

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH
BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Rostlinné výroby a agroekologie

Vedoucí katedry: prof. Ing. Vladislav Čurn, Ph. D.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vliv způsobu hospodaření na biodiverzitu modelových skupin obratlovců
– drobní savci.

The influence of management on biodiversity of vertebrates model
groups – small mammals.

Vedoucí diplomové práce: RNDr. Markéta Haisová, Ph.D.

Autor: Bc. Lenka Koutníková

České Budějovice, duben 2010

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích

Podpis studenta

.....

.....

Poděkování:

Tato diplomová práce by nikdy nevznikla bez podpory mojí školitelky a vedoucí práce v jednom RNDr. Markéty Haisové z Laboratoře aplikované ekologie a Katedry agroekologie ZF JCU v Českých Budějovicích. Poděkovat bych jí chtěla za to, že usměřňovala mou činnosti v přípravě a zpracování tématu této diplomové práce a poskytovala cenné rady a pomoc jak v terénu, tak při konzultacích.

Na tomto místě musím poděkovat také pracovníkům z Laboratoře aplikované ekologie v Českých Budějovicích za pomoc při odchycích v terénu, a bez kterých bych se těžce přemísťovala mezi povodími jednotlivých potoků při nočních kontrolách. Jedná se hlavně o: Ing. Jana Procházku Ph.D., Ing. Jakuba Broma, Ph.D., Ing. Jakuba Šťastného, Aleše Váchu a Ladislava Havelku.

V neposlední řadě bych chtěla poděkovat i za to, že jsem mohla čerpat prostředky z grantových záměrů MSM 6007665806, NAZV-QH82106 a NPV2-2B08006 bez kterých by se tato diplomová práce nemohla uskutečnit.

Anotace:

Předkládaná diplomová práce zapadá do rozsáhlejší vědecké studie, která hodnotí vlivy rozdílného managementu na ekologické funkce a zároveň vodní režim krajiny v pramenných oblastech Šumavy. Jednou ze zkoumaných charakteristik, vypovídajících o stavu povodí, je biodiverzita rostlinných i živočišných společenstev. Moje diplomová práce má za cíl porovnání diverzity drobných zemních savců na třech povodích s podobnými přírodními podmínkami, které se však liší managementem.

Drobní zemní savci, jakožto skupina, která má vysoký reprodukční potenciál, dobré invazní schopnosti a velmi dobře indikuje změny a stav kvality prostředí je často používanou skupinou obratlovců ke studiím stavu prostředí.

Diplomová práce navazuje na předešlou bakalářskou práci a významně ji rozšiřuje.

Teoretická část obnáší literární rešerši o problematice výskytu drobných savců na Šumavě, jejich mikrohabitatových preferencích a vlivu způsobu hospodaření na biodiverzitu jejich společenstev.

Praktická část práce obsahuje vyhodnocení výsledků z pravidelných odchytů do živochytných pastí, které proběhly od června do září roku 2007 a 2009. V těchto dvou odchytových letech bylo chyceno 52 jedinců, z toho bylo 7 jedinců odchyceno podruhé. Odchycení DZS byli zařazeni do 5 druhů, jejichž výskyt byl předem na sledovaných lokalitách předpokládán. Jednalo se o myšici lesní (*Apodemus flavicollis* – 22 jedinců), hraboše mokřadního (*Microtus agrestis* – 6 jedinců), hraboše polního (*Microtus arvalis* – 10 jedinců), norníka rudého (*Clethrionomys glareolus* – 2 jedinci) a rejska obecného (*Sorex araneus* – 5 jedinců).

V povodí Bukového potoka se v roce 2007 podařilo chytit 20 jedinců a v roce 2009 pouze 2 jedince. Jednalo se o zástupce *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus* a *Sorex araneus*. V povodí Mlýnského potoka bylo odchyceno 10 jedinců (všichni v 2009). Jednalo se o jedince *Microtus arvalis*. Posledním sledovaným povodím byl Horský potok, na němž bylo v roce 2007 odchyceno 5 jedinců a v roce 2009 8 jedinců. Byli to zástupci druhu: *Apodemus flavicollis*, *Microtus agrestis*, *Clethrionomys glareolus* a *Sorex araneus*.

Největší změna v abundanci jedinců byla zaznamenána, oproti minulému odchytovému létu v roce 2007, v povodí Mlýnského potoka. Povodí Bukového potoka vykazovalo, co se týče abundance odchycených jedinců, velký propad

v porovnání s rokem 2007. Jedině v povodí Horského potoka byl zaznamenán relativně stabilní stav ve srovnání s předešlými odchvy v roce 2007.

Diplomová práce je podpořena projekty: MSM 6007665806, NAZV-QH82106 a NPV2-2B08006.

Klíčová slova:

Šumava, drobní zemní savci, povodí, zemědělský management, biodiverzita.

Annotation:

This thesis creates a part of more extensive scientific study, which evaluates effects of different agricultural management on ecological functions and on landscapes' water regime in source water areas of Bohemian Forest. A one of examined characteristic of catchment is biodiversity of plant and animal communities. The aim of my thesis is a comparison of diversity of small terrestrial mammals in three catchments with similar nature conditions, but different management.

Small terrestrial mammals is a group of vertebrates often used for study of environmental state, because of their high reproductive potential, good invasive ability and ability to indicate the changes in environmental quality.

The master thesis is a follow-up to a previous bachelor thesis and extends it significantly.

A theoretical part involves literary review of small mammals' occurrence in Bohemian Forest, their micro-habitat preferences and the effect of management on the biodiversity of their communities.

Practical part of the thesis contains evaluation of the results of capture-mark-release trapping, which took place from June to September of the years 2007 and 2009. In those two years 52 individuals were captured. From this amount, 7 individuals were captured twice. Captured small mammals were included into 5 species, whose occurrence in studied localities was expected. There were yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis* - 22 individuals), field vole (*Microtus agrestis* - 6 individuals), common vole (*Mircotus arvalis* - 10 individuals), bank vole (*Clethrionomys glareolus* - 2 individuals) and common shrew (*Sorex araneus* - 5 individuals).

In the Bukový potok catchment 20 individuals were captured in 2007 and only 2 individuals in 2009. They belong to species: *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus* and *Sorex araneus*. In catchment of Mlýnský potok no individual was captured in 2007 and 10 individuals of only one species (*Mircotus arvalis*) were captured in 2009. In Horský potok catchment 5 individuals were captured in 2007 and 8 individuals in 2009. Three species were found: *Apodemus flavicollis*, *Microtus agrestis*, *Clethrionomys glareolus* a *Sorex araneus*.

The largest positive change of abundance between 2007 and 2009 was found in the Mlýnský potok catchment. The largest fall of abundance was in the catchment of Bukový potok. Only in catchment of Horský potok the relatively stable abundance was noticed.

The thesis was supported by projects: MSM 6007665806, NAZV-QH82106 a NPV2-2B08006.

Keywords:

Bohemian Forest, small terrestrial mammals, catchment, agricultural management, biodiversity.

Obsah

1. ÚVOD	9
2. LITERÁRNÍ REŠERŠE	11
2.1 Přehled DZS potenciálně se vyskytujících na povodích:	11
2.2 Souhrn biotopových preferencí drobných zemních savců:	18
2.2.1 Seznam DZS očekávaných na sledovaných povodích	19
2.3 Problematika metodiky odchytů DZS	20
2.4. Charakteristika společenstev DZS	26
2.5 DZS jako bioindikátory	31
2.6 DZS a management krajiny	33
3. METODIKA PRÁCE	38
3.1 Vybrané charakteristiky NP Šumava	38
3.1.1 Vymezení územního statutu Šumavy	38
3.1.2 Vegetace	38
3.1.3 Fauna	39
3.1.4 Antropogenní vlivy:	40
3.2 Charakteristika sledovaných lokalit	41
3.3 Popis zájmových lokalit:	42
3.3.1 Mlýnský potok:	42
3.3.2 Horský potok:	45
3.3.3 Bukový potok:	46
3.4 Metodika odchytů:	47
4. VÝSKEDKY	50
5. DISKUSE	56
6. ZÁVĚR	61
7. POUŽITÁ LITERATURA	64
8. PŘÍLOHY	77

1. ÚVOD

Na území Šumavy se nachází řada přirozených ekosystémů (extenzivně užívané louky a pastviny, rašeliniště, lesy složené z hercynské směsi, horské smrčiny, podmáčené smrčiny, reliktní bory). V roce 1963 byla na české straně pohoří vyhlášena CHKO Šumava, v roce 1991 byl na části CHKO zřízen NP Šumava, od roku 1990 je zde také biosférická rezervace. NP a CHKO Šumava dnes představuje největší chráněné území v České republice (Anděra & Zavřel, 2003).

Šumava si podržela, i přes lidské zásahy, mnohé znaky přírodní krajiny. Lesy v podhůří se střídají se zemědělsky využívanou půdou, loukami, pastvinami a poli, na kterých se hospodaří (Melicharová, 1976).

Laboratoř aplikované ekologie ze ZF JU v Českých Budějovicích pracuje v oblasti Svatotomášské vrchoviny na dlouhodobé studii, zabývající se vlivem managementu na různé aspekty ekosystémů a funkce krajiny, zejména na vodní režim v pramenných oblastech Šumavy. Jednou ze zkoumaných charakteristik, vypovídajících o stavu povodí, je biodiverzita rostlinných i živočišných společenstev.

Drobní zemní savci jsou v ekosystémech důležitou součástí trofických řetězců a interakčním prvkem vegetačního a půdního subsystému (Anděra & Zavřel, 2003). Herbivorní a insektivorní druhy charakterizuje intenzivní metabolismus a tato fyziologická vlastnost v kombinaci s vysokým poměrem respirace ku konzumaci znamená, že drobní savci i přes svoji nízkou hmotnost působí při mineralizaci organických látek účinněji než početnější hmyz nebo tělesně větší kopytníci. Jejich energetická výkonnost (produkce/asimilace) je malá. Tato nízká produkční účinnost je v ekosystémech vyvážená relativně vysokou reprodukční rychlostí (převládají r – strategové) (Hlůška, 2009). Drobní zemní savci, jakožto skupina, která má vysoký reprodukční potenciál, dobré invazní schopnosti a velmi dobře indikuje změny a stav kvality prostředí je často používanou skupinou obratlovců ke studiím stavu prostředí.

Tato diplomová práce má za cíl navázat na mou předešlou bakalářskou práci a porovnat biodiverzitu drobných zemních savců na území tří malých povodí ležících v podobné nadmořské výšce, mající podobnou rozlohu, ale zásadně se lišících managementem, který je na nich aplikován. Práce tématicky zapadá do rozsáhlejší dlouhodobé studie, která hodnotí ekologické funkce a vodní režim krajiny, jež je ovlivněna způsoby zemědělského využití a zemědělskými technologiemi v pramenných oblastech Šumavy. Studií se zabývá pracovní tým Laboratoře

aplikované ekologie ze ZF JCU v rámci výzkumného záměru MSM 6007665806, pořízení živolovných pastí bylo podpořeno také projekty NAZV-QH82106 a NPV2-2B08006.

Cílem mé diplomové práce bylo vypracování literární rešerše problematiky biodiverzity drobných zemních savců a jejího vztahu ke způsobu hospodaření. Poté jsem se seznámila s metodikou ekologických výzkumných technik sloužících k terénnímu studiu společenstev drobných zemních savců. Dále jsem se zabývala odchvy na sledovaných lokalitách v průběhu vegetační sezóny. Cílem práce bylo také provedení adekvátního vyhodnocení získaných dat. V této práci jsem se také snažila o interpretaci výsledků v širších ekologických souvislostech, v rámci rozsáhlejší dlouhodobé studie hodnocení ekologických funkcí a vodního režimu krajiny ovlivněné způsoby zemědělského využití a zemědělskými technologiemi v pramenných oblastech Šumavy

2. LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1 Přehled DZS potenciálně se vyskytujících na povodích:

Drobní zemní savci (DZS) jsou savci obývající terestrické prostředí a nepřesahují hmotnost 100 g (Anděra & Horáček, 1982). Některé jejich semiakvatické druhy můžeme při shánění potravy zastihnout i ve vodním prostředí, ovšem pevná zem je jejich dominantním biotopem. V této části literární rešerše se zaměřím na rozšíření a biotopové návyky druhů DZS, které by se dle Anděry & Červeného (1994) mohly nacházet na sledovaných šumavských lokalitách.

a) Hmyzožravci – *Insectivora*

Rejsek obecný (*Sorex araneus*):

Jeden z našich nejběžnějších drobných savců vůbec. Je to typicky lesní druh, který se však snadno přizpůsobuje měnícím se podmínkám prostředí. Najdeme ho téměř všude (Reichholf, 1996). Rejsek obecný je podle Baláže & Ambrose (2005) eurytopní druh, který byl nalezen na Slovensku v širokém spektru biotopů. Nachází se i v bezlesých krajinách kulturní stepi nebo přímo v lidských sídlech (Anděra & Horáček, 1982). Žije ve všech lesních typech, na loukách, rašeliništích, větrolamech, v agrocenózách, parcích a v zimních měsících osidluje i budovy (Baláž & Ambros, 2005).

Aktivuje ve dne i v noci, ale v přírodě ho spatříme jen málokdy. Většinu času tráví v norách. Na povrchu se objeví vždy v hustém porostu trav či jiného rostlinstva, jako jsou houštiny, vřesoviště, lesy. Žije v celé Evropě. V ČR všude od nížin po vrcholky hor (včetně Sněžky; Anděra & Horáček, 1982).

Podle Mitchell-Jones et al. (1999) preferuje vlhčí a chladnější lokality s hustším vegetačním pokryvem. Největších hustot dosahuje v lesích kolem řek, rákosinách, skalnatých povrchách i všech druzích lesů.

Proto jsme zástupce tohoto druhu očekávali v zatravněném a zalesněném povodí Bukového potoka (BP) a zamokřeném povodí Horského potoka (HP).

Rejsek malý (*Sorex minutus*):

Náš nejmenší savec, váží jen o málo víc než kostka cukru. V Evropě se s ním setkáme téměř všude. V ČR se vyskytuje na celém území. Nejvíce tomuto druhu vyhovují vlhčí podmáčené nebo rašelinné louky. Navzdory tomuto ho můžeme najít i v jehličnatých a listnatých lesích, na pasekách, podél potoků i v kulturní krajině (Anděra & Horáček, 1982). Podle Baláže & Ambrose (2005) obývá na Slovensku širokou paletu stanovišť, od nezalesněných ploch, přes všechny lesní typy, kosodřevinu až po alpské pásmo. Mitchell-Jones et al. (1999) popisují jeho výskyt i v močálech a vlhkých loukách. Dle Reichholfa (1996) obývá i místa dobře zarostlá hustými křovinami s bohatou vegetací. Vyhýbá se uzavřenému lesu. Jeho způsob života je podobný rejsku obecnému, ale je aktivnější.

Jeho výskyt je očekáván v povodí BP (spíše okraj lesa) a HP.

Rejsek horský (*Sorex alpinus*):

Naše území leží na SZ okraji areálu rozšíření tohoto druhu. Rejsek horský se vyskytuje v Alpách, Smrčinách, Bavorském lese, polských Sudetech a Karpatech (Mitchell-Jones et al., 1999). U nás je jako reliktní druh známý z pohraničních hor hlavně Šumavy a jejího podhůří, z Blanského lesa a také z centrální části Českomoravské vrchoviny (Žďárské vrchy; Anděra & Horáček, 1982).

Vertikální rozšíření druhu je dokladované od nadmořské výšky 280 až 300 m z Kremnických vrchů – Trnavá Hora. Rejsek horský se nachází od vegetačního pásma bukových lesů až po kosodřevinu. Byl však zjištěn na více lokalitách i ve vegetačním pásmu dubo-bukovém, kde druh má suboptimální životní podmínky a velmi nízkou populační hustotou (Baláž & Ambros, 2005; Anděra & Horáček, 1982). Podle Reichholfa (1996) vyhledává jehličnaté lesy ve výškách mezi 200 a 2500 m. U nás je jen v nejvyšších horách a je zařazen do kategorie vzácných (zranitelných) druhů.

Je to tedy chladnomilný lesní druh, jehož dnešní omezené rozšíření převážně v horských oblastech je již jen zbytkem původního, mnohem rozsáhlejšího areálu výskytu. V zimě se může vyskytovat i v budovách. Na lesnatých chladných a mokřích místech může sestupovat i do nižších poloh (Vundrle, 2007). Podle výše uvedených biotopů předpokládám jeho výskyt na BP a HP.

Rejsec vodní (*Neomys fodiens*):

Největší zástupce našich rejskovitých, dobře přizpůsobený k životu poblíž vod. Vyskytuje se od severní a západní Evropy včetně Anglie (v Irsku chybí) až po střední Sibiř (jezero Bajkal), odděleně žije i na Dálném východě (ústí Amuru) a na Sachalinu (Mitchell-Jones et al., 1999).

V ČR ho zastihneme kdekoliv od nížin, až po vysokohorské polohy. Nejoblíbenějšími stanovišti jsou hodně členité břehy potoků, řek a rybníků, močály a všelijaké mokřiny. Nezřídka bývá zastížen i ve větších vzdálenostech od vody, v lese, na loukách nebo i v budovách a hospodských staveních (Anděra & Horáček, 1982).

Mitchell-Jones et al. (1999) jej zaznamenává v pobřežních lokalitách, jako je mořské pobřeží, jezera a řeky, ale také močály, rašeliniště. Žije podél rychle tekoucích horských potoků a malých řek v zalesněných oblastech a rákosinách okolo jezer. Přednost dává bohatě zarostlým břehům stojatých nebo pomalu tekoucích vod, bažinám, mokřinám a podobným stanovištím. Dle Reichholfa (1996) obývá čisté, neznečištěné vody. Byl nalezen i ve studních. Rejsci vodnímu by mohly nejvíce vyhovovat lokality v povodí BP a HP.

Rejsec černý (*Neomys anomalus*):

Vyskytuje se ve středních a jižních oblastech Evropy až po východní Ukrajinu a povodí Donu (Mitchell-Jones et al., 1999). U nás byl zpočátku považovaný za druh vzácný, dnes však víme, že se vyskytuje prakticky na většině území od západních Čech, až po východní Moravu. Nejvíce obývá nižší a střední polohy. Zalesněná horská údolí osidluje jen ojediněle (Anděra & Horáček, 1982).

Podle Reichholfa (1996) žije v horách na vlhkých pastvinách, vřesovištích a bažinách, vlhkých svazích s hustým porostem, až do výše 2000 m. Mitchell-Jones et al. (1999) tvrdí, že se nalézá v eutrofické pobřežní vegetaci sladkých vod, močálech, pomalu tekoucích potocích a řekách od nížin až po 1850 m n. m. Ekologické návyky tohoto druhu poukazují na silný vliv kompetice s větším rejsem vodním (*Neomys fodiens*), proto se často nevyskytují spolu. Podle mého očekávání bych tento druh odchytila v zamokřeném povodí HP.

b) Hlodavci – *Rodentia*

Norník rudý (*Clethrionomys glareolus*):

Jeden z našich nejběžnějších druhů drobných savců. S výjimkou větší části Pyrenejského poloostrova, Řecka, středomořských ostrovů a Islandu, se vyskytuje v celé Evropě a Malé Asii (Mitchell-Jones et al., 1999). V ČR se s ním setkáme skutečně všude od nížin po hřebeny hor, kde vystupuje i nad horní hranici lesa (Anděra & Horáček, 1982).

Nejhojnější je v listnatých a smíšených lesích s bohatým podrostem, ale zastihneme ho i v polních remízcích, křovinách, parcích nebo v zimě na venkově i v obytných budovách (Anděra & Horáček, 1982).

Norník si buduje systémy nor s mnoha východy, úkrytovými chodbami a zásobárnami. Dle Mitchell-Jones et al. (1999) upřednostňuje okraje vlhčích opadavých a smíšených lesů. Největší hustoty jsou okolo břehů říček a v lesích okolo nich. Reichholf (1996) tvrdí, že se na povrchu země zdržuje více než jiné druhy hrabošů, a je aktivní převážně za svítání a za soumraku. Norníku rudému by mohly vyhovovat lokality BP a HP.

Hrabošík podzemní (*Microtus subterraneus*):

Nejmenší z našich hrabošů. Je domovem v Evropě od SZ Francie po Ukrajinu a západní Anatolii, na severu zasahuje k Baltskému moři a na jihu do severní Itálie a na Balkán (Mitchell-Jones et al., 1999). Jeho výskyt v ČR je ostrůvkovitý – zatímco někde se vyskytuje souvisleji (zvláště v horách a vrchovinách), jinde se objevuje mozaikovitě a místy i zcela chybí (např. na velké části SV a JZ Čech či v jihočeských pánvích) (Anděra & Horáček, 1982).

Nejraději má zarostlé břehy potoků, horské louky a bučiny i lužní lesy, ale obývá i příkopy podél cest, rumišť, suťová pole, zahrady a někdy i polní kultury (Anděra & Horáček, 1982).

Vybírá si chladná a stinná místa, kde vytváří menší kolonie. Hrabošíkem osídlené území je provrtáno množstvím podzemních chodeb, které podle Reichholfa (1996) vytváří jak v přízemní vegetaci, tak i pod zemí. Podle Mitchell-Jones et al. (1999) využívá lokality suchých i vlhkých luk od nížin po horské louky. Také se vyskytuje na skalnatých lokalitách. Hrabošík by se mohl vyskytovat v povodí pastevně využívaného Mlýnského potoka (MP).

