým programem Genepop v3.4 (Raymond a Rousset 1995b). Průměrný počet alel na lokus korigovaný počtem jedinců ve vzorku (allelic richness) pro každou subpopulaci a inbrední koeficient *Fis* byly vypočítány pomocí FSTAT softwaru verze 2.9.3. (Goudet 2001). Fixační index *Fst*, vyjadřující relativní úbytek heterozygotnosti v subpopulacích v porovnání s metapopulací, způsobený nenáhodným křížením jedinců v rámci subpopulací (Wright 1943) byl vypočítán v programu Genepop v3.4. Výpočet očekávané (*He*) a pozorované (*Ho*) heterozygotnosti, jakož i analýza faktoriálních komponentů byly provedeny v programu Genetix v4.03 (Belkhir et al. 1997). Nejpravděpodobnější příslušnost jedinců k populaci byla stanovena Bayesovskou analýzou (Rannala a Mountain 1997) v softwaru GeneClass (Cornuet et al. 1999). Program STRUCTURE (Pritchard et al. 2000) byl použit k detekci nejpravděpodobnějšího počtu geneticky homogenních klastrů jedinců, bez předchozí definice populací. Exaktní test alelické diferenciacce (Raymond a Rousset 1995a) pro každou dvojici subpopulací byl vypočítán pomocí Genepop v3.4 za použití standardních parametrů Markovova řetězce.

Výsledky

Všechny mikrosatelity byly polymorfní, s počtem alel na lokusu v rozsahu od 9 do 20 (průměr = 14) u norníka rudého a od 13 do 29 (průměr = 19) v případě myšice lesní (Tab. 1 a Tab. 2). Následující dvojice lokusů nebyly ve vazebné rovnováze ($P < 0,05$): MSCg-15 a LIST3-002, LIST3-002 a LIST3-005, MSCg-15 a MSCg-18, LIST3-005 a MSCg-18, MSAf-16 a GTTC4A; což jsou 4 dvojice, zahrnující 4 různé lokusy pro norníka rudého a 1 páru lokusů pro myšici lesní. Proto lokusy MSCg-15, LIST3-005 a GTTC4A byly vyloučeny z následné statistické analýzy, protože nezávislost lokusů je potřebná pro provedení testu pravděpodobnosti Hardy-Weinbergovy rovnováhy (Raymond a Rousset 1995b), jakož i pro ostatní použité výpočty. Po vynechání těchto lokusů, byly výsledky všech testů vazebné nerovnováhy nesignifikantní. Signifikantní odchylky od HWE byly pozorovány ve většině subpopulací obou druhů. P – hodnoty pravděpodobnostního testu HWE za předpokladu nulové hypotézy náhodného spojování gamet, četnost alel (což je průměrný počet alel na lokus korigovaný počtem vzorků), koeficient inbrídingu a oba typy heterozygotnosti (H_o , H_e) jsou uvedeny v Tab. 3 a Tab. 4). Všechny párové testy alelické diferenciace v rámci všech lokusů byly vysoce signifikantní ($P < 10^{-6}$) pro oba druhy, s výjimkou jedné dvojice subpopulací – subpopulace myšice lesní z břehů řeky Vltavy. Absolutní a proporcionální počty jednotlivců správně přiřazených (GeneClass) do subpopulací, v kterých byli odchyceni shrnuje Tab. 5. Hodnoty párového F_{st} pro všechny dvojice subpopulací jsou uvedeny v Tab. 6 a Tab. 7. STRUCTURE analýza ukázala, že nejlepší počet klastrů, vysvětlující získaná data, byl $K = 4$ pro *Apodemus flavicollis* a $K = 6$ pro *Myodes glareolus*.

Diskuse

Sledované subpopulace hlodavců vykazovaly obecný trend Hardy-Weinbergovy nerovnováhy, s výjimkou jedné subpopulace norníka rudého a tří u myšice lesní. Detekci Hardy-Weinbergovy nerovnováhy lze vysvětlit různými příčinami, včetně selekce, nenáhodného párování, smíšeným původem jedinců ovzorkovaných v rámci subpopulace s následným Wahlundovým efektem, nebo různou pravděpodobností výskytu jednotlivých genotypů ve vzorku (Smith 1989).

Čtyři dvojice lokusů u norníka rudého a jedna dvojice u myšice lesní nebyly ve vazebné rovnováze. V případě genů kódujících funkční protein, ovlivňující fenotyp, by vazebná nerovnováha mohla být způsobena multilokusovou selekcí (Ridley 1993, Clarke a Sheppard 1969), ale protože jsou mikrosatelity nekódující – tedy selekčně neutrální – měli bychom zvážít raději jiné faktory, jako jsou genetický drift v malých populacích nebo nenáhodné párování či genový tok mezi subpopulacemi (Hedrick 2005).

Oba Bayesovské přístupy (GeneClass, STRUCTURE) použité k hodnocení strukturovanosti populace naznačují podstatně vyšší úroveň substruktury a diferenciace mezi subpopulacemi norníka rudého, v porovnání s myšicí lesní. Podle výsledků analýzy GeneClass se zdá, že až 48 % jedinců myšice lesní jsou imigranti v subpopulaci, v které byli odchyceni.

Podíl imigrantů v populaci norníka rudého, počítaný obdobným způsobem, byl odhadnut na 23 %. Nejméně geneticky homogenní byly dvě subpopulace myšice lesní z břehů Vltavy. Podíl správně přiřazených jednotlivců v těchto subpopulacích byl 38 % (pravý břeh) a pouze 19 % (levý břeh). Výsledek exaktního testu alelické diferenciace mezi všemi dvojicemi subpopulací byl nesignifikantní v jediném případě, a to u zmíněných dvou subpopulací z břehů Vltavy. Tyto výsledky implikují dva zajímavé závěry: za první, zdá se, že myšice lesní často překonává řeku a následně se úspěšně reprodukuje a za druhé, že břehy řeky jsou intenzivně využívaným migračním koridorem, což naznačují subpopulace z břehů, které jsou složeny převážně z migrantů.

Obdobnou roli koridorů by mohly plnit okraje silnic, protože pouze 58 % jedinců myšice lesní odchycených podél silnic bylo správně přiřazeno, v porovnání se 75 % jedinců v lokalitě Poněšice, která se nachází ve středu relativně velkého lesního komplexu bez koridorů nebo ekotonů. To může naznačovat pozitivní vliv pozemních komunikací na genetickou výměnu mezi lokálními populacemi, což je ovšem v rozporu s převládajícími tendencemi považovat silnice za migrační bariéru

V porovnání s myšicí lesní můžeme pozorovat významné rozdíly v procentuálním podílu správně přiřazených jedinců v rámci subpopulací norníka rudého na březích řeky (viz Tab. 5), což lze interpretovat jako důkaz bariérového efektu řeky u tohoto druhu. Rovněž zvýšené hodnoty inbredního koeficientu F_{is} u populací norníka rudého na obou březích řeky naznačují určité omezení genetického toku, s vyšší mírou příbuzenského páření.

Nejpravděpodobnější počet geneticky homogenních klastrů, vyhodnocený programem STRUCTURE, byl $K = 4$ pro myšici lesní a $K = 6$ pro norníka rudého. Na základě nesignifikantního výsledku testu populační diferenciace u subpopulací myšice lesní z říčních břehů a vysokého podílu správně přiřazených jedinců v lokalitě Poněšice, předpokládáme, že čtyři geneticky homogenní klastry pravděpodobně reprezentují tři dvojice „sousedních“ subpopulací (včetně dvojice subpopulací z břehů řeky) a subpopulace z lokality Poněšice. Situace u norníka rudého zřetelně ukazuje na populační substrukturu i na mikrogeografické úrovni.