Hraboš polní (*Microtus arvalis*):

Jeden z našich nejběžnějších drobných savců. Je evropským endemitem, vyskytujícím se od Atlantického pobřeží Francie po evropskou část Ruska s izolovanou populací na Iberském poloostrově. Chybí na Britských ostrovech, v Mediteránu, ve většině Skandinávie a na severu Ruska (Mitchell-Jones et al., 1999). Vyskytuje se na celém území ČR. Odlesněnými horskými údolími a podél silnic či cest proniká i nad horní hranici lesa, např. v Krkonoších žije pod vrcholem Sněžky (Anděra & Horáček, 1982).

Je sice typickým druhem kulturní stepi, ale v době přemnožení proniká i do lesů. V řídkých porostech se někdy zdržuje po celý rok. Na zimu se stahuje do stohů, sýpek a seníků (Anděra & Horáček, 1982).

Podle Mitchell-Jones et al. (1999) se vyskytuje v otevřené zemědělské krajině, spásaných loukách a krátkodobých loukách. Jeho výskyt je dle Reichholfa (1996) směřován do otevřené krajiny, polí a luk. Aktivita je především noční a jeho chodby leží většinou těsně pod povrchem země, a proto po roztátí sněhu vystupují nad úroveň povrchu jako jakási kostra.

Zapletal a kol. (2001) tvrdí, že jednoduchá nora je tvořena hnízdní komorou a jednou nebo dvěma chodbami. Hnízdo je umístěno v hloubce 20-30 cm. Čím je nora starší, tím je komplikovanější. Vedle chodeb vznikají zásobárny a další hnízdní komory. Se stoupající populační hustotou se hranice každé kolonie rozšiřují, až navzájem splynou v jeden komplex kolonií. Protože je to typický druh obydlující otevřenou krajinu, očekávala bych jeho výskyt v povodí MP.

Hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*):

Vyskytuje se od Velké Británie (chybí v Irsku a na Islandu) a některých dalších ostrovů, až po jezero Bajkal na střední Sibiři (Mitchell-Jones et al., 1999). Zprvu byl u nás považován za vzácný druh, až později se ukázalo, že místy je zcela běžný. Obývá polohy od 140 m n. m. (Děčínsko, Mostecko) do 1600 m n. m. (Krkonoše – Sněžka, Vysoké Kolo, Hrubý Jeseník – Praděd). Dosud nebyl zjištěn v nížinách středních i východních Čech a jižní Moravy (Anděra & Horáček, 1982; Reichholf, 1996).

Jeho současné ostrůvkovité rozšíření je především důsledkem postupného zúrodnování naší krajiny. Vyhledává vlhčí a chladnější stanoviště v blízkosti vod, v močálovitých a bažinatých terénech nebo i v souvislých lesích. V horách žije běžně

na subalpínských loukách i při okraji kamenných sutí. Vyžaduje dostatečně hustý porost bylinného patra s převahou vlhkomilných rostlin (Anděra & Horáček, 1982). Dle Mitchell-Jonese et al. (1999) obývá vlhké lokality s bohatým travním pokryvem, mokřiny, rašeliniště a vlhké louky. Jako *Microtus arvalis* vyhrabává mělké podzemní systémy chodeb, většinou pod hustou vegetací. Proto bych tento druh očekávala spíš v povodí HP a možná i v povodí MP (i když je toto povodí systematicky odvodněno).

Myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*):

Vzhledem i způsobem života se značně podobá myšici lesní. Ačkoli je v průměru menší, hodnoty tělesných rozměrů se dost překrývají. S výjimkou severní Skandinávie a Finska obývá skoro celou Evropu (včetně Islandu i středomořských ostrovů), severozápadní Afriku a v Asii zasahuje její rozšíření až do severní Indie, Číny a Mongolska (Mitchell-Jones et al., 1999). Jako jeden z nejběžnějších DZS žije u nás prakticky všude od nížin, až do subalpínského pásma hor (např. Krkonoše 1400-1500 m n. m.; Anděra & Horáček, 1982).

Je spíše obyvatelem otevřené krajiny, kde se soustřeďuje při okraji lesních porostů, v hájích, sadech, na křovinatých stráních a mezích, v polích, rákosinách, podél potoků, ale i ve městech a vesnicích (Anděra & Horáček, 1982).

U nás je myšice křovinná velmi hojná a najdeme ji prakticky všude. Je invazním druhem na nových lokalitách, jako jsou čerstvě nasypané výsypky, které jsou zcela holé a bez vegetace (Bejček, 1983). Slábová a kol. (2005) studovali vliv typu rekultivace na druhovou diverzitu hlodavců a hmyzožravců v oblasti Sokolovské hnědouhelné pánve a také konstatují velkou přizpůsobivost tohoto druhu nejrozličnějším prostředím. Ovšem málokdy se vyskytuje tam, kde je velmi hojná myšice lesní, protože je ve srovnání s ní slabším kompetitorem (Mikulová & Frynta, 2001). Aktivní je hlavně za soumraku a v noci, proto je významnou potravní složkou lišek, lasiček a sov (Reichholf, 1996).

Podle Mitchell-Jonese et al. (1999) obydíjí příměstské části, parky, zemědělskou krajinu, nevyužitá stará pole, lesní plantáže a všechny druhy lesů. Tento druh bych očekávala v okrajových částech lesa BP, v povodí HP a v některých partiích MP.

Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*):

Tento druh žije nočním způsobem života, velmi rychle běhá, skáče až na vzdálenost 1 m a výborně šplhá po stromech, kde si vyhledává potravu-semena, žaludy, bukvice (Anděra & Horáček, 1982).

Vyskytuje se na celém území naší republiky ve všech typech lesů a vystupuje i do hor až nad porosty kleče, tedy vysoko nad horní hranici lesa (např. Krkonoše – Sněžka, 1602 m n.m.). Občas ji najdeme i v křovinatých porostech poblíž lesních porostů nebo v parcích. Jiná prostředí obývá jen výjimečně (Anděra & Horáček, 1982).

Mitchell-Jones et al. (1999) se zmiňují o výskytu v opadavých i jehličnatých lesích ve vyšších oblastech. Roční populační cyklus je shodný s myšicí křovinnou (*Apodemus sylvaticus*), s podobnými vrcholy a minimy v populačních hustotách. Myšici lesní lze proto očekávat v povodí Bukového potoka.

Myška drobná (*Micromys minutus*):

Nejmenší náš i evropský hlodavec. Vyskytuje se ve velké části palearktické oblasti od jižní Anglie po Dálný východ, severní Vietnam a Japonsko (Mitchell-Jones et al., 1999). U nás její výskyt ovlivňuje především nabídka stanovišť a nadmořská výška – poměrně běžná je do 500-600 m n. m., nad touto hranici se stává vzácnější (nejvýše položené nálezy z výšek 1050-1200 m n. m. známe z Hrubého Jeseníku, Šumavy a Krušných hor; Anděra & Horáček, 1982). U nás tedy není nikterak vzácná, a na příhodných místech v nižších a středních polohách žije na celém území. Najdeme ji nejčastěji na vlhkých a hustě zarostlých březích potoků a řek, v rákosinách, mokřinách a na podmáčených loukách. V létě se však místy drží i na polích, odkud po sklizni a s příchodem prvních mrazíků mizí do stohů nebo na původní stanoviště u vod. Je tedy dost přizpůsobivá a přichází i do těsné blízkosti městských sídel (Anděra & Horáček, 1982).

Mitchell-Jones et al. (1999) tvrdí, že se vyskytuje hlavně v nížinách, v zahradách, na polích, v sušších částech až po vodní prostředí jako jsou mokřiny. Myška drobná by se mohla nacházet v povodí BP a HP, i když studované lokality jsou ve značné nadmořské výšce.

2.2 Souhrn biotopových preferencí drobných zemních savců:

- Vodní a vlhké prostředí:

Osídluje velký počet druhů. Na jednu stranu jsou to druhy převážně akvatické: (*Neomys fodiens*, *N. anomalus*) a druhy vyskytující se pouze ve vlhkém prostředí (*Micromys minutus*, *Microtus agrestis*). Ovšem velká řada druhů preferuje vlhká místa v rámci jiných (převážně lesních) biotopů (*Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis*, *Microtus subterraneus*, *Sorex araneus*, *S. minutus*), (Anděra & Horáček 1982, Mitchell-Jones 1999, Reichholf 1996, Baláž & Ambros 2005).

- Les:

Většina našich druhů drobných savců preferuje, nebo alespoň toleruje, lesní prostředí. Výlučně lesními druhy pak jsou: *A. flavicollis*, *Clethrionomys glareolus* a všechny tři druhy rejsků - *Sorex araneus*, *S. minutus* a *S. alpinus* (Anděra & Horáček 1982, Mitchell-Jones 1999, Reichholf 1996, Baláž & Ambros 2005).

- Otevřená kulturní krajina:

Otevřenou kulturní krajinu obývají a lesům se vyhýbají především druhy původně stepní. Kulturní krajině a polím se přizpůsobily druhy: *Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis*, *Micromys minutus*, *Microtus arvalis*, *M. subterraneus*, *Sorex araneus*, *S. minutus* (Anděra & Horáček 1982, Mitchell-Jones 1999, Reichholf 1996, Baláž & Ambros 2005).

- Synantropní prostředí:

Mnoho z drobných savců se přizpůsobilo životu v blízkosti člověka. Některé druhy se stahují do hospodářských budov a obydí jen v zimním období (*Apodemus flavicollis*, *A. agrarius*, *Micromys minutus*, *Microtus arvalis*, *Clethrionomys glareolus*) nebo příležitostně (*Sorex araneus*, *S. minutus*, *Neomys fodiens*), jiné mají synantropní tendence silnější (*Apodemus sylvaticus*). Značná část druhů obývá i městské parky (*Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis*, *Microtus arvalis*, *Sorex araneus*, *S. minutus*) (Anděra & Horáček 1982, Mitchell-Jones 1999, Reichholf 1996, Baláž & Ambros 2005).

- Nadmořská výška:

Některé druhy obývají příhodné prostředí bez ohledu na nadmořskou výšku, vyskytují se tedy od nížin až po hory (*Apodemus flavicollis*, *Microtus arvalis*, *Microtus subterraneus*, *Clethrionomys glareolus*, *Sorex araneus*, *S. minutus*, *Neomys fodiens*, *N. anomalus*). Naopak jiné druhy obývají pouze horské oblasti (*S. alpinus*) nebo nížiny (většinou druhy původně stepní, jako je *Apodemus sylvaticus*, *Micromys minutus* a *Microtus arvalis*) (Anděra & Horáček 1982, Mitchell-Jones 1999, Reichholf 1996, Baláž & Ambros 2005).

- Chladno/teplomilnost:

Zejména druhy preferující vlhké a horské biotopy bývají výrazně chladnomilné (*Apodemus flavicollis*, *Microtus agrestis*, *Microtus subterraneus*, *Sorex araneus*, *S. alpinus*). Naopak teplomilné bývají původně stepní druhy upřednostňující nížiny (*Micromys minutus*) (Anděra & Horáček 1982, Mitchell-Jones 1999, Reichholf 1996, Baláž & Ambros 2005).

- Mezidruhová kompetice:

Výskyt určitého druhu nemusí však být dán pouze jeho ekologickými nároky a preferencemi, ale roli hraje i kompetice s ostatními druhy. U některých druhů se díky tomu zdálo jejich rozšíření nelogické, bez vyhraněných biotopových preferencí. Při bližším zkoumání vyšlo najevo, že tyto druhy jsou slabými kompetitory a ostrůvkovitost jejich areálu je dána rozšířením jiných druhů (*Microtus subterraneus*, *Neomys anomalus*) (Anděra, Horáček, 1982; Mitchell-Jones 1999; Reichholf 1996).

2.2.1 Seznam DZS očekávaných na sledovaných povodích

V povodí BP, vzhledem k jeho lesnatosti a nadmořské výšce, bych očekávala druhy: *Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis*, *Clethrionomys glareolus*, *Sorex araneus*, *S. minutus* a *S. alpinus*. *Microtus subterraneus* je spíše obyvatelem lučních cenóz, ale preferuje i vlhká místa v rámci jiných (převážně lesních) biotopů.

V povodí HP bych očekávala druhy vyloženě vlhkomilné a ty, kterým vyhovuje chladnější klima. Mezi tyto druhy patří: *Microtus agrestis*, *Neomys fodiens*, *Microtus subterraneus*, *Sorex araneus*, *S. minutus*, *Clethrionomys glareolus*.

Micromys minutus je sice vlhkomilný druh, ale vyskytuje se hlavně v nížinatých oblastech.

V povodí MP, jakožto biotopu kulturní a otevřené krajiny, bych očekávala výskyt druhů, které se přizpůsobily kulturní krajině a polím s remízky. Byly by to: *Apodemus sylvaticus*, *Microtus arvalis*, *M. subterraneus*, *Sorex araneus*, *S. minutus*.

2.3 Problematika metodiky odchyťů DZS

Existuje velké množství prací, které se zabývají různými metodami studia drobných zemních savců. V zásadě jedinou metodou, která umožňuje popsat společenstva DZS v přírodě, je metoda odchyťů do pastí. Existují dva hlavní typy pastí – živolovné a sklapovací. Oba typy mají své výhody a nevýhody.

Obě metody přímo porovnávali Pelikán & Zejda (1962). Zjišťovali hustoty populací DZS jednak značkováním, vypouštěním a opětovným chytáním živých jedinců, jednak odchytem živých jedinců do sklapovacích pastí, které zvířata usmrcují. Obě základní metody odchyty – destruktivní, s použitím malých sklapovacích pastí a nedestruktivní, založenou na značkování a opětovném odchyty označených jedinců do dřevěných živolovných pastí typu „*Chmela*“ použil ve své práci i Hlôška (2009). Stanko (1996) považuje sklapovací past za více účinnou než zemní past. Baláž & Ambros (2005) při odchytech drobných savců na Slovensku (zaměření byli hlavně na hmyzožravce), využívali pouze sklapovací past. Výsledky dosažené těmito způsoby jsou bez nejmenších pochybností více nebo méně ovlivněny různými činiteli.

Sklopovací pasti jsou vhodné pro velké populační hustoty. Problémem je, že si ve zkoumané lokalitě vychytáme většinu DZS a poté už nezískáme žádná jiná data, a ani žádné informace o migracích mezi populacemi. Výhodou sklopovacích pastí je možnost detailnějšího zpracování odchyceného materiálu. Odchyt do živolovných pastí má výhodu v opakovaném odchyty, kterým se také získají informace potřebné k zjištění populačních denzit a migrací (Wilson et al., 1996). Antony et. al. (2005) se zabývali srovnáním relativní účinnosti Longworth a Sherman živolovných pastí. Přestože odhadovaná diverzita populací DZS byla u všech typů pastí podobná, procentní odhady podobnosti společenstva byly pro srovnání Longworth-Sherman pastí nízké. Mortalita byla nejvyšší jak u Longworth pastí, tak u malé Sherman pastí a nejnižší u velké Sherman pastí.

Longworth živolovné pasti se skládají ze dvou částí (obr. č. 1) – přední (tunelu), ve které je sklápěcí mechanismus - a zadní (hnízda), které je na konci pasti. Oproti tomu, Sherman pasti jsou tvořeny pouze jednou částí (obr. č. 2), a jsou otevřeny na jednom nebo obou koncích. Sherman pasti je možné složit.

Obrázek č. 1: Longworth past
(internetový zdroj 1)



Obrázek č. 2: Sherman past
(internetový zdroj 2)



Vhodné je mít dostatek funkčních pastí (živochytných i sklapovacích), podle způsobu odchyty a metody, dle které budeme na sledovaných lokalitách pasti líčit.

Možné je pasti líčit buď liniovou metodou, nebo metodou líčení pastí do kvadrátů (ať už se jedná o čtvercové či obdélníkové tvary). Liniové kladení pastí je více vhodné, když máme menší množství pastí. Můžeme jej použít při studiu diverzity podél liniových krajinných prvků (např. porosty okolo vodních ploch a toků, aleje, dopravní infrastruktura). Toto kladení pastí je jednodušší a méně náročné a pro jednodušší popis diverzity v daném území bohatě stačí. Kvadrátové kladení pastí je vhodné při dostupnosti velkého množství pastí.

Metoda kvadrátů je náročnější na kladení i kontroly, ale tato metoda je nutná, pokud chceme popsat i strukturu společenstva (populační hustotu, migrace apod.) (Wilson et al., 1996). Touto metodou je možno obsáhnout velké území a získá se tím i větší množství informací o biodiverzitě druhů v širokém okolí.

Baláz & Jančová (2005) hodnotili výsledky v chytání DZS liniovou metodou, která byla založena na linii tvořené 50 pastmi s mezerami po 10 metrech. Změny v odchytové struktuře DZS během 5 dní „chytání dle čtvercové metody“ (na kvadrátu o 50 ha bylo rozloženo 225 živolovných pastí) v nížinných lesích byly

propracovány Pelikánem & Zejdou (1962). Hlôška (2009) při odchytech ve své práci, s výjimkou liniových krajinných prvků (břehové porosty vodních toků), používal výlučně kvadrátovou metodu odchyty. Velikost pokusného kvadrátu i počet odchyťových bodů a pastí závisí na typu studované biocenózy.

Kendall (1999) se zabýval uzavřenými populacemi drobných savců. Tvrdí, že tyto odchyťové metody mohou být použity k odhadu velikosti populací různých taxonů, jako jsou plazi, hnízdicí ptáci, zemní savci a mořští savci. Chase et al. (2000) tvrdí, že jednotlivé druhy mohou být užitečnými ukazateli biologické rozmanitosti, jestli existuje spojení mezi druhy a dalšími složkami biologické rozmanitosti. Poslední dobou, podle Kendalla (1999), mohou být metody také aplikovány na rostliny.

Pro úspěšnost chytání a dle aplikované metody a způsobu odchyty je nutno správně zvolit vnaďící materiál, který bude DZS do pastí vábit.

Hlôška (2009) používal jako návnadu do sklapovacích pastí směs vlašských ořechů, konzervovaných sardinek a slunečnicového oleje kašovité konzistence. Při odchytech do živolovných pastí k výše zmíněné návnadě přidával kukly dipter, které sloužili jako doplňkový potravní zdroj pro insektivorní druhy. Zjistil, že tato návnada byla pro DZS velmi atraktivní.

V odchytech drobných savců je možné použít i metodu předvnaďení. Jedná se o to, že se na zájmové lokalitě několik nocí před samotným odchytem ponechá vnaďící materiál. To má za následek vyšší výskyt DZS. Předvnaďení je možno praktikovat i proto, aby se ověřila atraktivita budoucí návnady. Následný vlastní odchyt je potom účinnější. Návnada může být podle potravní nabídky lokality, nebo naopak doplňková (chleba s paštikou, ořechy, aromatické ovoce, atd.). Úskalím této metody je, že vnaďící materiál může být sesbíráán jinými živočichy dříve, než se k němu dostanou druhy, na jež je odchyt cílen.

Při studiu společenstev DZS se předvnaďení obvykle nedělá, protože je obava, že výsledky nebudou objektivní. Je možné, že pohozená návnada přiláká i zvířata z okolí a zkreslí se výsledky o tom, co na lokalitě skutečně stále žije (Zejsa & Holišová, 1970; Pelikán et al., 1972). Toto je ustálený názor, ale Edalga & Anderson (2007) zjistili, že to nemusí platit bezvýhradně. Jejich výsledky naznačují, že předvnaďení pastí u drobných savců nezvyšuje úspěšnost odchyťů v krajině, kde dominují husté, exotické keře. Doporučují, aby hospodáři (při pokusech o zvýšení úspěšnosti odchyty) nepředvnaďovali v oblastech s podobným složením drobných

savců, protože nebyly zaznamenány rozdíly v úspěšnosti odchyty do pastí předvnaných oproti pastím navnaděným.

Důležitým faktorem je časový rámec. Záleží na správně zvoleném ročním období (nevhodné je chytat v období nejnižší abundance v rámci populačních cyklů DZS). Správné odchytové období je základem pro kvalitní vyhodnocení, které bude mít vysokou vypovídací hodnotu, jak o stavu prostředí, tak o denzitě populací.

Vliv ročního období na chytání byl studován Gippsem et al. (1985). Zabývali se vlivy ročního období na 2 experimentálních (plochy bez managementu) a 2 kontrolních ploškách (obhospodařované plochy) jižní Anglie. Věnovali se hlavně jarnímu poklesu v populacích norníka rudého a hustotám samičích populací. Zjistili, že denzity populací samic norníků na jaře klesají, a to na začátku února v experimentálních oblastech přibližně o 50 %. Na experimentálních ploškách se u obou pohlaví abundance snížila méně, než v kontrolních oblastech. Samci i samice lépe přežívali na experimentálních oblastech, než na kontrolních lokalitách. Z toho vyplývá, že norníkům rudým více vyhovují plochy bez managementu.