Trend ve smyslu vyšší míry diferenciace mezi subpopulacemi norníka rudého, ve srovnání s myšicí lesní, byl pozorovatelný i při srovnání výsledků FCA a párových F_{st} hodnot.

Tyto závěry vyvracejí pravděpodobnost platnosti předpokladu navrženého v úvodu článku, že stenoekní strategie myšice lesní vystavuje tento druh silnějším vlivům fragmentace krajiny, než je tomu u norníka rudého s širší ekologickou valencí. Dosažené výsledky ukazují spíše opačný trend, který lze vysvětlit lepší migrační a disperzní schopností myšice lesní v porovnání s norníkem rudým. S ohledem na úroveň disperze můžeme paradoxně vzít v úvahu faktory, které byly podkladem původního předpokladu, a sice užší potravní a stanovištní niku myšice lesní, což by mohlo vést k vyšší míře disperze u tohoto druhu za účelem získání vhodné potravy v příhodných biotopech. Zatímco norník rudý, s ohledem na svou širší potravní niku, nemusí za potravou aktivně migrovat.

Ještě výraznější vliv, než potravní specializace, by mohla mít sociální struktura studovaných druhů. U norníka rudého je nejčastějším způsobem získání teritoria takzvaná strategie „sit and wait“, kdy si mladý sexuálně neaktivní jedinec (samec či samice) zakládá svůj home range mezi domovskými okrsky adultních sexuálně aktivních jedinců. Po smrti některého z dospělých jedinců pak zaujímá jeho teritorium a začíná se množit (Bujalska 1988). Alternativním způsobem získání teritoria je disperze juvenilních jedinců. U samců jde průměrně o 62,7 m od místa odchovu a u samic o 48,6 m (Mazurkiewicz a Rajska 1975).

Myšice lesní je druhem s výraznou vnitrodruhovou agresivitou samců (Čiháková a Frynta 1996), u kterého mají samci zhruba třikrát větší home range než samice, zatímco home ranges samců a samic norníka rudého jsou téměř srovnatelné a představují přibližně dvě třetiny domovského okrsku samic myšice lesní (Zejda a Pelikán 1969, Holišová 1974). Také bylo zjištěno, že signifikantní většinu dispergujících jedinců myšice lesní tvoří subadultní samci (Gliwicz 1988). V této studii byla také zmíněna existence korelace mezi úrovní disperze a populační hustotou u norníka rudého, zatímco u myšice lesní nebyla tato vzájemná závislost pozorována. Tyto údaje naznačují výraznější teritorialitu samců myšice lesní a v souvislosti s tím zvýšenou míru disperze mladých jedinců za účelem založení vlastního home range.

Důležitým faktorem, který přispívá k vyšší úrovni populační struktury norníka rudého, by též mohl být vliv víceletých cyklických či necyklických výkyvů v počtech (Stenseth 1999), s následným snížením genetické variability, a tedy vyšší diferenciací mezi místními subpopulacemi. Ukazatel genetické variability – počet alel na lokusu – byl nižší v populaci norníka (průměr $N_a = 14$) v porovnání s myšicí lesní (průměr $N_a = 19$).

Závěr

Vzorky populací nejsou geneticky homogenní a lze u nich pozorovat určitou míru strukturovanosti. Subpopulace norníka rudého vykazovaly obecně vyšší úroveň izolovanosti a strukturovanosti, nežli subpopulace myšice lesní. Subpopulace myšice lesní z břehů řeky Vltavy sice vykazovaly vysoký podíl imigrantů, ale zároveň se nelišily v distribuci a frekvenci alel. To naznačuje časté překonávání řeky s následnou reprodukcí a roli říčního břehu jako intenzivně využívaného koridoru. Naproti tomu subpopulace norníka rudého z říčních břehů se v distribuci a frekvenci alel lišily a vykazovaly zvýšený výskyt inbrídingu, což lze interpretovat jako vliv bariérového efektu řeky.

Zjištěné rozdíly v míře genetické strukturovanosti populací zkoumaných druhů, dobře reflektují jejich ekologické a sociobiologické charakteristiky, konkrétně migrační potenciál a reprodukční strategii.

Literatura

Aars J., Dallas J. F., Piertney S. B., Marshall F., Gow J. L., Telfer S. and Lambin X. 2006. Widespread gene flow and high genetic variability in populations of water voles *Arvicola terrestris* in patchy habitats. *Molecular Ecology* 15: 1455-1466.

Barker F. S., Helyar S. J., Kemp S. J. and Begon M. 2005. Highly polymorphic microsatellite loci in the bank vole (*Clethrionomys glareolus*). *Molecular Ecology Notes* 5: 311-313.

Belkhir K., Borsa P., Goudet J., Chikhi L. and Bonhomme F. 1997. GENETIX version 4.02, Genetics logiciels pour la génétique des populations. <http://www.univ-montp2.fr/~genetix/genetix.htm>

Booth W., Montgomery W. I. and Prodöhl P. A. 2009. Spatial genetic structuring in a vagile species, the European wood mouse. *Journal of Zoology* 279: 219-228.

Bujalska G. 1988. Life history consequences of territoriality in the bank vole. [In: Evolution of life histories: theories and patterns from mammals. M. S. Boyce, ed]. Yale University Press, New Haven: 75-90.

Clarke C. A. and Sheppard P. M. 1969. Further studies on the genetics of the mimetic butterfly *Papilio memnon*. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 263: 37-89.

Cornuet J. M., Piry S., Luikart G., Estoup A. and Solignac M. 1999. New methods employing multilocus genotypes to select or exclude populations as origins of individuals. *Genetics* 153: 1989-2000.

Čiháková J. and Frynta D. 1996. Intraspecific and interspecific behavioural interactions in the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) and the yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) in a neutral cage. *Folia Zoologica* 45: 105-113.

Fløjgaard C., Normand S., Skov F. and Svenning C. 2009. Ice age distributions of European small mammals: insights from species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 36: 1152-1163.

Flowerdew J. R., Gurnell J. and Gipps J. H. W. (eds) 1985. The ecology of woodland rodents: bank voles and wood mice. *Symposia of the Zoological Society of London*, No. 55. Academic Press, London.

Gauffre B., Estoup A., Bretagnolle V. and Cosson J. F. 2008. Spatial genetic structure of a small rodent in a heterogeneous landscape. *Molecular Ecology* 17: 4619-4629.

Gerlach G. and Musolf K. 2000. Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles. *Conservation Biology* 14: 1066-1074.

- Gliwicz J. 1988. Seasonal dispersal in non-cyclic populations of *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*. *Acta Theriologica* 33: 263-272.
- Gockel J., Harr B., Schlötterer C., Arnold W., Gerlach G. and Tautz D. 1997. Isolation and characterization of microsatellite loci from *Apodemus flavicollis* (Rodentia, Muridae) and *Clethrionomys glareolus* (Rodentia, Cricetidae). *Molecular Ecology* 6: 597-599.
- Goudet J. 2001. FSTAT. A program to estimate and test gene diversities and fixation indices (version 2.9.3). Updated from Goudet J. 1995. FSTAT (version 1.1): A computer program to calculate F-statistics. *Journal of Heredity* 86: 485-486.
- Hedrick P. W. 2005. *Genetics of populations*, 3rd edition. Jones and Bartlett Publishers, Boston: 1-737.
- Holišová V. 1974. Movements of *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis* in a mixed forest. *Zoologické listy* 23: 303-320.
- Knitlová M., Krejčová D. and Horáček I. 2010. Late Pleistocene – Holocene biogeography of interglacial index taxa, *Apodemus* (*Sylvaemus*) spp. and *Myodes glareolus*, in Central Europe. *Zoologické dny, Sborník abstraktů*: 114-115.
- Kozakiewicz M., Gortat T., Panagiotopoulou H., Gryczyńska-Sięmiątkowska A., Rutkowski R., Kozakiewicz A. and Abramowicz K. 2009. The spatial genetic structure of bank vole (*Myodes glareolus*) and yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) populations: The effect of distance and habitat barriers. *Animal Biology* 59: 169-187.
- Makova K. D., Patton J. C., Krysanov E. Y., Chesser R. K. and Baker R. J. 1998. Microsatellite markers in wood mouse and striped field mouse (genus *Apodemus*). *Molecular Ecology* 7: 247-255.
- Mazurkiewicz M. and Rajska E. 1975. Dispersion of young bank voles from their place of birth. *Acta Theriologica* 20: 71-81.
- Niethammer J. 1978. *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) – Gelbhalsmaus. [In: *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 1., Rodentia I. J. Niethammer and F. Krapp, eds]. Aula Verlag, Wiesbaden: 325-326.
- Petruzsewicz K. (ed) 1983. Ecology of the bank vole. *Acta Theriologica* 28: 1-242.
- Pritchard J. K., Stephens M. and Donnelly P. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155: 945-959.
- Rannala B. & Mountain J.L., 1997: Detecting immigration by using multilocus genotypes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 94: 9197-9201.