Gurnell (1978) se věnoval sledování myšice lesní ve 2 oblastech v dubovém lese v Devonu (Anglie). Metodou zpětného odchyty na kontrolních ploškách potvrdil předešlé studie, že se abundance populací projevují v ročních cyklech, při kterých mají populace DZS největší hustotu v zimě a nízkou hustotu v letních měsících. Bergstedt (1965) sledoval početní změny populací malých hlodavců v opadavém lese (Fagelsangsdalen) v jižním Švédsku. Byla studována reprodukce, růst, věkové rozložení a dlouhověkost. Zjistil, že samci myšice křovinné byli chytáni častěji, což je vysvětleno větší aktivitou samců v období reprodukce. Dalším studovaným druhem byl norník rudý, kde byla nejvyšší populační hustota okolo 200 jedinců na ha. Míra mortality v zimním období závisela na plodnosti dubů a buků. Také Gurnell (1978) zjistil, že v roce 1971 byly hustoty DZS neobvykle vysoké a reprodukce byla nepřetržitá i přes zimu; v roce 1970 byla velmi dobrá úroda žaludů. V roce 1971 byla úroda menší, rozmnožování bylo ukončeno v říjnu a zimní populace byly v roce 1972 malé. Bergstedt (1965) zjistil, že norník rudý začíná svou reprodukci ke konci března až na začátku dubna a ustává během září. Samice vrhnou 1x nebo 2x za období. Na konci reprodukčního období je hustota jedinců nejvyšší. Konec reprodukce je tehdy, když je populační hustota vysoká. Začátek reprodukce u druhu *Apodemus* se shoduje s norníkem rudým, ale trvá déle – do října. Jedinci

z raných vrhů norníka rudého rostou rychleji než jedinci z pozdějších vrhů. Růst se zastavuje během zimních měsíců a vzrůstá znovu na jaře.

Při odchytu DZS je důležitá i nadmořská výška, jež se zabýval Bergstendt (1966). Výsledkem bylo, že nejpočetnější odchyt DZS byl z pahorkatiny a horských úrovní (v obou bylo 22,3 až 23,7%) a nejméně početný byl sběr z lokalit borealu (9,5%) a subalpínské oblasti (5,9%). Bergstendt (1966) poukazuje na relativně bohatý a vyvážený počet druhů v jednotlivých nadmořských gradientech jižního Švédska. Zjistil, že v nížině a pahorcích myšovití dominovali (průměrná hodnota 44%). Z podhoří a výše zaznamenal nejvyšší hodnoty u hrabošovitých. Usuzuje, že nadmořská výška a trofické nároky jsou pro rozmístění DZS důležité. Zástupci hrabošů jsou typicky herbivorní. Jejich trofické spektrum tvoří hlavně zelené části rostliny, ale druhy myšovitých preferují ovoce a semena.

Rozdíly v početnosti a druhovém bohatství mezi hlodavci a rejsky podél výškového gradientu se v Tanzanii věnovali Stanley & Hutterer (2007). Zjistili, že zatímco celková druhová diverzita se obecně s nadmořskou výškou zvýšila, tento model nebyl konstantní pro každou skupinu drobných savců. U druhů odchycených hlodavců byla druhová diverzita a abundance nejnižší v 600 m n. m. a největší nad 2000 m n. m.. Největší abundance a bidiverzita rejsků byla ve 2000 m n. m.. Hlôška (2009) uvádí, že změny v zonálním rozšíření drobných savců závisí nejen na samotném výškovém gradientu, ale i na celém komplexu ekologických faktorů. Kromě nadmořské výšky má na vertikální distribuci drobných savců vliv také forma vegetace, determinovaná lokálními vlastnostmi substrátu a klimatu. Gibbon et al. (2004) zase zjistili negativní vztah mezi druhovou diverzitou a výškou, heterogenitou stanoviště a působením slunečního záření. Uvádějí, že diverzita v rámci zkoumané obhospodařované oblasti jiho-západní Victorie (Austrálie) klesá s rostoucí nadmořskou výškou, vertikální strukturou vegetace a působením slunečního záření. Jednou z příčin poklesu diverzity by mohl být intenzivní management ve studované oblasti. Vlastnost reliéfu byla v rozdílné míře důležitá při určování obsazení stanoviště pro všechny zkoumané druhy, zatímco komplexnost vlivu stanoviště byla důležitá pouze pro jeden z druhů.

Stejně jako nadmořská výška dchytu, je důležitý počet dní, ve kterých se pasti líčí. Není dobré strávit na lokalitě příliš krátkou, ale ani příliš dlouhou dobu. DZS se poté buď vychytají (sklapovací pasti) nebo si na pasti zvyknou (pasti živolovné) a výsledky odchytů jsou pak zkreslené.

Pelikán & Zejda (1962) postupně chytali DZS sklapovací metodou a jejich největší úlovek byl první den. Postupně se počet ulovených kusů snižoval, 3. dne byl však větší než 2. dne. Také Bergstendt (1966) metodou sklapovacích pastí zjistil, že nejvíce odchycených DZS všech čeledí ve všech nadmořských výškách bylo chyceno v 1. odchytovém dni. V dalších dnech chytání absolutní počty získaných jednotlivců klesaly. Výjimkou byly druhy rodu rejsek v horské úrovni.

Během 3 až 4 dnů po 4 roční období v různých hypsografických úrovních na Slovensku chytali DZS Baláž & Jančová (2005). A 3 dny chytání do sklapovacích pastí považují za dostatečně dlouhou dobu pro vyhodnocení druhové struktury a populační hustoty společenstva DZS. Bergstendt (1966) se zmiňuje, že během neustálého vícedenního odchytu klesá početnost všech druhů DZS. Pokles je největší po 3. dni chytání. Další dny odchytu mohou ohrozit životaschopnost místního společenstva DZS. V případě odchytů do sklapovacích pastí je tedy vhodné chytat alespoň tři dny, pokud ovšem nechceme populaci zcela vychytat (pak jsou zapotřebí odchvy delší).

V případě živolvných pastí je situace složitější a záleží zejména na cíli výzkumu (Wilson et al., 1996). V případě odchytů do živolvných pastí hraje důležitou roli způsob označení chyceného jedince. Závisí na tom, jestli se bude jednat o dlouhodobý či krátkodobý výzkum.

Častou metodou při odchytu DZS do živolvných pastí je značkování pomocí zastřížení srsti na určité části těla. Ale Pelikán & Zejda (1962) chycené DZS označovali ustříhnutím prstu na zadní končetině. Tato metoda je určitě efektivnější a dlouhodobější, ale je také méně humánní. Vhodnější alternativou označení drobných hlodavců je označení ušního boltce, pomocí ušních značek s číselným kódem, jak uvádí Hlôška (2009). Na označení hmyzožravců použil značkovací barvu různých odstínů a v různých kombinacích. Tato metoda je u hmyzožravců vhodnější, protože mají malé ušní boltce a ušní značka s číselným kódem by se špatně upevňovala.

Na úspěšnost odchytů mají vliv i jiné faktory. Například z jakého materiálu je past vyrobena či jestli je to past nová či již použitá.

Antony et al. (2005) tvrdili, že stav pastí může způsobit chyby v odchycích, a proto porovnali Longworth pasti se stejným počtem malých i velkých Sherman pastí. Hodnotili standardizované odchylky pro každou ze zkoumaných pastí. Došli

k závěru, že při použití kombinace Longworth a Sherman pasti se mohou snížit celkové chyby a vzniknou méně zkreslené odhady druhového složení, než při používání pouze jediného typu pasti.

Gurnell & Little (1992) sesbírali data ze živolovného chytání *Apodemus sylvaticus*, *Clethrionomys glareolus*, *A. flavicollis*, *Sorex araneus*. Jejich studie probíhaly v dubovém lese v Surrey (Anglie). Zkoumali, zda zbytkový pach v pasti z chycených zvířat bude mít vliv na další chytání se stejnou pastí a na návrat stejného nebo jiného drobného savce. Ovšem ani samci ani samice nebyli prokazatelně přitahováni k pastím pachem opačného pohlaví. Podobnou studií zaměřenou na výskyt pachu v pastech a následnou reakcí DZS se zabýval Horn (2000). Odchytil křečka dlouhoocasého (*Peromyscus maniculatus*) pomocí živolovných metod a sledoval vliv dezinfikovaných pastí na úspěch v chytání (byl použit 10-15% dezinfekční roztok a pasti před použitím 3 x vypláchnuty čistou vodou). Usoudil, že každá past vyvolá reakci u různých jedinců drobných savců. Gurnell & Little (1992) uvádějí, že podstatně více zvířat vstupovalo do špinavých pastí, než do čistých. Nebyla prokázána preference pastí s pachem jedince opačného pohlaví.

2.4. Charakteristika společenstev DZS

Jedinci drobných zemních savců se často rozmisťují a migrují z jedné populace do druhé (emigrace, imigrace). To má za následek vznik metapopulací o různé abundanci jedinců. Mnoho studií se zabývá prostorovým rozmístěním jedinců v porovnání s diverzitou prostředí.

Bowers & Matter (1997) se zabývali vztahy mezi hustotou populací drobných savců a velikostí studované plochy. Studie poukazují na to, že složení krajiny z menších izolovaných plošek má negativnější vliv na populační denzity, než krajina s většími ploškami, jež mají pozitivní vlivy na populační denzitu. Zjištěním charakteru horizontálních a vertikálních stanovišť využívaných drobnými savci se v Brazílii zabývali Junior & Leite (2007) a zjistili, že žádný ze 7 analyzovaných druhů neukázal statisticky významné preference stanovištní kategorie. Jednalo se o invazivní druhy, které dobře osidlují různé biotopy. Početnost těchto nových druhů ve studijní oblasti ilustruje vliv člověka v příměstském parku Vitoria v Brazílii.

Polechová & Stopka (2002) pozorovali, že velikost teritoria myšic koreluje s potravní dostupností pro obě pohlaví. Samice drobných savců jsou často teritoriální

a snaží se vyloučit konkurenční samice z hranic teritoria (Moorhouse & Macdonald, 2005). Samičí teritoria jsou prvořadě závislá na potravních zdrojích, jež musí vložit do reprodukce. Samčí teritoria zase závisí na distribuci samic. Proto tedy kde je potrava vzácná, samci mohou navštívit méně dominantních samic, a sníží se stupeň polygamie. Kromě toho dynamika prostorového modelu popisuje míru změn mnoha faktorů včetně parazitismu, kde se například jedinci nakazili hlísticemi. Barrett & Peles (1999) zjistili, že vnější faktory, obzvláště dosažitelnost potravy, množství predace a úroveň mezidruhové kompetice jsou pro populace hrabošů významné z hlediska jejich populačních růstů na příznivých lokalitách. Výsledky Lin et al. (2004) ukázaly, že adultní samičí imigranti redukovali poměry samic a mladých jedinců v lokálních populacích, ale neměnily společenskou organizaci.

Christensen & Hornfeldt (2003) sledovali dlouhodobý pokles početnosti hrabošů v severním Švédsku. Data z dlouhodobých sledování vykazala v populačních cyklech hrabošů velké výkyvy v abundanci. Testovali hypotézu destruktivního odběru vzorků a jeví se pravděpodobné, že destruktivní odběry vzorků mají příčinu v poklesu populací hrabošů.

Bergstedt (1966) studoval ve Fagelsangsdalen ve Skane (Jižní Švédsko) pole aktivity populací hlodavců. Teritoria nemohla být určena díky velmi pohyblivým druhům myšic, jejichž pohybové chování se měnilo podle období. V létě myšice opustili úzké údolí a odešli za potravou do pásů přiléhajících k orným polím. Také Polechová & Stopka (2002) zjistili, že populace myšice lesní *Apodemus flavicollis* jsou uspořádány v jednotlivých teritoriích, jejichž struktura je sezónně dynamická. Bergstedt (1966) poukazuje, že norník rudý byl, na rozdíl od myšic, spíše usedlý a zůstal v údolí. Díky tomu bylo možné sledovat jedince po dlouhou dobu a definovat tak jejich teritoria. Průměrné teritorium dospělé samice norníka rudého bylo 600 m² a pro samce 2 000 m². Teritoria samců se překrývají hlavně během reprodukční sezóny.

Diffendorfer et al. (1995) zjistili, že se mladší a neplodní jedinci myši bavlníkové a hrabošů přesunují mezi plochami častěji, než dospělí nebo rozmnožující se jedinci. Migrace křečků byla častější než u myši bavlníkové a hraboše, a adultní jedinci migrovali podobně často jako jedinci myši bavlníkové a hraboše. Dynamiku metapopulací popisuje i Krohne (1997), kdy studium dynamik savčích populací dokumentuje odlišnost v demografickém prostoru a významně přispívá k evoluci krajiny a v přístupu k ekologii.

Gillis & Nams (1998) testovali, jak norníci objevují svá stanoviště. Zjistili, že je tomu pomocí náhody, a jedná se pouze o to, že si norníci zajímavého místa (např.: lesa) povšimnou, a vydají se směrem k němu. Jedinci byli vypuštěni na neznámé pastvině v jedné z 5 vzdáleností (0 – 20 m), na hranici přiléhající k neznámému lesu a bylo sledováno, jaká bude jejich technika migrace. Bylo zajímavé, že ve všech vzdálenostech se hraboši orientovali k lesu. Délka přesunů hlodavců byla měřena Pelikánem & Zejdou (1962). Ukázalo se, že v případě myšic je průměrná vzdálenost pohybu stejná u obou pohlaví. U norníka je větší rozdíl mezi pohybem samců a samic. Odlišnosti v početnosti mohly být způsobeny faktem, že jedinci norníka byli během výzkumu sexuálně více aktivní, a tudíž vykazovali nepochybně větší pohyb během vyhledávání sexuálního partnera než samečci myšice, kteří byli v době výzkumu sexuálně méně aktivní.

Na rozmístění DZS má vliv i mezidruhová kompetice a fragmentace krajiny. Je to téma často vyhledávané, hlavně, když jsou k dispozici kontrolní a výzkumné plochy k odchytu.

Bažantnice jako stanoviště drobných suchozemských savců studovali Suchomel & Heroldová (2007). Celkem bylo odchyceno deset druhů hlodavců a hmyzožravců. V těchto lokalitách dominovali hlodavci: *Apodemus flavicollis*, *A. sylvaticus* a *Clethrionomys glareolus*. Na druhou stranu, populace hmyzožravců byli velmi nízké.

Barrett & Peles (1999) studovali hraboše préríjního (*Microtus ochrogaster*), a hraboše lučního (*Microtus pennsylvanicus*) a zjišťovali, jak se liší v nárocích na kvalitu lokality. Objevili, že nevykazují shodné preference. Z jejich výsledků lze usuzovat, že hraboš luční vykázal větší averzi vůči nízkému krytu na rozdíl od hraboše préríjního. Podle Simona et al. (1998) hraboš luční preferoval traviny/ostřice a neměl rád stromy vysoké 2 m a nižší. Getz et al. (2005), studující potravinovou dostupnost druhů *Microtus ochrogaster* a *Microtus pennsylvanicus*, v závislosti na jejich denzitě ve sledovaných lokalitách, zjistili, že oba druhy mají stejné potravní preference. Tvrdí, že oba druhy nejvíce preferovali vojtěškové lokality, střední preference vykazaly lipnicové plochy, a nejmenší výskyt byl zjištěn ve vysokostébelných rostlinných lokalitách. Rostlinný kryt byl relativně rozptýlený ve vojtěšce, zvláště v zimě, a hustý po celý rok v lipnicích a vysokostébelných lokalitách.

Základní úvaha Fernandez et al. (1999) je, že snížení hustoty jedinců může podporovat výběr jen té nejlepší lokality, ale ve vysokých hustotách musí populace vlivem mezidruhové konkurence osidlovat i neoptimální lokality. Nupp & Swihart (1998) studovali vliv fragmentace na charakteristiky populací DZS a naznačují, že hrabošíkům se ve fragmentech lesíků dařilo, a jejich početnost se zvyšuje s dostupností úrody bukvic, plynoucí ze snižování množství konkurenčních DZS. Naproti tomu, veverky byly negativně ovlivňovány lesní fragmentací, možná proto, že jsou citlivější na zvýšení stupně fragmentace v lesících než hrabošiči.

Stanko et al. (1996) studovali drobné savce ve fragmentech nepůvodních stanovišť akátů, v intenzivně využívané zemědělské krajině v nížině východního Slovenska. Studie probíhaly ve 2 akáciových lokalitách (v akáciových pásech a akáciových lesích). Nižší počet druhů byl nalezen v akáciových pásech, ale obě lokality ukázaly výraznou podobnost. Podobný počet druhů byl nalezen ve 2 akáciových lesích o různé velikosti. Nato se ve velkém lese významně projevila vyšší relativní hustota, ale nižší druhová diverzita a vyrovnanost. Jejich výsledek ukazuje, že fragmenty akácií jsou důležité pro růst ekologické diverzity zemědělských oblastí, neboť tvoří ekologické koridory pro drobné savce. Již od roku 1980 jsou DZS nejvíce užívaným taxonem v terénních studiích testování závislosti hustoty na výběru lokalit (Fernandez et al., 1999).

Pardini et al. (2005) pomocí abundance a disperze drobných savců v krajině atlantského lesa v Brazílii zkoumali, jak je abundance, α - a β -beta diverzita ovlivněna velikostí krajinných fragmentů a přítomností koridorů. Celková abundance a alfa-diverzita byly nižší v malých a středně velkých fragmentech, než ve velkých fragmentech a nefragmentovaném lese. Beta-diverzita vykazovala opačný trend, rostla v malých a izolovaných fragmentech. Nedávné studie o vlivu fragmentace tropického lesa ukazují, že fragmentované krajiny jsou složité a heterogenní systémy ovlivněné jinými faktory, než je velikost a stupeň izolace lesních zbytků (zvláště důležité jsou kvalitní matrice a změny okrajů stanoviště) (Pardini, 2004). Dopady lesní fragmentace na hrabošičky a veverky jsou uváděny ve studii Nuppa & Swiharta (1998). Zkoumali odlišnosti mezi populacemi hrabošíků a veverek v lesních fragmentech a nefragmentovaných lesích. Hrabošiči vykazovali vzestup populační denzity a tělesného přírůstku ve fragmentovaném lesíku, ale jinak se v populačních znacích mezi oběma lesy neodlišovali. Veverky vykazovaly pokles v míře přežití ve fragmentovaném lese, ale neměly odlišné populační znaky mezi oběma lesy.

Vlivem fragmentace stanoviště na rostliny a drobné savce osidlující stará pole se zabývali Schweiger et al. (2000). Studovali hustotu a prostorové rozmístění 4 druhů drobných savců na polích s rostlinnými společenstvy napříč 2 sukcesními fázemi fragmentované oblasti ve východním Kansasu. Během rané fáze byla rostlinná společenstva charakterizována malým prostorem nebo dočasnou změnou ve velikosti plochy. Na ploše s ranou fází sukcese byl zjištěn velký, druhově rozdílný efekt v preferenci velikosti ploch drobnými savci, v rozšíření jednotlivých druhů a abundanci DZS. Fragmentaci lokality a migraci tří drobných savců (*Sigmodon*, *Microtus*, a *Peromyscus*) popisují Diffendorfer et al. (1995). Testovali 3 hypotézy týkající se pohybu živočichů. Zaprvé, zvířata by se měla pohybovat na delší vzdálenosti, když fragmentace vzroste. Zadruhé, poměr migrace bude klesat, když bude fragmentace růst. Zatřetí, druhy budou více migrovat z domnělých zdrojů k domnělým propadům. První dvě prognózy byly prokázány u všech studovaných druhů (kromě samců myši bavlníkové). DZS se pohybovali na větší vzdálenosti s nižší mírou migrace, když fragmentace krajiny vzrostla. Při testování třetí hypotézy Diffendorfer et al. (1995) žádné vývojové tendence nenašli.

Bryja & Zukal (2000) uvádějí, že společenstva drobných savců v biokoridorech byla kvantitativně podobná těm v polích během první fáze sukcese, ale velmi odlišné od společenstev ve zcela vyvinutých větrolamech, které více připomínala lesní společenstvo. Marina & Ellen (2008) uvádějí, že abundance drobných savců, kromě veverky východní (*Tamias striatus*), vzrostla v živých plotech delších než cca 225 - 250 m. Vztahy proměnných mezi drobnými savci a funkcemi živých plotů (mikrohabitat, makrohabitat) naznačuje, že většina drobných savců by měla mít z živých plotů prospěch. Odstranění živých plotů, především těch větších, může ovlivnit dlouhodobé přežívání některých drobných savců obývajících zemědělskou krajinu na Princ Edward Island u kanadských břehů. Významný pozitivní vztah mezi specifickou výškou stromu, diverzitou savců, heterogenitou, abundancí rejsků a aktivitou poletuchy zdokumentovali Robitaille & Linley (2006). Dále zjistili pozitivní efekt pokrytí povrchu keří na aktivitu veverky červené, a v neposlední řadě negativní vliv keřového krytu na abundanci myšic.