- Ratkiewicz M. and Borkowska A. 2006. Genetic structure is influenced by environmental barriers: empirical evidence from the common vole *Microtus arvalis* populations. *Acta Theriologica* 51: 337-344.
- Raymond M. and Rousset F. 1995a. An exact test for population differentiation. *Evolution* 49: 1280-1283.
- Raymond M. and Rousset F. 1995b. GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism. *Journal of Heredity* 86: 248-249.
- Redeker S., Andersen L. W., Pertoldi C., Madsen A. B., Jensen T. S. and Jørgensen J. M. 2006. Genetic structure, habitat fragmentation and bottlenecks in Danish bank voles (*Clethrionomys glareolus*). *Mammalian Biology* 71: 144-158.
- Rico A., Kindlmann P. and Sedlacek F. 2007. Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zoologica* 56: 1-12.
- Rico A., Kindlmann P. and Sedláček F. 2009. Can the barrier effect of highways cause genetic subdivision in small mammals? *Acta Theriologica* 54: 297-310.
- Ridley M. 1993. *Evolution*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 1-670.
- Schweizer M., Excoffier L. and Heckel G. 2007. Fine-scale genetic structure and dispersal in the common vole (*Microtus arvalis*). *Molecular Ecology* 16: 2463-2473.
- Smith J. M. 1989. *Evolutionary Genetics*. Oxford University Press: 1-325.
- Stenseth N. C. 1999. Population cycles in voles and lemmings: density dependence and phase dependence in a stochastic world. *Oikos* 87: 427-461.
- Stewart J. R., Lister A. M., Barnes I. and Dalén L. 2010. Refugia revisited: individualistic responses of species in space and time. *Proc. R. Soc. B* 277: 661-671.
- Viro P. and Niethammer J. 1982. *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780) – Rötelmaus. [In: *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 2/1, Rodentia II. J. Niethammer and Krapp F., eds]. Akademischeverlagsgesellschaft, Wiesbaden: 109-146.
- Zejda J. and Pelikán J. 1969. Movements and home range of some rodents in lowland forests. *Zoologické listy* 18: 143-162.