Vyšší intenzita lesní probírky může urychlit vývoj biokomplexity (rozmanitosti ve struktuře ekosystému, složení, a procesech) v sekundárním lese. Dále se může podílet na rozšíření prostorové heterogenity, vyšší diverzité ve fytoocenóze, vzrůstající diverzité a abundanci drobných savců, a na ovlivnění

dalších společenstev obratlovců. Změna hustoty lesní probírky má v kombinaci s dlouhými obmýtními dobami a managementem těžby širokou použitelnost pro zvýšení biologické rozmanitosti v douglaskových lesech napříč severozápadním Pacifikem (Carey & Wilson, 2001). Mengak & Guynn (2003) srovnávali charakteristické rysy rostlinstva na sledovaných lokalitách, kde byly druhy drobných savců odchyceny, a na kontrolních lokalitách, kde se nic chytit nepodařilo. Lesní odpad z těžby (např. polena a tyčoviny) jsou důležitým místem pro křečka žlutavého (*Ochrotomys nuttalli*). Polena a tyčoviny byly důležité i pro další severoamerické hlodavce jako byli: křeček bavlnový (*Peromyscus gossypinus*), křeček bělonohý (*P. leucopus*) a křeček bavlníkový (*Sigmodon hispidus*). Lokality, kde byl zaznamenán výskyt rejska, měly významně vyšší korunovou pokrývnost a významně větší biomasu rostlin. Studované plochy, kde byl zaznamenán výskyt křečka žlutavého, měly významně vyšší vzrůst stromů, vysokou hustotu kmenů, a nižší diverzitu bylinného profilu. Výsledky účinků lesní fragmentace na drobné savce v krajině atlantského lesa odhalily zvýšení beta-diverzity způsobené fragmentací, rozdílné dopady změněných lesnatých stanovišť v matici (ta poskytuje útočiště i lesním a adaptovaným druhům) a větší důležitost, než má vliv velikosti okrajů ploch (Pardini, 2004).

Základní úvaha Martina & Wikeho (2000) je, že okrajový efekt může v mnoha případech určit distribuci a hustotu populací drobných savců. V Savannah River Site (SRS), Aiken v South Carolina zanechaly těžební aktivity zřetelné narušení na starém poli a zasazené borovice v této oblasti kontrastovaly s relativně suchým, těžbou poznamenaným, smíšeným porostem. Přesto, i taková okrajová lokalita odpovídala přibližně 55% všech odchytů a bylo to téměř 4 x tolik odchytů, než ve vnitřní části studované lokality. Jejich výsledky signalizují, že vliv okrajového efektu může poměrně hodně ovlivnit i vztahy uvnitř jednodušších, narušených společenstev.

2.5 DZS jako bioindikátory

Drobní savci jsou díky svému značnému reprodukčnímu potenciálu a invazním schopnostem dobrou modelovou skupinou organismů indikující okamžitý stav kvality prostředí (Pecharová & Hanák, 1997). Mohou se využít k obecnému zjišťování přítomnosti znečišťujících látek v prostředí (Sebastianová et al., 2001),

nebo je možno se zaměřit na diverzitu jejich společenstev na konkrétních poškozených lokalitách. Slábová (2005) se zabývali biodiverzitou DZS na různě rekultivovaných plochách Velké podkrušnohorské výsypky. Odchyty probíhaly na plochách rekultivovaných zemědělsky, lesnicky, hydricky a jako kontrola byl použit vzrostlý původní les. Jeden liniový odchyt provedli i na Lítovské výsypce, která je vlivem toxicity substrátu téměř bez vegetace. Zjistili, že jako druhově nejpestřejší se jeví plochy rekultivované hydricky, pak rekultivace lesnické a nejméně byly plochy rekultivované zemědělsky. Jeden rod zaznamenali i na toxické Lítovské výsypce. Pozitivní korelaci mezi druhovou pestrostí společenstev DZS a stadiem vývoje prostředí zjistil ve své práci Bejček (1983). Platí tedy, že čím pestřejší krajina, tím bohatší společenstva drobných savců hostí. Nichols & Nichols (2003) se zabývali kolonizací a rehabilitací blahovičnickových lesních ekosystémů po dolování bauxitu v jihozápadní Austrálii. Cílem monitorování bylo lépe pochopit trendy osidlování nových narušených lokalit, vytvářet doporučení pro návrat fauny do narušených lokalit, a uvážit které techniky a skupiny zvířat jsou nejvíce vhodné pro monitorování osidlování nových lokalit. Tato studie poukázala na to, že se žádná jednotlivá skupina zvířat (sledovali skupiny savců, ptáků, plazů a mravenců) nehodí pro použití jako celkový "indikátor", týkající se nové kolonizace; různé druhy zvířat a skupin odrážejí různá hlediska týkající se zvířecí kolonizace.

Endemičtí drobní savci jsou dobrým indikátorem prostředí, protože mají tendenci zabírat původní vegetaci, zatímco invazní druhy z jiných zemí nebo otevřených biotů inklinují k obsazení oblastí nepřírodní vegetace (Umetsu & Pardini, 2007).

V roce 2003 oceňovali Zanghellini et al. (2004) zdraví lesů v Trentinu (Itálie) za užití mezidisciplinárního přístupu (zhodnocení klimatu, vzduchu, chemismu vody a půdy; diverzity rostlin i zvířat...). Jako jeden z indikátorů použili rovněž drobné zemní savce. Početní fluktuace typické pro mnoho druhů drobných savců mohou být komplikovány korelacemi mezi parametry společenstva a růzností prostředí. Silva et al. (2005) zkoumali vliv vlastností stanoviště v mikrohabitatovém, makrohabitatovém a krajinném měřítku na drobné savce, vyskytující se v lesních lokalitách. Podobnému tématu se věnoval Jorgensen (2004), který je autorem rozsáhlého review, věnovaného využívání mikrohabitatu různými druhy drobných savců. Vychází v něm z „mikrohabitatového paradigmatu“, které praví, že sympatrie

mezi druhy drobných savců je umožněna rozdílným využíváním mikrohabitatů. Autor definoval termíny mikro- a makrohabitatů různými způsoby. Definoval makrohabitat jako prostor na území, ve kterém jedinci přetváří všechny jeho biologické funkce a mikrohabitat je složen z různého prostředí, které působí na jednotlivé chování živočichů, vněm žijících. Krajinné prvky jsou pro drobné savce důležitými faktory na všech úrovních, ale především na úrovni společenstva, mikrohabitatové vlastnosti mají na drobné savce vliv na úrovni populace a makrohabitatové vlastnosti mají na drobné savce pouze malý vliv (Silva et al., 2005). Lokality společenstev drobných savců ve dvou prostorových měřítkách v severní části pohoří Sierra Nevada v Kalifornii studovali Coppeto et al. (2006), a uvádějí, že společenstva různých druhů obývajících určitou lokalitu, jsou vytvořena zejména otevřeností prostoru, keřovým krytem a diverzitou.

2.6 DZS a management krajiny

Drobní zemní savci jsou jednou ze skupin živočichů, které rychle reagují na změny v managementu krajiny. Studia společenství drobných savců jsou důležitá při zpracování plánů péče a managementu v chráněných územích, protože členové této skupiny hrají různé ekologické role (Bryja et al., 2002).

Sieman et al. (1994) zkoumali efekty využití půdy (senoseče) na lokalitách využívaných drobnými savci na starých prériích v centrálním Kansasu. Vysoká abundance hrabošika na starých polích může být vysvětlena heterogenitou rostlinstva, či převahou širokolistých rostlin a dřevin. Hraboši měli na starých prériích vyšší abundanci, než ostatní druhy, možná kvůli vyššímu vegetačnímu krytu. Nízká abundance drobných savců na louce poukazuje na význam vertikální struktury rostlinného pokryvu, zvláště pro *M. ochrogaster* a *S. hispidus*.

Slade & Crain (2006) se zabývali dopadem kosení dřevinných pásů na starých polích ve východním Kansasu na populace drobných savců. V zájmové oblasti střídavě kosili 15 m pruhy a srovnávali počty migrací několika druhů hlodavců na kosených a nekosených pásích. Abundance křečka bavlníkového a hraboše byla dočasně snížena na kosených pásích, zatímco hrabošící stanoviště významně neměnili. Migrace hlodavců uvnitř nekosených pásů byly relativně neovlivněny.

Míru odlesňování, která je nezbytná k tomu, aby způsobila změny ve struktuře a druhové diverzitě společenstev drobných savců v Moravskoslezských Beskydech zkoumali a snažili se stanovit Bryja et al. (2002). Lokality (Smrk

a Kněhyně) se liší mírou lidského vlivu. Mýtina na hoře Smrk je velmi velká (> 30 ha) bez lesního porostu je následkem intenzivního znečišťování ovzduší. Typově stejná lokalita jako je Smrk je hora Kněhyně, kde je mýtina menší (< 3 ha) a již obsahuje žijící, samostatně stojící stromy. Obě tyto lokality byly porovnávány s původním lesním porostem. Výsledky ukázaly, že jestliže je lesní mýtina relativně malá (< 3 ha), struktura a rozmanitost společenstva drobných savců se neliší od společenstev původního lesa. Reakce drobných savců na alternativní lesnické postupy (např. holoseč versus částečná probírka versus netěžená plocha) usnadňují závěry o efektech managementu na společenstva volně žijících drobných savců (Fuller et al. 2004).

Reakce populací drobných savců na pokročilou regeneraci půdy po holosečné těžbě, a předkomerčním kácením byly studovány Etcheverrym et al. (2005). Drobní savci reagovali na tato narušení konkrétním způsobem dle druhu, ale celková relativní abundance a biodiverzita druhů drobných savců byla nižší v předkomerční těžbě, než na plochách s pokročilou regenerací půdy.

Nakagawa et al. (2006) zkoumali účinky různých lesních využití na společenstva drobných savců v Malajsii, porovnávali 20 studijních ploch v 6 lesních typech: fragmentovaný prales, opuštěná půda ve 3 vývojových stádiích (nový, mladý a starý porost), kaučuková plantáž, a původní les. Jejich výsledky naznačily, že jednotlivé lesní využití, s výjimkou úhoru, nemají závažné dopady na společenstva drobných savců. Robitaille & Linley (2006) zase sledovali lesní porosty a jejich využití drobnými savci v průmyslově poškozené krajině Sudbury, Ontario, Kanada. Studovali 3 druhy lesních ploch: polovyprahlé lokality, chráněné arboretum, a 30-ti letou jehličnatou plantáž. Objevili pozitivní vztah mezi specifickou výškou stromu, diverzitou savců, heterogenitou, abundancí rejsků a aktivitou poletuchy. Dále zjistili pozitivní efekt vyššího procenta zalesnění keří na aktivitu červené veverka a v neposlední řadě poukazují na negativní vliv keřového krytu na abundanci myšic.

Jedním ze sledovaných parametrů ve využívání krajiny je i management chovu skotu. A to hlavně v marginálních oblastech. Nevhodná je pak aplikace managementu na špatných místech, jako jsou strmé svahy, blízkost vodního toku; zásadní je i otázka vhodného zatížení VDJ. Podle Schmidta et al. (2005), obecně platí, že pasoucí se zvířata mají negativní vliv na drobné savce, a negativní efekt se zvyšuje s intenzitou pastvy, bez ohledu na to, zda bylo paseno skotem nebo ovci.

Schmidt et al. (2005) studovali vliv intenzity pastvy na drobné savce, všeobecně na hraboše polního (*Microtus arvalis*) vyskytujícího se na dvou vlhkých loukách v Dánsku. Množství drobných savců a velikosti populací hrabošů polních byly podobné nebo větší na kontrolních nepasených stanovištích, než na experimentálních, silně spasených plochách. Navíc hraboši polní měli při intenzivní pastvě více mláďat. Druhovým složením fauny drobných savců na pastvinách a jejích vztazích k vlastnostem pastvin se v severní části Tochigi v Japonsku zabývali Tsukada et al. (2004). Zjistili, že velká druhová diverzita je na pastvinách se zastoupením vysokých trav, a vykazuje výrazně negativní korelace s intenzitou pastvy. Pokud je cílem další zvyšování počtu skotu na pastvinách, a přitom potřeba udržení vysoké druhové diverzity drobných savců, je důležité, aby byla pastva řízená a management navržen s ohledem na setrvalou udržitelnost pastvin. Chapman & Ribic (2002) zkoumali vliv ochranných pásů a břehové pastvy na drobné savce. V jihozápadním Wisconsinu způsobila praxe kontinuální pastvy dobytka podél toků rozsáhlou degradaci břehových lokalit. Navrženy byly ochranné pásy a střídavě využívaná pastvina. Celková abundance drobných savců byla vyšší v blízkosti vodního toku, než dále od proudu toku, bez ohledu na zemědělský management. Zdá se, že ochranné pásy podporují především diverzitu a abundanci společenstev drobných savců.

Jedním z důležitých faktorů ovlivňujících drobné zemní savce jsou zemědělské praktiky užívané na polích a mozaikovitost krajiny.

Bryja & Zupal (2000) se zabývali vztahy mezi společenstvy drobných savců v polích a biokoridorech během počáteční fáze vývoje biokoridoru. Jedinci z polních populací se do koridoru přesunou na podzim, pravděpodobně jako odpověď na zemědělské aktivity probíhající na poli a v jeho bezprostřední blízkosti. Zkoumáním multirozměrného spojení lokalit určili Martin & McComb (2002) odchytové poměry drobných savců. Usoudili, že někteří drobní savci mohou reagovat na přetvoření charakteru krajiny a/nebo složení citlivěji, zatímco jiní drobní savci mohou reagovat na charakter krajiny nebo složení méně. Poukazují na to, že vzrostlé lesy, lokální diverzita, matrice, a struktura krajiny jsou klíčovými rysy krajiny, jež by měly být uvedeny jako hlavní cíle v plánech managementu krajiny.

Intenzifikace zemědělství nemusí vést ke snížení druhové bohatosti. Může dojít k několika odpovědím drobných savců, a to, že nemusí dojít k žádné přeměně - odezvě, nebo dojde ke stálému a stabilnímu nahrazení druhů, či v neposlední řadě

může dojít k úplné ztrátě druhů (Burel et al., 1998). Sirka Li & Olsson (2002) zkoumali rozmístění drobných savců, jejich diverzitu, hustotu a složení společenstva v nížinných deštných lesích v Krau Wildlife Reserve v poloostrovní Malajsii. Studium těchto savců bylo zaměřeno hlavně na vztah k lidskému elementu. V sekundárních lesích prováděli odchvy na stanovištích s nízkým a vysokým vlivem člověka. *Callosciurus notatus* byl druh s obzvlášť vysokou abundancí v místech s vysokým lidským vlivem.

Dopady land-use managementu na drobné savce v Adirondack Park ve státě New York sledovali Glennon & Porter (2007). Zkoumali reakci společenství populací drobných savců na rušení podél gradientu od pouště až k obhospodařovaným lesům a obytným oblastem. Někteří drobní savci vykázali reakce (hlavně změnu početnosti) na rostoucí vliv člověka na krajinu. Rozdíly mezi různými druhy managementu se projevují silněji v celkové diverzitě a struktuře společenstva, než prostřednictvím indexů diverzity a heterogenity, která se nelišila mezi různými druhy managementu.

Se stoupajícími tlaky na přírodní zdroje potřebují hospodáři metodiky pro zachování stanoviště a biologické diverzity, která je založena na ekologických procesech. Praxe ve využívání půdy vytvořila mozaiku lokalit, která se do jisté míry podobá předběžnému osidlování (sukcesi) prérijní mozaiky.

Mnoho druhů preferuje různé biotopy v určitých stádiích sukcese, proto i toto téma se stalo zájmem studia různých výzkumných týmů po celém světě.

Studium drobných savců a rostlinstva v sukcesních stupních ve 4 zalesněných krajinách v centrální části Jižní Dakoty bylo provedeno Rumblem & Gobeillem (2001). Žádný z druhů nebyl omezen pouze na jeden sukcesní stupeň, ale abundance se u některých drobných savců měnila v závislosti na sukcesních stupních zalesněné krajiny. Pro zajištění biologické diverzity prerie by hospodáři měli udržet všechny sukcesní stupně ve všech prérijních zalesněných krajinách. Austin & Pyle (2004) odchytli na všech třech různě využívaných půdách (úhor, podzimní pastva, podzimní vypalování) stejné druhy DZS. Ale odchvy byly v průběhu dalších 2 let, po těchto úpravách půdy, relativně nízké. Předmětem studia Simona et al. (1998) byly dopady sekundární sukcese po lesním požáru na strukturu rostlinstva a populace drobných savců. Abundance drobných savců na pozemku se zvýšila se sukcesním věkem pozemku. Rozbory Ferreira et al. (1997) poukazují na to, že charakteristickým rysem společenstev drobných savců vyskytujících se v raných sukcesních oblastech

revitalizace bylo to, že jedinci odtud mířili k místům se starším sukcesním stádiem. Schweiger et al. (2000) uvádí, že hraboši posunovali své rozšíření pryč z menších fragmentovaných míst směrem k menším plochám, kde byla pozdní rostlinná sukcese a udržoval se zde brzký sled rostlinných společenstev. Schlund & Scharfe (1995) studovali drobné savce v polovyprahlých pastvinách v různých sukcesních stádiích. Málo druhů bylo nalezeno na intenzivních pastvinách poničených ovce a největší jedinci se vyskytovali v křovinatých pásech. Nejvíce druhů a jedinců bylo na pastvinách se sporadicky se vyskytujícími keři a stromy. Populace hrabošů byly velké, ale kolísaly, zatímco populace myšic zůstali relativně stálé. Oblasti s vysokým poměrem dřevin měly střední množství drobných savců. Norník rudý (*Clethrionomys glareolus*) dominoval, rejsek obecný (*Sorex araneus*) a rejsek malý (*S. minutu*) se chytl v méně než 5% odchyť. Využívání lokalit drobnými savci je diskutované s ohledem na management těchto opuštěných pastvin.

3. METODIKA PRÁCE

3.1 Vybrané charakteristiky NP Šumava

3.1.1 Vymezení územního statutu Šumavy

CHKO, NP a BR Šumava se nachází na JZ Čech. Hranice CHKO probíhá při státní hranici s Rakouskem a Německem. Šumava leží na ploše dvou krajů (Plzeňský a Jihočeský a třech, dnes již zaniklých, okresech (Klatovy, Prachatice a Český Krumlov) (Procházka, 2004).

Šumava je nejrozsáhlejší středoevropská hornatina varijské geologické soustavy.

S předhořím zaujímá více než 5000 km² a zvedá se do výšky 1400 m. n. m. Toto pohoří, ležící severně od Alp a Dunaje na JZ okraji České kotliny, bylo na starých mapách označované jako Silva gabreta (Vašíček & Ides, 2004).

Šumava vyniká ve středu Evropy jako celek s nejméně narušenými a nejlépe zachovanými horskými ekosystémy, a proto je chráněna několika způsoby. Šumava má statut národního parku, chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervace (Friedl & kol., 1991). NP do svých hranic zahrnuje převážnou většinu nejceněnějších přírodních lokalit pohoří Šumavy - rozsáhlé náhorní planiny Šumavských plání s rašeliništi, hřebenové polohy hraničního hřbetu, ledovcová údolí Plešné, Prášílské a Laka, apod. (Anděra & Zavřel, 2003). CHKO je důležitou pramennou oblastí pohoří Šumava. Proto byla tato chráněná krajinná oblast již v roce 1977 vyhlášena za chráněnou oblast přirozené akumulace vod (Friedl a kol., 1991). Území Šumavy je od roku 1990 zařazeno do mezinárodní sítě biosférických rezervací UNESCO vyhlášených v rámci programu Man and Biosphere - MaB (Člověk a biosféra). BR Šumava, zahrnuje celý NP Šumava a většinu plochy CHKO Šumava (internetový zdroj č. 2).

3.1.2 Vegetace

Současná vegetace Šumavy se, podobně jako rostlinný pokryv celé střední Evropy, formovala posledních 15 - 20 tisíc let v období pozdního glaciálu, postglaciálu a v době historické pod vlivem člověka (Anděra & Zavřel, 2003). Dle Vašíčka & Idese (2004) je šumavská květena a rostlinstvo charakteristickou ukázkou středohorské středoevropské flóry a vegetace, i když má určitá specifika daná zejména relativní blízkostí alpského vysokohorského masivu. Jak uvádí Kučera

a kol. (1992), vegetace byla původně tvořena především lesními porosty uspořádanými do charakteristických klimaticky podmíněných vegetačních stupňů. Území NP a CHKO Šumava leží v rozpětí 3 základních vegetačních stupňů – submontánního, montánního a supramontánního.

Floristické bohatství přírody Šumavy nespočívá ve velké pestrosti a rozmanitosti druhů, celá tato oblast je spíše pozoruhodná rozmanitostí kombinací různorodých prvků a biotopů a dochováním unikátních společenstev (Sýkorová, 2000).

Podíl lesních ploch na Šumavě činí asi 30%, ve vyšších častu podhůří, asi 50% celkové plochy území. Současná skladba dřevin v NP Šumava je následující: smrk 86,2 %, jedle 1,2%, borovice 6,6%, buk 4,3% zalesněné plochy (zbytek tvoří modřín, javor klen a další dřeviny) (Šindelář, 2004).

Fytogeografické členění

Fytogeografická oblast: Oreofytikum

Fytogeografický obvod: Českomoravské oreofytikum

Fytogeografický okres: 88. Šumava: a) Královský hvozd,

b) Šumavské pláně,

c) Javorník,

d) Boubínsko – stožecká hornatina,

f) Želnavská hornatina,

g) Hornovltavská kotlina,

h) Svatotomášský hornatina (Sýkorová, 2000).

Mé zájmové území se nachází ve fytogeografickém okrese Svatotomášská hornatina. Tento okres zahrnuje katastry obcí Pasečná, Přední Výtoň, Jasánky, Kapličky, Frynburk a Studánky.

3.1.3 Fauna

Fauna Šumavy se dotvářela do dnešní podoby během postglaciálu, kdy získala téměř výhradně lesní charakter. Významnou výjimkou je především fauna bezlesích rašelinišť, přežívající zde z chladných období pleistocenu a raného holocénu. Většina živočichů vázaných na les se na Šumavě udržela až do současné

doby a dosud charakterizuje jednotlivé výškové vegetační stupně (Anděra & Zavřel, 2003; Anděra & Červený 1994).

Významnou součást zdejší zvířeny tvoří borealpinní a boreomontánní relikty. S postupnou kolonizací přibyly druhy obývající otevřenou krajinu a druhy synantropní. Jiné naopak vymizely, zejména větší predátoři (Kučera a kol., 1992; Šindelář, 2004).

3.1.4 Antropogenní vlivy:

Naprostá většina travních porostů Šumavy, tedy louky a pastviny, nejsou vegetací původní, ale vznikly pod vlivem člověka postupným odlesňováním při kolonizaci pohoří. Přitom však jde o vegetaci polopřirozenou, která se formovala převážně z domácích druhů lesních a pobřežních, z okrajů rašelinišť, zvěří ovlivňovaných míst, a podobně. (Anděra & Zavřel a kol., 2003). Jak už bylo řečeno výše, antropogenní vlivy souvisí s průběhem kolonizace území. Ta nastala ve vrcholové Šumavě poměrně pozdě (v průběhu 14. st.) ve srovnání s nižšími partiemi podhůří. Velký rozsah odlesňování nastal až s rozvojem sklářství a hutnictví (od 2. pol. 16. st.) a vrcholil v 18. století (Šraitová, 1998). Rozsah a výskyt lesů v území se podle Jiráčka (1998) trochu změnil, ale nikdy nedošlo k velkoplošnému odlesnění tohoto území. Kosení luk na seno a pastva pokračovala v poměrně nezměněném rozsahu až do odsunu Němců (vylidnění Sudet v roce 1945) (Šraitová, 1998). Po odsunu německých obyvatel nebylo znovuosídlení ze strany Čechů, případně cizinců, v dostačující míře, a tak většina pozemků zůstala neobhospodařována (Cinková, 2006) nebo byly až příliš intenzivně využívány, včetně intenzivního hnojení (Šraitová, 1998). Anděra & Zavřel (2003) pak uvádějí, že tehdejší moderní zemědělství pak velmi nevhodně zavádělo intenzivní chovy skotu, které měly za následek řadu negativních jevů, jako jsou sešlap a eutrofizace oligotrofních kyselých pastvin, jejich meliorace a vápnění či estetické zásahy do krajiny. Vylidněná krajina byla podle Vašíčka & Idese (2004) částečně zabrána do vojenských prostorů a část později použita k rekreaci.

Velké rozlohy šumavského bezlesí jsou však už od 2. poloviny 19. století postupně zvolna zalesňovány. K nejmohutnějšímu zalesnění došlo po roce 1945. V období 1950-1970 bylo v celém Jihočeském kraji zalesněno celkem 65 tisíc ha zemědělské půdy a z toho většinu tvořilo hlavně zalesnění někdejších luk a pastvin. Současný stav šumavských luk a pastvin je výsledkem dlouhodobého vývoje

s několika převratnými změnami ve způsobu a intenzitě hospodaření. Důsledkem těchto změn je značná nevyrovnanost jednotlivých porostů a jejich velká proměnlivost na malých plochách. Typické šumavské louky minulých dob se zachovaly jen tam, kde se do současnosti hospodařilo pravidelně nebo alespoň bez dlouhodobějšího přerušení (Anděra & Zavřel a kol., 2003).

Antropo-zoogenní faktory na Šumavě (Sýkorová, 2000):

Kosení – antropogenní faktor; dochází k celoplošnému odstranění všech asimilačních orgánů rostliny. Provádí se i několikrát do roka.

Pastva – pasení domácích zvířat působí, oproti kosení, jako výběrový faktor; při nadměrné pastvě dochází k degradaci vegetačního krytu a obnažení půdy.

Sešlap – intenzivnější sešlapávání působí zhutnění půdy a porušuje vegetační kryt, což může vést až k obnažení půdy.

Hromadění výkalů – toto obohacení půd dusíkatými látkami se vyskytuje hlavně v blízkosti napajedel a nocovišť zvířat. Na těchto místech se vyskytují nitrofilní společenstva.

Hnojení a používání pesticidů – protože se zájmové území nachází v CHKO Šumava, je používání těchto prostředků omezeno zákonem ČNR č. 114/92 Sb. o ochraně přírody a krajiny.

Odvodňování – týká se pouze MP, kde bylo provedeno systematické odvodnění v 70. letech.

Stavební činnost – jedná se hlavně o technické úpravy terénu, přemísťování zemin a obnažování podloží. Zde utvořená vegetace je většinou ruderalním společenstvem.


3.2 Charakteristika sledovaných lokalit

Sledovaná povodí Mlýnského, Horského a Bukového potoka se nalézají na JV okraji Šumavy v oblasti Svatotomášské hornatiny, mezi pravým břehem přehradní nádrže Lipno a státní hranicí s Rakouskem. Je to oblast tzv. pravobřeží, jež je situována do bývalého okresu Český Krumlov. Administrativně tato část spadá do katastrálního území obce Přední Výtoň. Všechna tyto povodí spadají do povodí Dunaje (Procházka, 2004). Všechna sledovaná povodí jsou málo obydlena, a mají proto určitá specifika hospodaření. Povodí svou polohou již spadají do marginálních oblastí ČR, a proto se zde spíše hospodaří extenzivnějším způsobem.


Povodí mají srovnatelnou plochu, nadmořskou výšku i prostorovou orientaci. Využití a způsoby hospodaření se však v jednotlivých povodích významně liší (tab. č. 1).

Tabulka č. 1: Srovnání sledovaných povodí (Procházka, 2004).


Srovnání sledovaných povodí			
	Mlýnský	Horský	Bukový
Plocha povodí (ha)	214,1	201,7	264,4
Nadm. výška (m n. m.)	784-884	826-1026	805-1026
Expozice	JZ,SV	JZ,SV	JZ,V
Poměr les : bezlesí	1 : 10	0,36 : 1	1 : 0,05
Hospodaření na bezlesí	(195,6 ha) polointenzivní pastviny, kosené louky	(56,4 ha) lada, kosené louky	(12,8 ha) kosené louky



Povodí Mlýnského potoka



Povodí Horského potoka



Povodí Bukového potoka

3.3 Popis zájmových lokalit:

3.3.1 Mlýnský potok:

Mlýnský potok (MP) leží J až JV od osady Pasečná. Území MP je z velké části tvořeno odvodněnými pastvinami.

Sledovaná část povodí MP o rozloze 214,1 ha se rozprostírá v nadmořské výšce 784 – 884 m. n. m., svahová orientace povodí je JZ a SV. Tato část povodí byla vybrána pro její přístupnost, typickou ukázkou otevřené krajiny, a také, že se zde v blízkosti nachází hydrometeorologická stanice, která poskytuje důležitá data o mikroklimatu zájmové oblasti.

Pouze 9% plochy povodí je porostlé lesem (jsou to hlavně smrkové monokultury), zbytek, 91% zaujímá bezlesí (obr. č. 1). Toto bezlesí je z 68%

zemědělsky využívané jako jednosečné louky a polointenzivní pastvina a zbytek tvoří nevyužívané zemědělské plochy (příloha obr. VI).

Obrázek č. 1: Pohled na povodí odvodněného Mlýnského potoka (foto Lenka Koutníková).



Zemědělsky obhospodařovaná část povodí MP byla systematicky odvodněna, tok potoka zahlouben, napřímen a vydlážděn (Procházka, 1999b). Lokalita byla odvodňována dle projektu, který vyhotovil Agroprojekt v roce 1980. MP slouží jako svodný kanál odvodňovacího systému na území.

Roku 1998 se pak uskutečnila revitalizace toku na úseku dlouhém 1692 m, plocha celého povodí činí 2,95 km². Celou stavbu projektovala firma Projekta se sídlem v Táboře (Vlachová, 2001). Tato revitalizace MP umožňuje sledovat a hodnotit změny a výsledný efekt vlastní proběhlé obnovy tohoto toku (Procházka, 2006b).

Revitalizace je souhrn prací, sloužící k „znovunapravení“ poškozeného prostředí. Slouží k tomu mnoho prostředků, jako jsou: práh se skluzem, kamenný stupeň, kamenný výhon. Při revitalizaci se používá i výsadba zeleně. Na MP se k výsadbě používal hlavně: jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), olše šedá (*Alnus incana*), vrba bílá (*Salix alba*), vrba křehká (*Salix fragilis*), vrba košíkářská (*Salix viminalis*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), svída krvavá (*Cornus sanguinea*) – výsadba vegetačního doprovodu se soustředila na levý (severní) břeh toku (Vlachová, 2001).

V povodí MP se nachází mnoho druhů rostlin, a proto jsem zde uvedla

výčet společenstev, která se tam nacházejí. Krajinový pokryv uvádí i mapa č. II.

Vegetační jednotky byly určeny dle fytoecenologických snímků:

- Společenstva luk, pastvin – druhovou diferenciaci podmiňuje především půdní typ, úživnost půdy, půdní vody a její kolísání. Velký vliv má i způsob obhospodařování (pastva, odvoz biomasy, hnojení).
- Extenzivní louky (1 – 2x kosené) – jsou zastoupeny na 32% bezlesí MP.

Na základě jejich floristické skladby je lze přiřadit ke třídě *Molinio-Arrhenatheretea* s prvky trojštětových luk (*Trisetum flavescens*).

- Pastviny (polointenzivně a extenzivně využívané) – jsou to původně DTP s převažujícím podílem poměrně nízkého počtu druhů trav (hlavně *Phleum pratense*, *Dactylis glomerata*, *Lolium perene*, *Holcus mollis*). Trvale pasené louky představují 36% na sledovaném území.

- Neobhospodařované louky středně vlhkých stanovišť (= mezofytní lada, „třezalková lada“) – výchozím společenstvem je mezofytní louka řádu *Arrhenatheretalia*. Ve většině porostů však došlo k expanzi *Hypericum maculatum* a *Holcus mollis*.

- Mokrý lada převážně neobhospodařovaná – hlavně druhy *Calthion*.
- Synantropní vegetace – jsou to hlavně „šťovíkové louky“. Druhy na nich rostoucí jsou např.: *Urtica diorica*, *Rumex obtusifolius*, *Rumex crispus*, atd.
- Ruderální porosty – porosty kolem cest a současných i bývalých sídel. Hlavně druhy: *Urtica diorica*, *Chamerion angustifolium*, *Holcus mollis*, *Agrostis sp.*
- Společenstva rašelinných luk a rašelinišť – vzhledem k systematickému odvodnění povodí, zauímají tyto porosty pouze nevýznamnou část břehových porostů MP (Procházka, 1999a).

Z invazních rostlin, se podle výzkumu Sýkorové (2000) v povodí MP, vyskytují tyto druhy: *Chamerion angustifolium*, *Cirsium arvense*, *Carex brizoides*, *Holcus mollis*, *Rubus idaeus*, *Matricaria discoidea*, *Trifolium hybridum*, *Urtica dioica*, *Trifolium hybridum*, *Rumex obtusifolius*, *Rumex crispus* a *Filipendula ulmaria*.

3.3.2 Horský potok:

Rozloha povodí činí 201,7 ha. HP se nachází v nadmořské výšce 826 – 1026 m. n. m., expozice povodí má JZ a SV charakter (Procházka et al., 2003). Téměř 1/3 povodí HP je pokryto lesem, ale zůstaly zde však z minulosti plochy bezlesí extenzivně obhospodařované a navíc zde vznikla plošně významná území přirozené sukcese (mokřady, mezofilní lada) (Procházka, 2006b) (příloha obr. VII).

Po odsunu Němců se změnil charakter hospodaření na zemědělské půdě. Většina ploch se přestala obhospodařovat a naprostá většina orné půdy byla zatrávněna (sečená louka) nebo podlehla sukcesi. V rámci bezlesí se zde zachovala luční společenstva typická pro kulturní bezlesí Šumavy. Lesní porosty tvoří převážně smrkové monokultury, v nejvyšších partiích povodí se sporadicky nachází porosty s původní druhovou skladbou (smrk, buk, jedle) (Procházka a kol., 2001).

Obrázek č. 2: Pohled na mokřadní společenstvo Horského potoka (foto L. Koutníková).



V povodí HP se nacházejí krátkostébelné květnaté porosty na xerofytních terasách a keříčková společenstva (*Geniston* - chudé vřesovištní společenstvo). Obě tato společenstva nemají velkou rozlohu, ale zvyšují druhovou diverzitu v povodí. Podle Sýkorové (2000) se v povodí HP vyskytují i některé druhy expanzních rostlin, jako jsou *Carex brizoides*, *Holcus mollis*, *Urtica dioica*, *Chamerion angustifolium*, *Rubus idaeus*, *Reynoutria japonica*, *Telekia speciosa*, *Impatiens glandulifera*.

Povodí HP se od obou zbylých odlišuje vyšší hladinou podzemní vody a větším zastoupením společenstva *Calthion*. Ve spodní části nivy HP se porosty *Calthion* mění v chudší porosty *Filipendulenion* (Procházka a kol., 2001).

3.3.3 Bukový potok:

Celková plocha povodí BP je 264,4 ha. Povodí se nelézá v nadmořské výšce 809 – 1026 m. n. m. povodí BP je orientováno spíše na V a JZ. Hospodaření na občasných loukách je zastoupeno sečí. (Procházka et al., 2003). Povodí BP pokrývá z 95% sekundární les s převahou smrku, který byl v době poválečně vysázen na plochách bývalé orné půdy.

Převládá věková kategorie 30 – 80 let (obrázek č. 2). Struktura lesa se vlivem zavedených praktik lesnického hospodaření v minulosti zcela odlišuje od potenciální přirozené vegetace, výjimkou jsou opět některé vrcholové partie povodí a několik lokalit kolem vlastního toku BP (Procházka, 2004).

V nejvyšších partiích BP, stejně jako HP, se nacházejí porosty s původní druhovou skladbou, tzn. tvořené smrkem, bukem a jedlí (hercynská směs). Část JZ svahů v povodí BP (Bukový vrch) je porostlá mladými bučinami. V povodí BP najdeme společenstvo krátkostébelných květnatých porostů v lesních lemech (Procházka a kol., 2001).

Obrázek č. 2: Pohled na zalesněné povodí Bukového potoka (foto L. Koutníková).



Průtoky sledovaných potoků:

Při srovnání množství srážek spadlých do povodí a vody, která odtéká závěrným profilem, je zřejmé, že nejvíce vody zůstává v povodí BP (Procházka, 2004). Podíl vody, který byla schopna jednotlivá povodí v průběhu let 1999 – 2004 zadržet, se výrazně liší. U povodí HP a BP to bylo výrazně více, až 41, respektive 54 % (Procházka et al., 2006a). Dle množství srážek spadlých do povodí Horského

potoka a vody, která odtéká závěrným profilem je zřejmé, že v povodí HP zůstává o něco méně vody než v BP (Procházka, 2004).

Průměrné průtoky za roky 2000-2003 na srovnávaných tocích jsou poměrně vyrovnané, nejvodnatější je v průměru povodí MP (69 l/s), nejméně pak povodí BP (41 l/s). Nejvyšší maximum bylo naměřeno na MP, zároveň i rozkolísání průtoků je nejvyšší na MP (Procházka, 2004). V průběhu let 1999 – 2004 bylo povodí MP schopno zadržet cca 10 % veškeré vody spadlé do tohoto povodí (Procházka et al., 2006a). Povodí MP vykazuje předpokládané zhoršení krajinných funkcí, která se projevuje nižším podílem zadržené vody a horší kvalitou odtékající vody (Procházka, 2006b).

Množství zadržované vody ovlivňuje míru přehřívání povodí. Nejvíce se ve srovnání ploch BP a HP přehřívají plochy v povodí MP, což ukazuje na narušenou disipační funkci povodí (Procházka, 2004).

3.4 Metodika odchyťů:

Kladení a kontroly pastí

Drobní zemní savci byli chytáni do zapůjčených standardních živolovných pastí (příloha obr. IX), které mi zapůjčila Laboratoř aplikované ekologie ze Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Část pastí byla zaplácena z projektu NPV2-2B08006.

Odchyty probíhaly dle standardní metodiky popsané ve Wilson et al. (1996).

Celkem se do daných lokalit uskutečnilo 6 výjezdů. Tři v roce 2007 a tři v roce 2009. V roce 2007 to bylo v termínech: 17. – 18. 7., 28. – 29. 8. a 12. – 13. 9.. Odchyťové termíny v roce 2009 byly situovány na začátek června, poté v srpnu a poslední termín se uskutečnil v říjnu. Termíny odchyťů byly: 8. – 10.6., 25. – 28. 8., 5. - 8.10. .

Dovezené živochytné pasti byly na začátku zkontrolovány, a to hlavně jejich sklapovací mechanismus, zda nejsou zkroucené, zvlhlé či jinak poškozené. Pastí jsem označila čísla od 1 (dle toho, kolik pastí jsem na určenou lokalitu používala). Při odchytech v roce 2007 bylo při prvním odchyťovém termínu použito 22 pastí, a při druhém a třetím odchyťovém termínu 16 pastí. V roce 2009 bylo při prvním odchyťovém termínu kladeno 50 živochytných pastí na každou ze tří lokalit, ve druhém odchyťovém termínu to bylo na Mlýnském 45 pastí, a na Bukovém

a Horském potoce 50 pastí. Při třetím odchytovém termínu bylo k dispozici 47 pastí na lokalitu. Nestejný počet pastí na lokalitě byl způsoben menším počtem dostupných pastí. Jako návnada byl použit tvrdý chléb namazaný paštikou. Byl přidán i kousek jablka (je důležité, aby chycená zvířata netrpěla dehydratací; příloha obr. XI, XVI).

První odchytový den byly pasti kladeny mezi 17 a 18 h. Očíslované pasti byly líčeny vždy kolmo, směrem od toku (u toku byla past číslo 1) k nějakému záchytnému bodu (sloup vysokého napětí, osamocený strom), ke kterému se bylo možné při kontrolách za tmy orientovat (příloha schéma I, II, III). Vzdálenost mezi pastmi byla odkrokována a činila cca 5 metrů. Pasti byly kladeny dle členitosti terénu i na nerovnosti.

Následné kontroly probíhaly 2x za noc ve zhruba pětihodinových intervalech (tj. mezi 1 a 2 h, 7 a 8 hodinou ráno). Kontroly byly prováděny s pomocí pracovního týmu z LAE. Kontrolovali jsme za použití čelové baterky, igelitového sáčku, potřebného k manipulaci se zvířetem, přenosných vah (příloha obr. XII), měřidla užívaného k měření délky zadní končetiny, speciálních kleštiček k upevnění náušnice na ušní boltec chyceného zvířete a bloku k zapisování údajů.

Data o drobných zemních savcích byla čerpána z podkladů z terénu a ze získaných podkladů byly sestaveny tabulky výskytu DZS. Tabulky obsahují číslo pasti, druh DZS, místo kde se past nacházela a ucho, kde byl jedinec označen náušnicí s číselným kódem (náušnice s číselným kódem byla používána v roce 2009) nebo bylo provedeno zastřížení srsti (označování v roce 2007). Pro přesnější orientaci byla v tabulkách chycená zvířata, dle druhu, barevně odlišena. Živočichové, kteří byli chyceni podruhé, barevně odlišeni nebyli (příloha tab. I - V).

Manipulace s chyceným živočichem:

a) Vyjmutí živočicha z pasti (příloha obr. XVIII):

K místu vstupu do pasti byl přiložen igelitový sáček, který musel těsně přilnout k pasti, aby nedošlo k úniku DZS. Poté došlo k vyhnání DZS z pasti.

b) Živočich po opuštění pasti:

Sáček s chyceným živočichem byl zvážen na přenosné závěsné váze. Po zvážení byl drobný zemní savec opatrně, ale pevně chycen těsně za ušními boltci a vyndán z igelitového sáčku. DZS byl poté zařazen do druhu, určeno jeho pohlaví

a ještě před vypuštěním označen již zmíněnou náušnicí s číslem (r. 2009) nebo zastřížením srsti (r. 2007). S upevňováním náušnice mi muselo být pomáháno, protože označení muselo být rychlé a přesné, aby se zvíře dlouho nestresovalo. Všechny údaje o chycených DZS byly hned zapsány (příloha obr. XIV).

Takto byly zkontrolovány všechny pasti. Ve sklaplých pastech se nalézaly i druhy větších brouků jako je např. střevlík a někteří zástupci měkkýšů. Během noci některé pasti vlivem vlhčího počasí navlhly a nesklapovaly. I když bylo vidět, že past zvíře navštívilo a návnada byla v polovičním množství. Všechny pasti byly, po zkušenostech v roce 2007, v roce 2009 přetřeny lakem, aby jim vlhkost tolik neškodila a mohly správně fungovat. Bohužel v prvním termínu odchyty 2009 bylo deštivé počasí, a proto i nalakované pasti nesklapovaly skoro vůbec.

Pasti nebyly sbírány každý den, ale zůstávaly na lokalitě až do poslední (ranní) kontroly (v odjezdový den). Pasti byly poté vyčištěny od zbytků návnady a uloženy do přenosné přepravky.