Tab. 1. Charakteristika mikrosatelitních lokusů u *Myodes glareolus*; velikost (bp) = počet párů bází, teplota (°C) = teplota nasedání primerů.

lokus	zdroj	velikost (bp)	teplota (°C)	počet alel
MSCg-9	Gockel et al. (1997)	162-190	58	15
MSCg-4	Gockel et al. (1997)	104-136	58	13
MSCg-15	Gockel et al. (1997)	107-139	58	12
MSCg-18	Gockel et al. (1997)	124-139	55	9
LIST3-002	Barker et al. (2005)	221-259	53	20
LIST3-003	Barker et al. (2005)	208-260	50	20
LIST3-007	Barker et al. (2005)	213-229	55	12
LIST3-005	Barker et al. (2005)	150-175	53	12

Tab. 2. Charakteristika mikrosatelitních lokusů u *Apodemus flavicollis*; velikost (bp) = počet párů bází, teplota (°C) = teplota nasedání primerů.

lokus	zdroj	velikost (bp)	teplota (°C)	počet alel
CAA2A	Makova et al. (1998)	97-115	58	15
TNF (CA)	Makova et al. (1998)	107-137	60	18
GTTC4A	Makova et al. (1998)	124-146	55	14
GACAD1A	Makova et al. (1998)	151-245	55	29
MSAf-22	Gockel et al. (1997)	128-170	55	21
MSAf-3	Gockel et al. (1997)	106-148	51	19

Tab. 3. Populačně genetické parametry: test Hardy-Weinbergovy rovnováhy (P – hladina významnosti, *** $P < 10^{-3}$, hs - vysoce signifikantní), Ar – alelová diverzita, Fis – inbrední koeficient, Ho – pozorovaná heterozygotnost, He – očekávaná heterozygotnost v rámci subpopulací *M. glareolus*.

	P	Ar	Fis	Ho	He
Borek1	0.007	8.7	0.011	0.84	0.83
Borek 2	hs	8.6	0.060	0.79	0.81
Hluboká 3	0.57	7.8	0.022	0.78	0.78
Hluboká 4	0.01	9.1	0.114	0.76	0.83
Vltava-pravý břeh 5	***	8.3	0.161	0.69	0.80
Vltava-levý břeh 6	hs	8.7	0.261	0.63	0.82

Tab. 4. Populačně genetické parametry: test Hardy-Weinbergovy rovnováhy (P – hladina významnosti, *** $P < 10^{-3}$, hs - vysoce signifikantní), Ar – alelová diverzita, Fis – inbrední koeficient, Ho – pozorovaná heterozygotnost, He – očekávaná heterozygotnost v rámci subpopulací *A. flavicollis*.

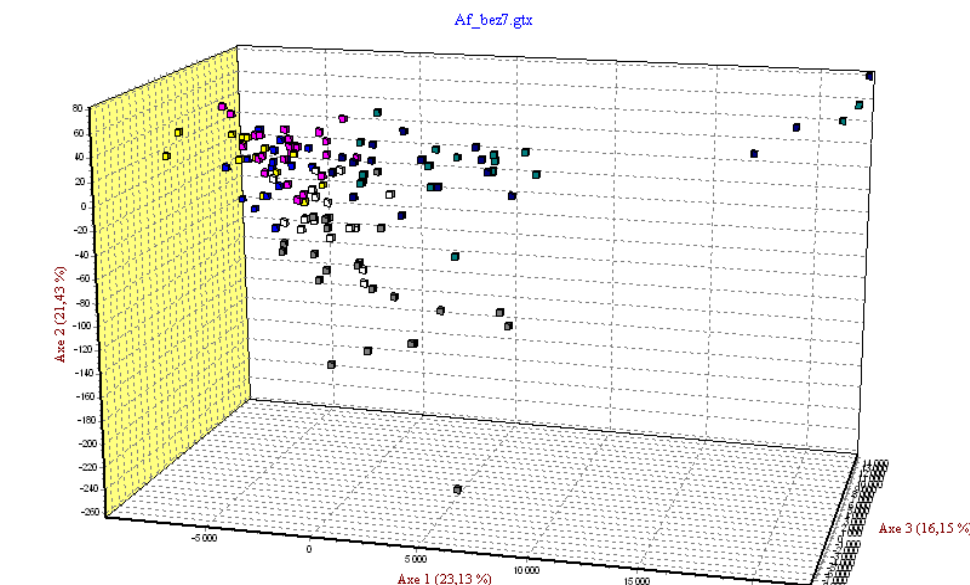
	P	Ar	Fis	Ho	He
Borek1	0.12	8.6	0.074	0.8	0.83
Borek 2	0.02	9.8	0.114	0.75	0.82
Hluboká 3	0.19	7.8	0.075	0.73	0.77
Hluboká 4	0.005	11.2	0.079	0.82	0.87
Ponešice 7	0.0004	9.1	0.039	0.77	0.79
Vltava-pravý břeh5	0.07	10.6	0.072	0.82	0.86
Vltava-levý břeh 6	0.01	11.0	0.11	0.77	0.83

Tab. 5. Absolutní a proporcionální počty správně přiřazených jedinců (GeneClass) do subpopulací, v kterých byli odchyceni; correct – správně přiřazení jedinci, “neighbor” – sousední subpopulace.

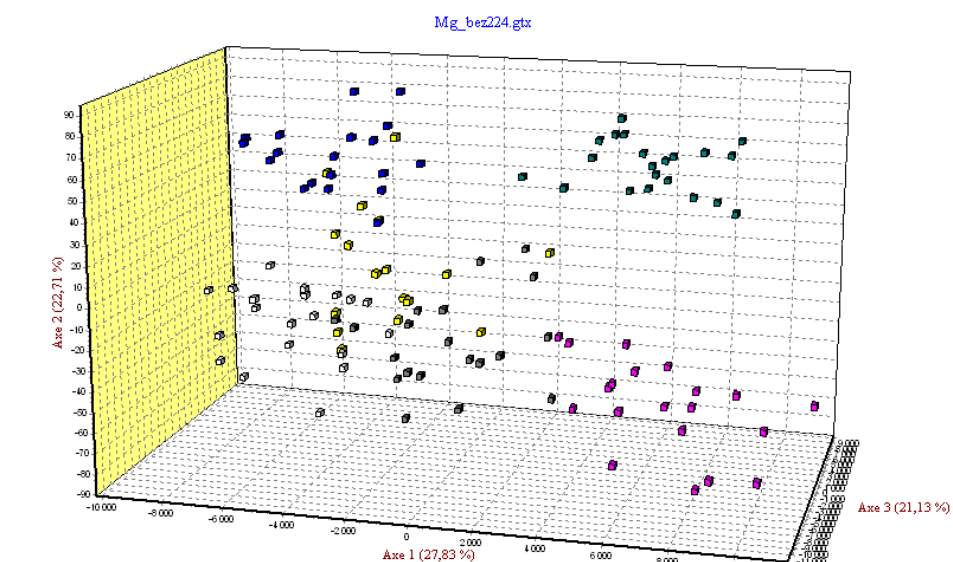
	Borek 1	Borek 2	Hluboká 3	Hluboká 4	Pravý břeh 5	Levý břeh 6	Poněšice 7
Af – N (total)	15	17	18	20	16	16	24
Af – N (correct)	9	10	10	11	6	3	17
Af – N (neighbor)	4	2	2	2	3	5	0
Af - % correct	60	59	56	55	38	19	71
Af - % neighbor	27	12	11	10	19	31	0
Mg – N (total)	17	18	19	19	19	20	0
Mg – N (correct)	10	15	15	15	15	16	0
Mg – N (neighbor)	4	1	4	3	2	1	0
Mg - % correct	59	83	79	79	79	80	0
Mg - % neighbor	24	6	21	16	11	5	0



Obr. 1. Poloha odchytových lokalit: 1 – Borek 1; 2 – Borek 2; 3 – Hluboká 3; 4 – Hluboká 4; 5 – Vltava, pravý břeh; 6 – Vltava, levý břeh; 7 – Poněšice (Kozlovský potok).



Obr. 2. 3D vizualizace výsledků faktorové analýzy (*A. flavicollis*).



Obr. 3. 3D vizualizace výsledků faktorové analýzy (*M. glareolus*).