Během odchyty v roce 2007 bylo počasí ve dne převážně slunné, ale v noci se rychle ochladilo. Pršelo jen v chytací dny 28. a 29.8.. Teploty se zde během noci pohybovaly od 8 °C do 11 °C. Častá byla i rosa (Koutníková, 2008).

Během odchyty v roce 2009 bylo počasí proměnlivé. Pršelo během prvního odchyťového termínu (8. a 10. 6. 2009), a proto byly navlhlé sklapovací pasti sebrány a lokalita opuštěna. Při dalších odchycích bylo počasí převážně slunné. Při podzimních odchycích byly znatelné rozdíly teplot mezi dnem a nocí.

V obou odchyťových letech probíhalo nocování v povodí HP (cca 1026 m. n. m.) a nedaleko tábora byla kontinuálně měřena teplota dataloggerem.

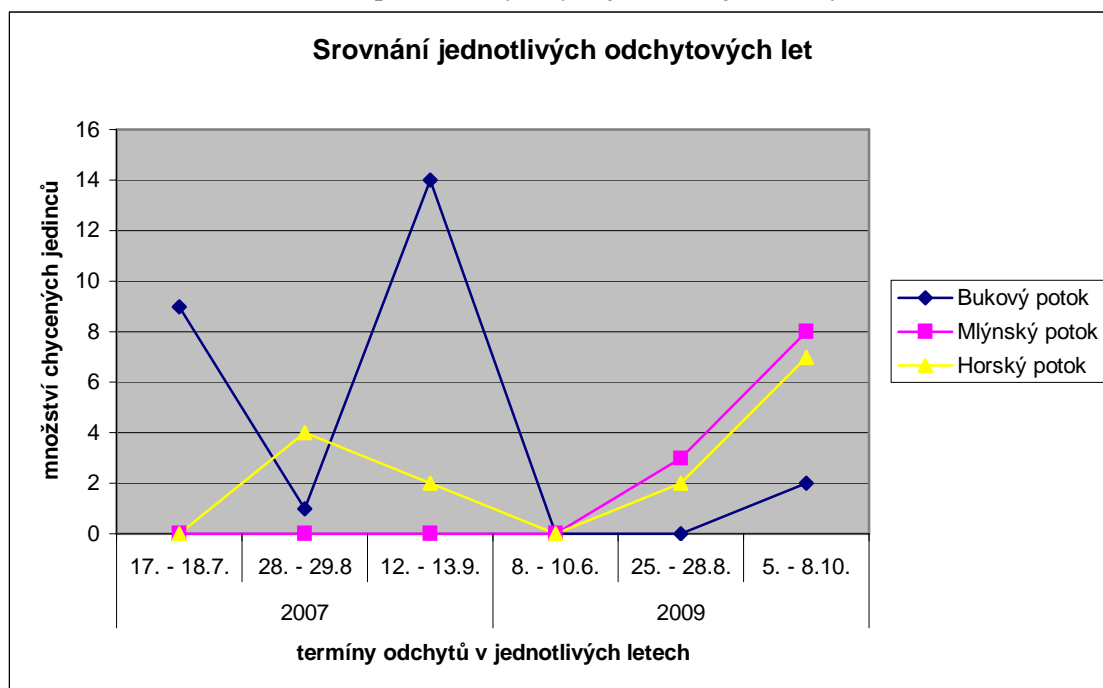
4. VÝSLEDKY

Za tři jednočnní odchyty, rozložené v období červenec – září 2007, a za jeden dvoučnní (8. – 10. 6.) a dva tříčnní odchyty (25. -28. 8., 5. – 8. 10.), které probíhaly v období od června do září 2009, bylo odchyceno celkem 52 jedinců drobných zemních savců (DZS) (tabulka č. 1, graf č. 1).

Tabulka č. 1: Srovnání absolutního počtu odchycených jedinců v jednotlivých letech a na jednotlivých lokalitách.

Rok odchyty	Datum odchyty	Bukový potok	Mlýnský potok	Horský potok
2007	17. - 18.7.	9	0	0
	28. - 29.8.	1	0	4
	12. - 13.9.	14	0	2
2009	8. - 10.6.	0	0	0
	25. - 28.8.	0	3	2
	5. - 8.10.	2	8	7

Graf č. 1: Srovnání absolutního počtu odchycených jedinců v jednotlivých letech.



Protože tyto absolutní počty nelze vzhledem k rozdílnému počtu použitých pastí a provedených kontrol během každého odchytu jednoduše srovnávat, provedla jsem následující přepočty na standardní počty pastí/okontrol.

Pro každou lokalitu a každý odchyt byl vypočítán počet past'okontrol, tzn. celkové množství pastí použitých na jedné lokalitě krát počet kontrol, které byly provedeny v počítanou noc (tabulka č. 2, tabulka č. 3).

Tabulka č. 2: Přepočet odchytů na past'okontroly na všech lokalitách v obou odchyťových letech (všechny kontroly i lokality jsou pro jednotlivá odchyťová období sečteny).

Rok odchytu	Datum odchytu	Past'okontroly
2007	17. - 18.7.	264
	28. - 29.8.	192
	12. - 13.9.	192
2009	8. - 10.6.	900
	25. - 28.8.	1305
	5. - 8.10.	1269

Tabulka č. 3: Počty past'okontrol na jednotlivých lokalitách a v jednotlivých letech.

	Datum odchytu	Bukový potok	Mlýnský potok	Horský potok
2007	17. - 18.7.	88	88	88
	28. - 29.8	64	64	64
	12. - 13.9.	64	64	64
2009	8. - 10.6.	300	300	300
	25. - 28.8.	450	405	450
	5. - 8.10.	432	432	432

Vypočítané kontroly byly převedeny na standardizovanou jednotku 100 past'okontrol (tabulka č. 4). Takto přepočítané hodnoty lze přímo srovnávat.

Jako příklad přepočtu past'okontrol jsem uvedla povodí Bukového potoka, 1. odchyťový termín roku 2007.

22 pastí na lokalitě X 4 provedené kontroly = 88 past'okontrol

88 past'okontrol.....9 jedinců

1 past'okontrola.....x jedinců

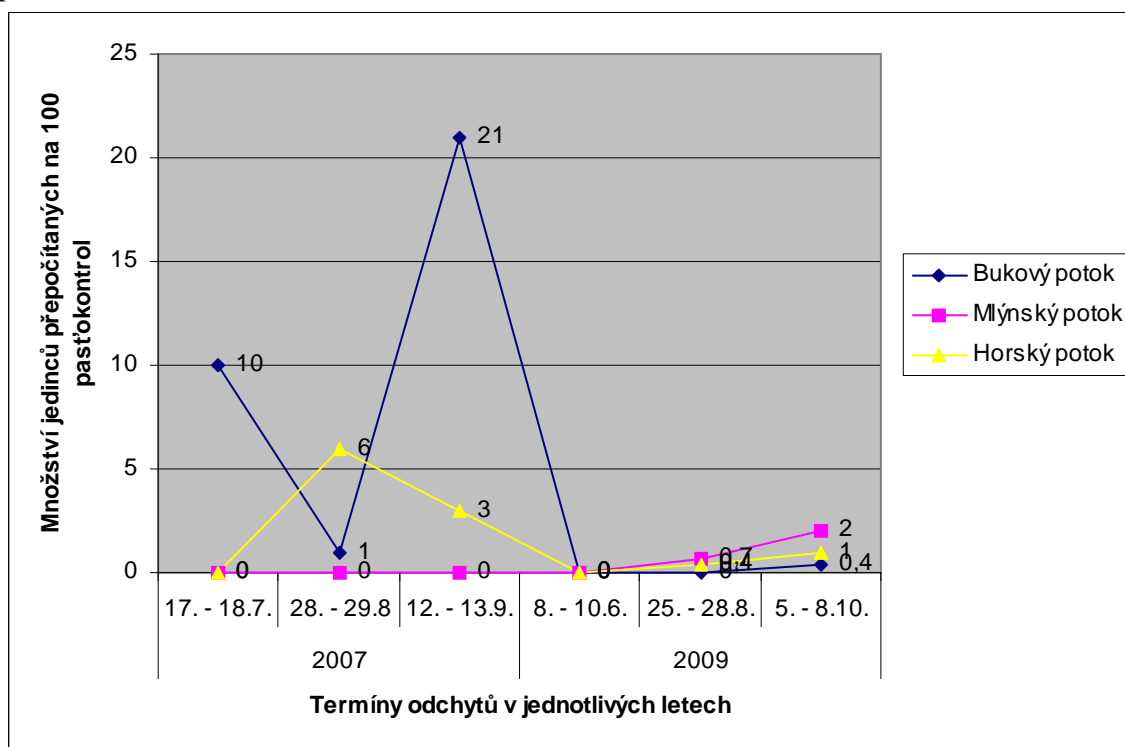
X= 0,1 jedince

100 past'okontrol => 0,1 X 100 = 10 jedinců (tabulka č. 4)

Tabulka č. 4: Srovnání pastřokontrol vztažených na 100 pastřokontrol v jednotlivých odchycích a lokalitách.

Rok odchyty	Datum odchyty	Bukový potok	Mlýnský potok	Horský potok
2007	17. - 18.7.	10	0	0
	28. - 29.8.	1	0	6
	12. - 13.9.	21	0	3
2009	8. - 10.6.	0	0	0
	25. - 28.8.	0	0,7	0,4
	5. - 8.10.	0,4	2	1

Graf č. 2: Počty odchycených jedinců vztažené na standardizovanou jednotku 100 pastřokontrol.



Z těchto 52 jedinců bylo 7 jedinců odchyceno podruhé. 45 chycených jedinců bylo zařazeno do 5 druhů, jejichž výskyt byl předem na sledovaných lokalitách předpokládán. Jednalo se o myšici lesní (*Apodemus flavicollis*), hraboše mokřadního (*Microtus agrestis*), hraboše polního (*Microtus arvalis*), norníka rudého (*Clethrionomys glareolus*) a rejska obecného (*Sorex araneus*) (viz. obrázková příloha).

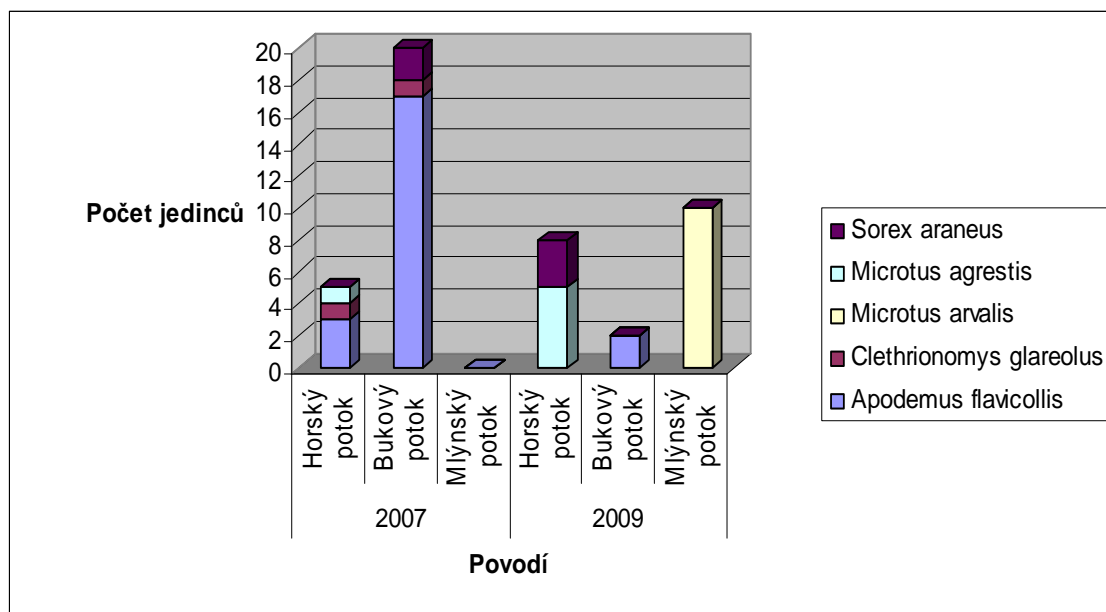
V povodí Bukového potoka, jakožto lesního ekosystému, se podařilo chytit 26 jedinců, z toho byli 4 DZS chyceni 2x (jednalo se o 3 jedince *Apodemus flavicollis*, 1 jedince *Clethrionomys glareolus* (příloha tab. I, III, V). Jedná se o povodí největší abundance jedinců. Na BP se většina jedinců se podařila chytit při odchycích v roce 2007 (celkem 24 jedinců, z toho 4 drobní zemní savci byli odchyceni podruhé). V povodí BP byli v roce 2009 odchyceni 2 DZS. Jednalo se o zástupce stejného druhu, a to: *Apodemus flavicollis* (příloha tab. V). Odchyt se podařil v posledním, a to zářijovém, odchytovém termínu 2009. Na této lokalitě se při odchycích 2009 chytilo nejméně jedinců ze všech sledovaných lokalit. V odchycích z minulých let patřil BP k lokalitě s největší abundance jedinců.

V povodí pastevně využívaného Mlýnského potoka bylo chyceno 11 DZS (příloha tab. IV, V). Jednalo se o jedince jediného druhu - *Microtus arvalis*. Z tohoto počtu jedinců byl odchycen jeden *Microtus arvalis* podruhé. Při odchycích v minulých letech (r. 2007) se na této lokalitě nepodařilo chytit ani jednoho jedince, což je zajímavý obrat v početnostech DZS na této lokalitě (příloha tab. I, II, III).

V povodí posledního sledovaného Horského potoka, jakožto mokřadního ekosystému, se podařilo chytit 15 jedinců. Chycení DZS byli zařazeni do čtyř druhů, a to, 3 jedinci do druhu *Sorex araneus*, 4 DZS do druhu *Apodemus flavicollis* (jeden jedinec *Apodemus flavicollis* byl odchycen 2x) (příloha tab. III), 7 jedinců do druhu *Microtus agrestis*. Jeden jedinec *Microtus agrestis* byl chycen podruhé (příloha tab. II, IV, V) a posledním chyceným jedincem byl jeden jedinec druhu *Clethrionomys glareolus* (příloha tab. II).

Celkem bylo na všech lokalitách odchyceno 10 jedinců *Microtus arvalis*, 6 jedinců *Microtus agrestis*, 5 jedinců *Sorex araneus*, 2 *Clethrionomys glareolus*, a 22 jedinců *Apodemus flavicollis* (graf č. 3). Jak vyplývá z grafu č. 3, největší abundance jedinců DZS byla v oblasti Bukového potoka, a to hlavně v odchytovém roce 2007. Méně jedinců bylo odchyceno na HP a nejmenší abundance byla v povodí, pastevně využívaného, MP (graf č.3).

Graf č. 3: Porovnání druhové diverzity na jednotlivých lokalitách a obou odchyťových letech.



Největší množství jedinců druhu *Microtus arvalis* se podařilo odchyťit v odchyťovém termínu 5. – 8. 10. (7 jedinců) a poté při odchytech 25. – 28. 8. (3 jedinci) (graf č. 5; příloha tab. IV, V). *Microtus arvalis*, se vzhledem k upřednostňování spíše otevřených prostor v krajině, nacházel jen na tomto pastevně využívaném povodí. V roce 2007 nebyl *Microtus arvalis* odchyten ani v jediném odchyťovém termínu.

V grafu č. 4 není uveden odchyťový termín 8. – 10. 6.. V tento termín se nepodařilo chytit ani jednoho DZS.

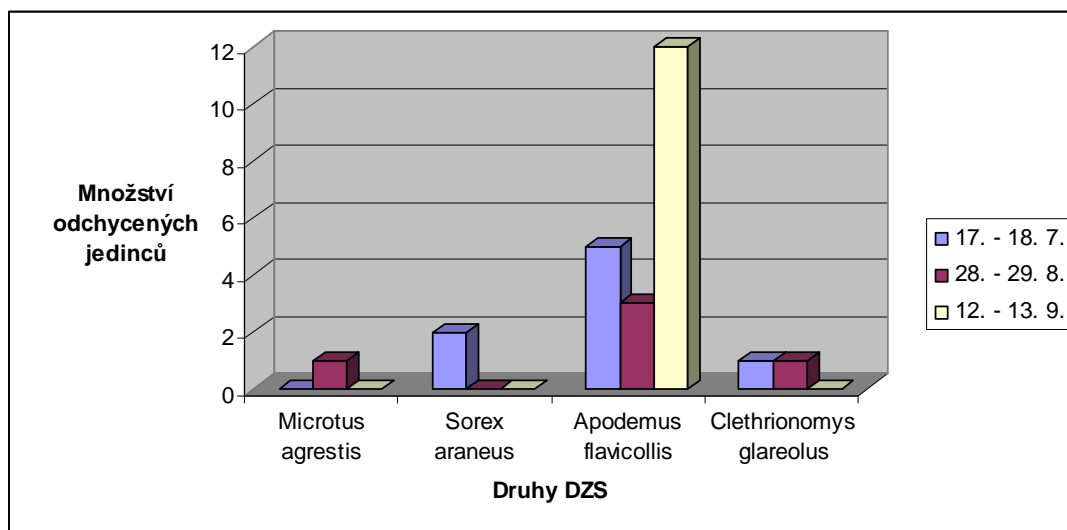
Dalším druhem byla *Apodemus flavicollis*, která byla nejpočetnějším druhem z celkově odchytených druhů v obou odchyťových letech. V roce 2007 bylo nejvíce odchytených jedinců v zářijovém odchyťovém termínu (graf č. 4; příloha tab. III). Posléze, jak je z grafu č. 4 vidět, v červencovém a nejméně jedinců *Apodemus flavicollis* se odchyťlo v srpnovém odchyťovém termínu (příloha tab. I, II). Naopak velký propad v abundanci jedinců *Apodemus flavicollis* je vidět v odchyťovém roce 2009. V roce 2009 se podařilo chytit pouze dva jedince *Apodemus flavicollis*, a to, v odchyťovém termínu 5. – 8. 10. (graf č. 5; příloha č. V).

Z pěti chytených jedinců *Sorex araneus* se podařilo dva jedince odchyťit v roce 2007 (17. – 18. 7.) (graf č. 4; příloha tab. I) a zbylé tři jedince *Sorex araneus* odchyťit v odchyťovém termínu 5. – 8. 10. (graf č. 5; příloha tab. V).

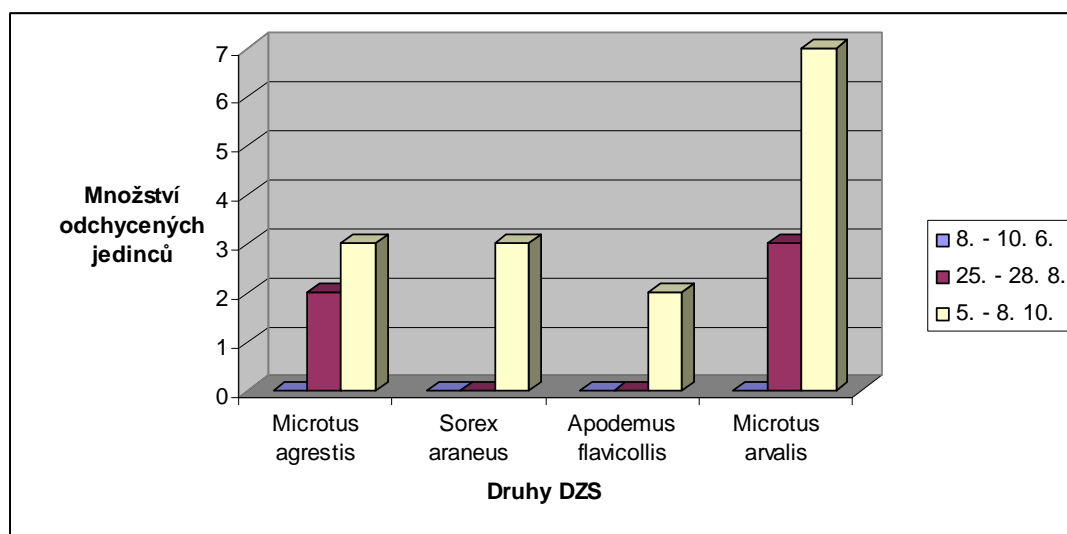
Předposledním z chycených druhů byl *Microtus agrestis*. Ten, jakožto mokřadní druh, se podařilo odchytit, v obou odchytových letech, pouze v povodí HP. V roce 2007 byl *Microtus agrestis* chycen v počtu jednoho jedince (graf č. 4; příloha tab. II). Rok 2009 byl pro odchyt tohoto zástupce druhu *Microtus agrestis* úspěšnějším. V odchytovém období 25. – 28. 8. se *Microtus agrestis* podařilo chytit v počtu dvou jedinců a v odchytovém termínu 5. – 8. 10. byla abundance *Microtus agrestis* v počtu 3 jedinců (graf č. 5; příloha tab. IV, V).

Posledním, nejméně početným, odchyceným druhem je *Clethrionomys glareolus*. Oba dva jedinci byli odchyceni v odchytovém roce 2007, a to, jeden v odchytovém období 17. – 18. 7. a druhý v odchytovém termínu 28. – 29. 8. (graf č. 4; příloha tab. I, II).

Graf č. 4: Abundance DZS ze tří odchytových termínů r. 2007.



Graf č. 5: Abundance DZS v posledních dvou odchytových termínech r. 2009.



5. DISKUSE

Celkem jsem odchytila 52 jedinců DZS. Tento počet jedinců je poměrně malý. Robitaille & Linley (2006) chytali také dva roky (podzim 2001 a 2002) v lesních porostech Kanady, a odchytili celkem 398 jedinců DZS, jež roztřídili do 9 druhů. Tsukada et al. (2004) chytali v Japonsku dokonce jen jediný rok (na jaře, v létě a na podzim roku 2001), a odchytili 67 jedinců, které pak zařadili do 6 druhů. Je možné, že malý počet DZS je způsoben vyšší nadmořskou výškou lokalit (884 – 1026 m n. m.), ve kterých panují drsnější klimatické podmínky. Naproti tomu Bergstendt (1966) uvádí, že nejpočetnější odchyt DZS byl z pahorkatin a horských úrovní jižního Švédska (v obou bylo 22,3 až 23,7%).

Malý počet odchytů může být ovlivněn předešlou, vlhkou zimou a následně mokřím jarem, a když se k tomu přidá i změna povrchového krytu (např. Bukový les – vznik paseky), ovlivní to odchytové poměry ve sledovaných územích.

Největší abundance DZS byla zaznamenána v prvním odchytovém roce 2007 v povodí Bukového potoka (příloha tab. I, II, III), což se vzhledem k charakteru lokality dalo předpokládat. Bylo to zapříčiněno lesním porostem, který slouží DZS k úkrytu a poskytuje velké množství potravních zdrojů. V druhém odchytovém roce bylo naopak na Bukovém potoce odchyceno nejméně jedinců ze všech zkoumaných povodí, téže roku (příloha tab. IV, V). Myslím si, že to bylo způsobeno částečnou ztrátou lesního pokryvu v podobě vzniklé mýtiny v blízkosti naší odchytové lokality (přílohy obr. VIII.). Nejméně druhů bylo v prvním odchytovém roce na lokalitě, která je nejvíce ovlivněná člověkem, a to, povodí Mlýnského potoka. DZS zde nejspíš špatně hledají potravu, a také je zde větší riziko predace zejména dravci, kterým jsou zde DZS vystaveni během hledání potravy.

Ze všech tří povodí panují navíc v povodí MP nejdrsnější klimatické podmínky. Jsou zde vysoké rozdíly v denní amplitudě teplot (Procházka, 2000). Zajímavé je i to, že lokalita je problematická i z hlediska jiných krajinných funkcí, zjišťovaných z výzkumů prováděných pracovníky LAE ZF JCU, kteří zde tento rozsáhlý výzkum funkcí v krajině provádí (Procházka, 2006a). Díky odvodnění a absenci bohatšího porostu se povodí během dne rychle ohřívá a povrch půdy zde dosahuje vysokých teplot. Naopak během noci prostředí rychle chladne a jsou zde nejnižší teploty ze všech povodí. Toto, může být také jeden z důvodů absence DZS (Koutníková, 2008). Druhý odchytový rok bylo na Mlýnském potoce, oproti prvnímu

roku, odchyceno nejvíce jedinců. Jednalo se pokaždé o zástupce jediného druhu, a to *Microtus arvalis*. Hraboš polní je typickým druhem travních porostů a otevřené krajiny, takže mě jeho výskyt v povodí Mlýnského potoka nepřekvapil. U hrabošů a ostatních hrabošovitých se projevují populační cykly, což by mohlo způsobit rozdíly mezi odchytovými roky 2007 a 2009.

Šindelář (2004) chytal na stejně obhospodařované ploše jako je Mlýnský potok, která se nalézá v katastru obce Horská Kvilda, a za tři roky (2001-2003) odchytl 85 jedinců drobných savců. Dominantním druhem byl rejsek obecný, pak myšice lesní a nejmenší zastoupení zde měl hraboš polní. U hraboše polního zaznamenal nejvyšší hustotu ve třetím roce chytání (2003). Nejspíš se tak také projevily populační cykly tohoto druhu. Populační cykly mohou být v různých oblastech různé, i když je to do určité míry synchronizováno klimatem (Vlasák, 1986).

V povodí Horského potoka nedošlo ani v jeden odchytový rok k výraznějším výkyvům v abundanci drobných zemních savců. Diverzita DZS se na Horském potoce v průběhu odchytových let trochu změnila. V prvním roce se podařilo chytit 4 druhy drobných zemních savců a v druhém roce byly chyceny pouze 2 druhy drobných savců. Myslím, že abundance byla podobná proto, že byly na Horském potoce stálé podmínky po oba dva odchytové roky a neproběhly zde žádné změny v managementu povodí.

Vzhledem k mokřadnímu charakteru lokality Horského potoka se dalo předpokládat, že se zde podaří chytit hraboše mokřadního (*Microtus agrestis*). Rovněž Anděra & Horáček (1982) popisují výskyt tohoto druhu na této šumavské lokalitě. Já jsem tento druh také zaznamenala. V prvním odchytovém roce to bohužel bylo pouze v jediném případě (příloha tab. II). Jeho malé zastoupení v tomto roce může mít původ v populačních cyklech tohoto druhu, přičemž ani jiní autoři téže roku, na území jižních Čech gradaci nezaznamenali (Cudlín, 2008). Vliv populačních cyklů potvrzují i mé odchyty v druhém roce, kdy se mi tento druh podařilo odchytit ve větším množství (příloha tab. IV., V.).

Nejčteněji chyceným druhem se v prvním roce odchytu stala myšice lesní (*Apodemus flavicollis*). Podle mého názoru je výskyt *A. flavicollis* sezónního charakteru a přežití je závislé na migracích z větších populací. Myšice lesní jsou obecně velmi přizpůsobivé a v naší přírodě početné. Preferují hlavně les (Anděra &

Horáček, 1982). Proto bylo jasné, že se jich nejvíc chytlo na zalesněném BP. Druhý odchyťový rok byl pro výskyt *A. flavicollis* na BP méně příznivý a chytlo se nejméně jedinců. Také Miklas (2009) zjistil, že se snižuje početnost *A. flavicollis* v jeho odchyťových lokalitách ve „vyšším lese“ (jedná se o starší lesnickou rekultivaci na výsypce), což poukazuje na to, že vegetační podrost ještě není zcela totožný s podrostem v původním lese. Já s ním souhlasím, protože v mé zájmové lokalitě vznikla mýtina a porost tak není dostatečně zapojen. Proto nejspíš *A. flavicollis* preferovala jiné lokality.

Zajímavé je, že jsem na žádné lokalitě nechytla myšici křovinnou (*Apodemus sylvaticus*), přestože je ještě přizpůsobivější. Myšice křovinná je také invazivním druhem, obývajícím i synantropní lokality (Anděra & Horáček, 1982). Bejček (1983) ji zaznamenal dokonce i na čerstvě nasypných výsypkách téměř bez vegetačního krytu. I po proběhlých rekultivacích výsypkových ploch byla myšice křovinná jedním z nejběžnějších druhů drobných savců (Slábová a kol., 2005). Miklas (2009) odchytil *A. sylvaticus* na rekultivovaných výsypkách na plochách, kde už rostl vyšší les a zjistil, že spolu s *M. arvalis*, tvořila *A. sylvaticus* 80% biodiverzity drobných savců. Mě se na studovaných lokalitách *A. sylvaticus* chytit nepodařilo, protože je kompetičně slabší, než *A. flavicollis*. To znamená, že když se na odchyťových lokalitách vyskytovala *A. flavicollis*, tak nejspíš vytlačila *A. sylvaticus* (Hoffmeyer 1973; Montgomery 1978; Čiháková & Frynta 1996).

V prvním roce se DZS podařilo utéci z 10 pastí nebo se stalo, že pasti nesklapovaly (důvodem bylo navlhnutí a následné „nabobtnání“ dřeva). Bylo to hlavně v lokalitě povodí Bukového potoka. V tento rok byly útky zjištěny pouze v povodí BP (příloha tab. II, III). Může to být z důvodu, že tato lokalita byla kontrolována jako poslední, a proto měli DZS dostatek času na útek. Ve většině pastí byla vybrána návnada, byly nesklaplé nebo opuštěné. Z této chyby jsem se poučila v druhém odchyťovém roce 2009. Sice bylo povodí Bukového potoka kontrolováno opět jako poslední, ale zapůjčila jsem si pasti, které byly povrchově ošetřeny lakem. Bylo vidět, že pasti sklapovali lépe. Přesto, po celodenním intenzivním dešti v prvním odchyťovém termínu roku 2009, nebyl sklapovací mechanismus funkční. Proto v grafu č. 4 nebyl uveden odchyťový termín 8. – 10. 6. 2009. V tento termín se nepodařilo chytit ani jednoho DZS. Díky nepřízni počasí pasti navlhly a nesklapovaly. Aby se zamezilo dalším neúspěchům v chytání, jednou z možností by bylo vyrábět vchodové záklopy a nejbližší okolí vstupu do pasti z kovu.

V prvním odchytovému roce jsem měla k dispozici starší i novější pasti. Zapisovala jsem si je v prvním chytacím období (17. - 18.7. 2007). Do nových pastí se chytilo více DZS, než do starých pastí (8 jedinců do nových pastí a jeden do pasti staré). Takže z toho vyplývá, že DZS nevadilo stáří pasti. Na druhou stranu, Gurnell & Little (1992) zkoumali, zda nebude zbytkový pach v pasti z chycených zvířat ovlivňovat další chytání se stejnou pastí a zda to bude mít vliv na návrat stejného nebo jiného drobného savce. Podstatně více zvířat vstupovalo do špinavých pastí než do čistých a byla zde snaha o opětovné chycení. Taky si myslím, že se DZS budou raději vracet do pastí již poznamenaných určitým pachem. Jde o „když už tam někdo byl, tak se mi tam nic nestane“. Ale naše údaje v roce 2007 mluví proti. Nejspíš je to zapříčiněno malým množstvím dat o pastích (údaje ze dvou odchytového dní jsou nedostačující). V roce 2009 jsem chytala do pastí nových a polakovaných. V tento rok se mi podařilo v povodí Mlýnském potoce odchytil nejvíce drobných savců do pasti č. 34 (přílohy tab. IV., V.). To by potvrdilo mou myšlenku o častých vstupech do pastí již několikrát navštívených, a ve kterých zůstává zbytkový pach jiných jedinců. Tato past se nacházela nedaleko vstupu do nory, takže je možné, že do pasti lákal i pach příbuzných jedinců, a to zvyšovalo množství odchytů.

V prvním roce se chytalo vždy pouze jednu noc. Pro statistická vyhodnocení jsem proto chytala malé množství DZS. Baláž & Jančová (2005) považují 3 dny chytání, do sklapovacích pastí, za dostatečně dlouhou dobu pro vyhodnocení druhové struktury a populační diverzity společenstva DZS. Pokles chycených jedinců, do sklapovacích pastí, byl největší po 3. dni chytání. V používání sklapovacích pastí a živolovek jsou rozdíly hlavně v tom, že si sklapkami vychytáme většinu DZS a poté už nezískáme žádná data, a ani žádné informace o migracích mezi populacemi. Živolovky mají výhodu v opakovaném odchytu, kterým se získá více informací potřebných k zjištění populačních denzit a migrací. V tomto tématu jsem proto pokračovala i nadále v roce 2009 a další odchity do živolovek jsem rozvrhla do více dní (jeden odchytový termín se skládal ze tří chytacích nocí). Baláž & Jančová (2005) tvrdí, že si DZS na pasti časem zvyknou a budou opatrnější. Na druhou stranu se mohou naučit chodit do pastí jako na „krmítko“, takže se pak chytají víc (Rico et al., 2007). S touto hypotézou „krmítka“ musím souhlasit, protože jak už jsem se zmínila výše, v povodí Mlýnského potoka jsem odchytila větší množství jedinců do pasti č. 34, která se nalézala v blízkosti vstupu do nory. Do této pasti se mi podařilo chytit zástupce *M. arvalis* podruhé (přílohy tab. IV., V.), takže se

domnívám, že se do pastí chodili tito hrabošovití přikrmovat. Při podzimních odchytech v říjnu, které probíhali za nepříznivého počasí, byla nalezena v pastech, které nesklapovali, suchá tráva a jiná organická hmota. Nejspíš si tam drobní savci chtěli vytvořit hnízdo (příloha obr.) (Haisová, osobní sdělení).

Při odchytech po oba dva odchytové roky jsem používala liniovou metodu kladení pastí, která byla pro tuto sledovaná povodí vhodnou metodou. Pelikán & Zejda (1962) zjišťovali hustoty populací DZS značkováním, vypouštěním a opětovným chytáním živých jedinců. Používali při tom čtvercovou metodu, kdy pasti kladli po 15 x 15 m a ty pak tvořily síť. Podle mého, je tato metoda přesnější a má větší vypovídací schopnost o denzitě a abundanci jedinců a druhů. V mém případě by tato metoda byla také vhodná. Bohužel hlavním důvodem, proč jsem ji nepoužila, byl nedostatek živolovných pastí. Tyto pasti jsou poměrně drahé, a stalo se, že se pasti z linie ztratily nebo byly odneseny mimo kladenou linii. V přílohách v tabulkách I. – V. jsou uváděny jednotlivé počty pastí, které byly v uvedený termín použité na určité lokalitě. Počet pastí se v roce 2009 liší, již právě zmíněným problémem nedostatku pastí, a proto jsem se rozhodla tyto pasti rozmístit podle předpokládaných odchyťů DZS. V druhém roce odchyty jsem dala nejméně pastí na lokalitu Mlýnského potoka (přílohy tab. IV., V.), kde byla předpokládána nejmenší abundance jedinců. Ale tím, jak se projevíly populační cykly hlodavců, tak se i přes všechny prognózy, podařilo odchytit na této lokalitě více jedinců, než se čekalo. Naopak, podle výsledků, na lokalitě Bukového potoka by bylo vhodné použít méně pastí a přesunout je na povodí Mlýnského potoka. Bohužel je těžké dopředu odhadnout, kde v tu dobu bude vyšší výskyt jedinců nebo druhů.

6. ZÁVĚR

Tématem mé diplomové práce bylo posouzení vlivu způsobu managementu na biodiverzitu drobných zemních savců v pramenných oblastech Šumavy. Skupinu drobných zemních savců jsem si vybrala, protože jsou jednou ze skupin obratlovců, jejichž diverzita dobře indikuje okamžitý stav kvality prostředí, což je dáno jejich značným reprodukčním potenciálem a invazními schopnostmi.

Tato práce navazuje na mou předešlou bakalářskou práci a má za cíl porovnání biodiverzity drobných zemních savců na třech malých povodích s odlišným managementem. Dohromady bylo v roce 2007 a 2009 provedeno šest odchyťů na různě obhospodařovaných šumavských povodích. Studované lokality byly: povodí Mlýnského potoka (pastevně využívané), Horského potoka (povodí s mokřadním ekosystémem) a Bukového potoka (lokalita s lesním ekosystémem). Na toto téma byla také vypracována rozsáhlejší literární rešerše týkající se problematiky biodiverzity drobných zemních savců a jejich vztahu ke způsobu hospodaření.

Uvedená diplomová práce je součástí většího celku projektu studujícího vztahy mezi ekologickými funkcemi krajiny a zemědělským managementem. Touto studií se zabývá tým Laboratoře aplikované ekologie (ZF JCU), hlavním řešitelem projektu je Ing. Jan Procházka, Ph.D.. Projekt je podpořen výzkumnými záměry MSM 6007665806, NAZV-QH82106 a NPV2-2B08006.

Výsledky práce lze shrnout do těchto bodů:

- Celkem bylo na všech povodích v obou odchyťových letech (2007, 2009) odchyceno 52 drobných zemních savců, z nichž 7 jedinců bylo chyceno podruhé. Nejspíš vzhledem k nadmořské výšce a klimatickým podmínkám, zejména však díky malému počtu odchyťů (zejména v roce 2007 a první odchyťový termín roku 2009), byla zaznamenaná druhová diverzita společenstva drobných zemních savců relativně malá. Jednalo se o zástupce 5 druhů: myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), norník rudý (*Clethrionomys glareolus*), hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*), hraboš polní (*Microtus arvalis*), rejsek obecný (*Sorex araneus*).

- Největší abundanci jedinců se podařilo zaznamenat v zalesněném povodí Bukového potoka. Nejspíš je to proto, že lesní ekosystém poskytuje drobným zemním savcům dostatečnou ochranu před predátory, a také není zatížen pastevními zásahy. Oproti prvnímu odchytovému roku, se ale na tomto povodí projevil i jiný faktor, který negativně ovlivnil následnou úspěšnost odchytů v roce 2009, a tím byla paseka vzniklá v blízkosti linie, po které byly pasti líčeny. Celkem bylo v povodí Bukového potoka chyceno 26 drobných zemních savců následujících druhů: myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), norníka rudého (*Clethrionomys glareolus*), rejška obecného (*Sorex araneus*). Z tohoto počtu se podařilo chytit 4 jedince podruhé.
- V povodí nejvíce obhospodařovaného Mlýnského potoka se nepodařilo v roce 2007 odchytit ani jediného zástupce. Na této lokalitě byl očekáván výskyt minimálně hraboše polního (*Microtus arvalis*), který se také projevil, poměrně v hojném počtu, v odchytovému roce 2009. V roce 2009 bylo odchyceno 11 jedinců *Microtus arvalis*, přičemž jeden jedinec byl odchycen dvakrát. Absence tohoto druhu typického pro otevřenou krajinu v roce 2007 byla nejspíše ovlivněna probíhající pastvou skotu a také tím, že nebyl zrovna gradační rok těchto hrabošovitých.
- Povodí Horského potoka je skoro z 1/3 pokryto lesem, a z minulosti zde zůstaly extenzivně obhospodařované plochy bezlesí, kde postupně vznikly plošně významná území přirozené sukcese. Lokalita povodí Horského potoka se od obou předešlých povodí odlišuje vyšší hladinou podzemní vody. Celkem bylo na povodí odchyceno 15 drobných zemních savců. Z tohoto počtu se podařilo chytit dva jedince podruhé (v prvním případě se jednalo o jedince *Apodemus flavicollis*, a ve druhém to byl zástupce druhu *Microtus agrestis*). Jedinci, zde odchycení, byli zařazeni do druhů: myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*), norník rudý (*Clethrionomys glareolus*) a rejšek obecný (*Sorex araneus*).
- Na lokalitách v povodí Horského potoka a Bukového potoka byla dominantním druhem myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) v celkovém počtu

22 odchycených jedinců (3 jedinci byli chyceni na Horském potoce a 19 jedinců na Bukovém potoce).

- Hraboš polní (*Microtus arvalis*), jakožto druh obývající biotopy otevřené krajiny, se vyskytoval pouze v povodí Mlýnského potoka, jež pro něj skýtalo vhodné podmínky pro život a následnou reprodukci. I přes malé množství odchyťových let byly zaznamenány populační cykly tohoto druhu.

Vzhledem k menšímu počtu pastí a hlavně krátkodobosti odchytů, je nutné považovat výsledky spíše za orientační. Ke studiu těchto skupin živočichů je potřeba dlouhodobých výzkumů. Provedené odchyty sloužily hlavně k seznámení s metodikou odchyty do živolovných pastí, která je sama o sobě velmi časově náročná a vyžaduje i značnou zkušenost a zručnost. Ke zvýšení vypovídací hodnoty výsledků by bylo nutno odchytit podstatně větší množství drobných zemních savců, což by představovalo další minimálně dva roky studia na těchto šumavských povodích. Proto jsem si byla při interpretaci výsledků plně vědoma, že počty odchyťových let a odchyťových termínů nebyly pro detailnější popis společenstev drobných savců plně dostačující. S tímto problémem, se však potýká mnoho (i zahraničních) prací.

7. POUŽITÁ LITERATURA

Literární zdroje:

Anděra M. & Červený J. (1994): Atlas of distribution of the mammals of the Šumava MTS region (SW – Bohemia), Acta Sc. Nat. Brno, 28 (2-3): 1 - 111.

Anděra M. & Horáček I. (1982): Poznáváme naše savce. Praha, Mladá fronta, 254 str.

Anděra M. & Zavřel P. (2003): Šumava: příroda - historie – život. Baset, Praha, 800 str.

Antony N. M., Bautz R. & Garland T. Jr. (2005): Comparative effectiveness of Longworth and Sherman live traps. Biological Abstracts Wildlife Society Bulletin. 33(3): 1018-1026.

Austin J. E. & Pyle W. H. (2004): Small mammals in montane wet meadow habitat at Grays Lake, Idaho. Biological Abstracts Northwest Science. 78(3): 225-233.

Baláž I. & Ambros M. (2005): Biológia, ekológia a rozšírenie druhov rodu *Sorex* na Slovensku. Fakulta prírodných vied, Nitra, 80 str.

Baláž I. & Jančová A. (2005): Small terrestrial mammals sinusia changes during several days of continual trapping. FPV UKF, Bratislava, 24 (4): 337 - 343 pp.

Barrett G. W. & Peles J. D. (1999): Landscape Ecology of Small Mammals. Springer, New York, 347 p.

Bejček V. (1983): Sukcese a produktivita drobných savců na výsypkách v Mostecké pánvi. Academia, 70 str.

Bergstedt B. (1966): Home Ranges and Movements of the Rodent Species *Clethrionomys glareolus* (Schreber), *Apodemus flavicollis* (Melchior) and *Apodemus sylvaticus* (Linne) in Southern Sweden. Oikos, 17(2): 150 - 157 pp.

Bergstedt B. (1965): Distribution, Reproduction, Growth and Dynamics of the Rodent Species *Clethrionomys glareolus* (Schreber), *Apodemus flavicollis* (Melchior) and *Apodemus sylvaticus* (Linne) in Southern Sweden. *Oikos*, 16(1/2): 132 - 160 pp.

Bowers M. A. & Matter S. F. (1997): Landscape ecology of mammals: Relationships between density and patch size. *Journal of Mammalogy*. 78 (4): 999 pg.

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

Bryja J, Heroldova M & Zejda J (2002): Effects of deforestation on structure and diversity of small mammal communities in the Moravskoslezské Beskydy Mts. *ACTA THERIOLOGICA*. 47 (3): 295-306

Burel F., Baudry J., Butet A., Clergeau P., Delettre Y., Le Coeur D., Dubs F., Morvan N., Paillat G., Petit S., Thenail C., Brunel E., Lefeuvre J. C. (1998): Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta ecologica-International journal of ecology*. 19 (1): 47-60

Carey A. B., Wilson S. M. (2001): Induced spatial heterogeneity in forest canopies: Responses of small mammals. *Journal of wildlife management*. 65 (4): 1014-1027

Cinková M. (2006): Změny ve využívání modelového území v oblasti pravého břehu Lipna v průběhu 20. století. [Diplomová práce] České Budějovice, Biologická fakulta, 35 str.

Coppeto S. A., Kelt D. A., Van Vuren D. H., Wilson J. A. & Bigelow S. (2006): Habitat associations of small mammals at two spatial scales in the northern Sierra Nevada. *Biological Abstracts Journal of Mammalogy*. 87(2): 402-413.

Cudlín O. (2008): Potravní preference drobných zemních savců a jejich vliv na biodiverzitu rostlinných společenstev mokrých orchidejových luk. [Diplomová práce] České Budějovice, katedra agroekologie ZF JCU, 84 str.

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

Diffendorfer J. E., Gaines, M. S. & Holt R. D. (1995): Habitat fragmentation and movements of three small mammals (*Sigmodon*, *Microtus*, and *Peromyscus*). *Ekology.* 76 (3): 827 pg.

Edalzo J. A. & Anderson J. T. (2007): Effects of prebaiting on small mammal trapping success in a morrow's honeysuckle-dominated area. *Biological Abstracts Journal of Wildlife Management.* 71(1): 246-250.

Etcheverry P., Ouellet J-P. & Crete M. (2005): Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec. *Biological Abstracts Canadian Journal of Forest Research.* 35(12): 2813-2822.

Ferreira S. M., Aarde R. J. & Van Aarde R. J. (1997): The chronosequence of rehabilitating stands of coastal dune forests: do small mammals confirm it?. *South African Journal of Science.* 93 (5): 211- 214.

Fernandez F. A. S., Dunstone N. & Švand P. R et al. (1999): Density-dependence in habitat utilisation by wood mice in a Sitka spruce successional mosaic: the role of immigration, emigration, and variation among local demographic parameters. *Canadian Journal of Zoology,* 77(3): 397 pp.

Friedl K., Maršáková M., Petříčková M., Povolný F., Rivořová L. & Vinš A. (1991): *Chráněná krajinná území v České republice.* Praha, Ministerstvo životního prostředí, 274 str.

Fuller A. K., Harrison D. J. & Lachowski H. J. (2004): Stand scale effects of partial harvesting and clearcutting on small mammals and forest structure. *Biological Abstracts Forest Ecology & Management*. 191(1-3): 373-386.

Gardner T. A., Caro T., Fitzherbert E. B., Banda T. & Lalbhai P. (2007): Conservation value of multiple-use areas in East Africa. *Biological Abstracts Conservation Biology*. 21(6): 1516-1525.

Getz L. L., Oli M. K., Hofmann J. E., & McGuire B. (2005): Habitat-specific demography of sympatric vole populations over 25 years. *Journal of Mammalogy*. 86: 561–568.

Gibbon L. A., Wilson B. A. & Aberton J. G. (2004): Landscape characteristics associated with species richness and occurrence of small native mammals inhabiting a coastal heathland: a spatial modelling approach. *Biological Abstracts Biological Conservation*. 120(1): 75-89.

Gillis E. A. & Nams V. O. (1998): How red-backed voles find habitat patches. *Canadian Journal of Zoology*. 76 (5): 791 pg.

Gipps J. H., Flynn M. P., Gurnell J. & Healing T. D. (1985): The Spring Decline in Populations of the Bank Vole, *Clethrionomys glareolus*, and the Role of Female Density. *The Journal of Animal Ecology*, 54(2): 351 - 358 pp.

Gurnell J. (1978): Seasonal Changes in Numbers and Male Behavioural Interaction in a Population of Wood Mice, *Apodemus sylvaticus*. *The Journal of Animal Ecology*, 47(3): 741 - 755 pp.

Glennon M. J. & Porter W. F. (2007): Impacts of land-use management on small mammals in the Adirondack Park, New York. *Biological Abstracts Northeastern Naturalist*. 14(3): 323-342.

Gurnell J. & Little J. (1992): The influence of trap residual odour on catching woodland rodents. *School of Biological Sciences*, 4: 623 - 632 pp.

Hlôška L. (2009): Vplyv habitatových gradientov na štruktúru spoločenstiev drobných zemných cicavcov (Insectivora, Rodentia). [Dizertační práce], Zvolen, Všeobecná ekológia a ekológia jedinca a populácií, 104 str.

Horn R. C. V. (2000): Disinfectant Effects on Capture Mates of Deer Mice (*Peromyscus maniculatus*). *Am. Midl. Nat.*, 143: 257 - 260 pp.

Hoffmeyer, I. 1973. Interaction and habitat selection in the mice *Apodemus flavicollis* and *Apodemus sylvaticus*. *Oikos*, 24: 108–116.

Chapman E. W. & Ribic C. A. (2002): The impact of buffer strips and stream-side grazing on small mammals in southwestern Wisconsin. *AGRICULTURE ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT*. 88 (1): 49-59

Chase M. K., Kristan W. B., Lynam A. J., Price M. V. & Rotenberry J. T. (2000): Single species as indicators of species richness and composition in California coastal sage scrub birds and small mammals. *Conservation biology*. 14 (2): 474- 487.

Christensen P. & Hornfeldt B. (2003): Long-term decline of vole populations in Northern Sweden: a test of the destructive sampling hypothesis. *Journal of Mammalog.* 84(4): 1292 pg.

Jiráček J. (1998): Průvodce lesy jižních Čech. Kopp, České Budějovice, 195 str.

Jorgensen E. E. (2004): Small mammals use of microhabitat review. *Journal of mammalogy*, 85(3): 531 - 539 pp.

Junior V. C. & Leite Y. L. R. (2007): Habitat use by small mammals at Parque Estadual da Fonte Grande, Vitoria, Espirito Santo, Brazil. *Biological Abstracts Boletim do Museu de Biologia Mello Leitao Nova Serie*. 21: 57-77.

Kendall W. L. (1999): Robustness of closed capture-recapture methods to violations of the closure assumption. *Wilson General Science Abstracts*, 80(8): 2517 - 2525 pp.

Koutníková L. (2008): Vliv způsobu hospodaření na biodiverzitu modelových skupin obratlovců – drobní savci. [Bakalářská práce], České Budějovice, katedra agroekologie ZF JCU.

Krohne D. T. (1997): Dynamics of metapopulations of small mammals. *Journal of Mammalogy*. 78 (4): 1014.

Kučera S., Pecharová E., Albrecht J., Anděra M., Břízová E., Bufka L., Červený J., Hartvich P., Krejčí T., Křivancová S., Pelcl Z., Polák V., Rada P., Silovský, Šebesta J., Tomášek M., (1992): Plán péče o Národní park Šumava (nepublikováno).

Lin Y. K., Hayes L. D. & Solomon N. G. (2004): Effects of female immigrants on demography and social organization of prairie vole (*Microtus Ochrogaster*) population. *Journal of Mammalogy*. 85: 781–787.

Marina S. & Ellen P. M. (2008): The conservation value of hedgerows for small mammals in prince Edward Island, Canada. *Biological Abstracts American Midland Naturalist*. 159(1): 110-124.

Martin K. J. & McComb W. C. (2002): Small mammal habitat associations at patch and landscape scales in Oregon. *Forest science*. 48 (2): 255- 264

Martin F. D. & Wike L. D. (2000): Role of Edge Effect on Small Mammal Populations in a Forest Fragment. Westinghouse Savannah River Company. University of Georgia

Melicharová J. a kol. (1976): Šumava. Olympia, Praha, 325 str.

Mengak M. T. & Guynn D. C. (2003): Small mammal microhabitat use on young loblolly pine regeneration areas. *Forest Ecology and Management*. 173 (1-3): 309-317.

Mikulová P. & Frynta D. (2001): Test of character displacement in urban populations of *Apodemus sylvaticus*. *Canadian Journal of Zoology*, 79: 794 – 801 pp.

Mitchell-Jones A. J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P. J. .H, Spitzenberg F., Stubbe M., Thissen J. B. M., Vohralik V. & Zima J. (1999): The atlas of european mammals. London, Academic Press, 484 p.

Montgomery, W. I. (1978): Intra and interspecific interactions of *Apodemus sylvaticus* (L.) and *Apodemus flavicollis* (Melch.) under laboratory conditions. Anim. Behav. 26: 1247–1254.

Moorhouse T. P. & Macdonald D. W. (2005): Temporal patterns of range use in water voles: Do females territories drifts?. Journal of Mammalogy. 86: 655–661.

Nichols O. G. & Nichols F. M. (2003): Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the jarrah forest of southwestern Australia. Restoration ecology. 11 (3): 261- 272

Nakagawa M., Miguchi H. & Nakashizuka T. (2006): The effects of various forest uses on small mammal communities in Sarawak, Malaysia. Biological Abstracts Forest Ecology & Management. 231(1-3): 55-62.

Nupp T. E. & Swihart R. K. (1998): Effects of forest fragmentation on population attributes of white-footed mice and eastern chipmunks. Journal of Mammalogy. 79 (4): 1234d.

Pardini R. (2004): Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. Biological Abstracts Biodiversity & Conservation. 13(13): 2567-2586.

Pardini R., de Souza S. M., Braga-Neto R. & Metzger J. P. (2005): The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. Biological Abstracts Biological Conservation. 124(2): 253-266.

Pecharová E. & Hanák P. (1997): Obnova funkce krajiny v oblastech narušených povrchovou těžbou. Sborník referátů, mezinárodní vědecká konference Agroregion, České Budějovice 3. – 4. 9. 1997.

Pelikán J. & Zejda J. (1962): Comparison of two methods of estimating small mammal populations. Folia zoologica, Laboratoř pro výzkum obratlovců ČSAV, Brno, 3: 227 - 242 pp.

Pelikán J., Zejda J. & Holišová V. (1972): Influence of prebaiting on the catch of small mammals. Zool. listy 21: 209-225.

Polechova J. & Stopka P. (2002): Geometry of social relationships in the Old World wood mouse, *Apodemus sylvatica*. Canadian Journal of Zoology, 80(8): 1383 p.

Procházka J. (2004): Hodnocení koloběhu vody, látek a disipace sluneční energie v krajině s různým způsobem hospodaření na příkladu vybraných dílčích povodích. [Disertační práce] České Budějovice, Laboratoř aplikované ekologie ZF JCU.

Procházka J., Pokorný J., Hakrová P., Kučera Z., Wotavová K., Pechar L. & Vymazal J. (2003): Annual cation and biomass budgets in three small mountain catchments. In Vymazal (ed.): Wetlands – nutrients, metals and mass cycling. Backhuys Publishers, 281 – 291 pp.

Procházka J., Hakrová P., Pokorný J., Pecharová E., Hezina T. Wotavová K., Šíma M. & Pechar L. (2001): Vliv hospodaření na vegetaci a toky energie, vody a látek v malých povodích na Šumavě. Silva Gabreta, 6: 199 – 224 str.

Procházka J., Hakrová P., Pražáková D., Pecharová E. & Pokorný J. (1999a): Hodnocení revitalizace Mlýnského potoka I. – úvodní studie. Silva Gabreta, 3: 73 – 88 pp.

Procházka J., Hakrová P., Pokorný J. & Pražáková D. (1999b): Povede revitalizace Mlýnského potoka ke zvýšení retenční kapacity povodí?. Sborník Mezinárodní

vědecké konference: Krajina, meliorace a vodní hospodářství na přelomu tisíciletí., Brno, 213 – 217 str.

Procházka J., Včelák V., Wotavová K., Štíchová J. & Pechar L. (2006a): Holistic concept of landscape assessment: case study of three small catchments in the Šumava mountains. *Ekológia*, Bratislava, 25(3): 5 - 17 str.

Procházka J., Pechar L., Hakrová P., Brom J. & Pokorný J. (2006b): Holistic approach to landscape evaluation and monitoring of small catchments. *Životní prostředí*, 40(2): 88 – 95 str.

Reichholf J. (1996): *Průvodce přírodou - Savci*. Praha, Knížní klub a Ikar, 287 str.

Rico A., Kindlmann P. & Sedláček F. (2007): Road crossing in bank voles and yellow-necked mice. *Acta Theriologica*, 52 (1): 85-94.

Robitaille J-F. & Linley R. D. (2006): Structure of forests used by small mammals in the industrially damaged landscape of Sudbury, Ontario, Canada. *Biological Abstracts Forest Ecology & Management*. 225(1-3): 160-167.

Rumble M. A., Gobeille J. E. (2001): Small mammals in successional prairie woodlands of the northern Great Plains. Usda forest service Rocky mountains research station research paper RMRS. (RP 28): 1

Sebastianová A., Vávrová M. & Zlámalová Gargošová H. (2001): Assessment of suitability of selected species of small terrestrial mammals for the monitoring of environmental xenobiotics. *Veterinářství*, 51: 524 - 528 pp.

Semere T. & Slater F. M. (2007): Ground flora, small mammal and bird species diversity in miscanthus (*Miscanthus x giganteus*) and reed canary-grass (*Phalaris arundinacea*) fields. *Biological Abstracts Biomass & Bioenergy*. 31(1): 20-29.

Schlund W. & Scharfe F. (1995): Small mammals in semiarid grassland at different successional stages. *Zeitschrift fur Okologie und Naturschutz*. 4 (3): 117- 124.

Schmidt N. M., Olsen H., Bildsoe M., Sluydts V. & Leirs H. (2005): Effects of grazing intensity on small mammal population ecology in wet meadows. *Biological Abstracts Basic & Applied Ecology*. 6(1): 57-66.

Schweiger E. W., Diffendorfer J. E., Holt R. D., Pierotti R. & Gaines M. S. (2000): The interaction of habitat fragmentation plant, and small mammal succession in an old field. *Ecological monographs*. 70 (3): 383 - 400.

Sieman BE, Fothergill WB & Finck EJ (1994): Effect of haying and old-field succession on small mammals in Tallgrass prairie. *American midland naturalist*. 131 (1): 1-8

Silva M., Hartling L. & Opps S. B. (2005): Small mammals in agricultural landscapes of Prince Edward Island (Canada): Effects of habitat characteristics at three different spatial scales. *Biological Abstracts Biological Conservation*. 126(4): 556-568.

Simon N. P. P., Schwab F. E., Baggs E. M. & Cowan G. I. M. (1998): Distribution of small mammals among successional and mature forest types in western Labrador. *Canadian field-naturalist*. 112 (3): 441-445

Sirka Li L. L. & Olsson A. (2002): Small mammal communities in the lowland rain forest of Krau Wildlife Reserve, Peninsular Malaysia: With reference to human disturbance. *Biological Abstracts Malayan Nature Journal*. 56(3): 199-215.

Slade N. A. & Crain S. (2006): Impact on Rodents of mowing strips in old fields OD Estern Kansas. *Journal of Mammalogy*. 87(1): 97–101.

Slábová M. (2005): Communities of small mammals as indicators of biodiversity changes in reclaimed areas after coal mining.). *In. Pecharová E., Martiš M., Broumová H. (eds.): Renewal and function of anthropogenic impacted landscape. Monography. University of South Bohemia, Faculty of Agriculture*

Slábová M., Broumová H. & Pecharová M. (2005): Sukcese společenstev drobných savců na výsypkách po těžbě hnědého uhlí - předběžné výsledky. Konference studentů DSP s mezinárodní účastí. ZF JU v Českých Budějovicích, 2005.

Stanko M., Mošanský L. & Fričová J. (1996): Small mammals in fragments of Robinia pseudoacacia stands in the east Slovakian lowlands. Folia zoologica, 2: 145 - 152 pp.

Stanley, W. T. & Hutterer, R. (2007): Differences in abundance and species richness between shrews and rodents along an elevational gradient in the Udzungwa Mountains, Tanzania. Biological Abstracts Acta Theriologica. 52(3): 261-275.

Suchomel J. & Heroldova M. (2007): A pheasantry as the habitat of small terrestrial mammals (Rodentia, Insectivora) in southern Moravia (Czech Republic). Biological Abstracts Journal of Forest Science (Prague). 53(4): 185-191.

Sýkorová Z. (2000): Narušení přirozené druhové skladby nelesních porostů. [Diplomová práce] České Budějovice, katedra ekologie ZF JCU, 51 str.

Šindelář J. (2004): Výskyt DZS na vybraných lokalitách bezlesí NP Šumava. [Diplomová práce] České Budějovice, katedra biologických disciplín ZF JCU.

Šraitová D. (1998): Studium podmínek pro podporu druhové diverzity travních porostů v NP Šumava. [Diplomová práce] České Budějovice, katedra pícninářství ZF JCU.

Trubenová K, Miklós P. & Babíková P. (2006): Štruktúra a dynamika populácie *Apodemus flavicollis* v bukovo-smrekovom lese Západných Tater. Abstrakt. Zoologické dny, Brno, Česká republika, 9. a 10. února, 2006.

Tsukada H., Imura T., Sutoh M., Kosako T. & Fukasawa M. (2004): Small mammal fauna of public pastures in northern Tochigi, Japan. Biological Abstracts Grassland Science. 50(4): 329-335.

Umetsu F. & Pardini R. (2007): Small mammals in mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats-evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Biological Abstracts Landscape Ecology*. 22(4): 517-530.

Vašíček Z. & Ides D.(2004): *Chráněná krajinná území a památky*, Ostrava, Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, 93 str.

Vlachová P. (2001): Porovnání revitalizačních prvků využitých při aktuálních projektech v okrese Český Krumlov.[Diplomová práce] České Budějovice, katedra ekologie ZF JCU.

Vlasák P. (1986): *Ekologie savců*. Academia, Praha, 291 str.

Vundrle J. (2007): Vybrané vyhynulé a ohrožené druhy savců ČR.[Bakalářská práce] Olomouc, Katedra geografie, Přírodovědecká fakulta Univerzity palackého v Olomouci.

Webala P. W., Muriuki G., Lala F. & Bett A. (2006): The small mammal community of Mukogodo Forest, Kenya. *Biological Abstracts African Journal of Ecology*. 44(3) 363-370.

Wilson D. E., Cole F. R., Nichols J. D., Rudran R. & Foster M. S. (eds.) (1996): *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington and London, 409 pp.

Zapletal M., Obdržálková D., Pikula J., Zejda J., Pikula P., Beklová M. & Heroldová M. (2001): Hraboš polní *Microtus arvalis* (Pallas, 1779) v České republice. Akademické nakladatelství CERM, Brno, 128 str.

Zejda J. & Holišová V. (1970): On the prebaiting of small mammals in the estimation of their abundance. *Zool. listy* 19: 103-118.

Internetové zdroje:

1. (28.3 2009):

http://images.google.cz/imgres?imgurl=http://www.alanaecology.com/acatalog/19000-L.jpg&imgrefurl=http://www.alanaecology.com/acatalog/Longworth_Trap_with_Shrew_Hole.html&usg=__kQS5BnVB9QJ0EeXwYpPP171P85o=&h=200&w=200&sz=35&hl=cs&start=4&um=1&itbs=1&tbnid=CcHL4TkE2UobjM:&tbnh=104&tbnw=104&prev=/images%3Fq%3Dlongworth%2Btrap%26um%3D1%26hl%3Dcs%26lr%3D%26sa%3DX%26tbs%3Disch:1

2. (28.3 2009):

http://images.google.cz/imgres?imgurl=http://www.shermantraps.com/images/product/medium/35.jpg&imgrefurl=http://www.shermantraps.com/pc-35-3-sfal-folding-trap.aspx&usg=__dbSWJN4GEqSDEI802AlvpbK0xcs=&h=218&w=250&sz=53&hl=cs&start=14&um=1&itbs=1&tbnid=3fo2iATIUmW83M:&tbnh=97&tbnw=111&prev=/images%3Fq%3Dsherman%2Btrap%26um%3D1%26hl%3Dcs%26lr%3D%26tbs%3Disch:1

3. (28.3. 2008): <http://www.mezistromy.cz/cz/index.php?page=les/zivocichove-v-lese/savci/rejsek-obecny>

8. PŘÍLOHY

A) SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

B) MAPOVÉ PŘÍLOHY

C) OBRÁZKOVÉ PŘÍLOHY

1: Druhy chycených DZS

2: Zájmová povodí

3: Pomůcky při odchytu

4: Vlastní odchyt

D) TABULKOVÉ PŘÍLOHY

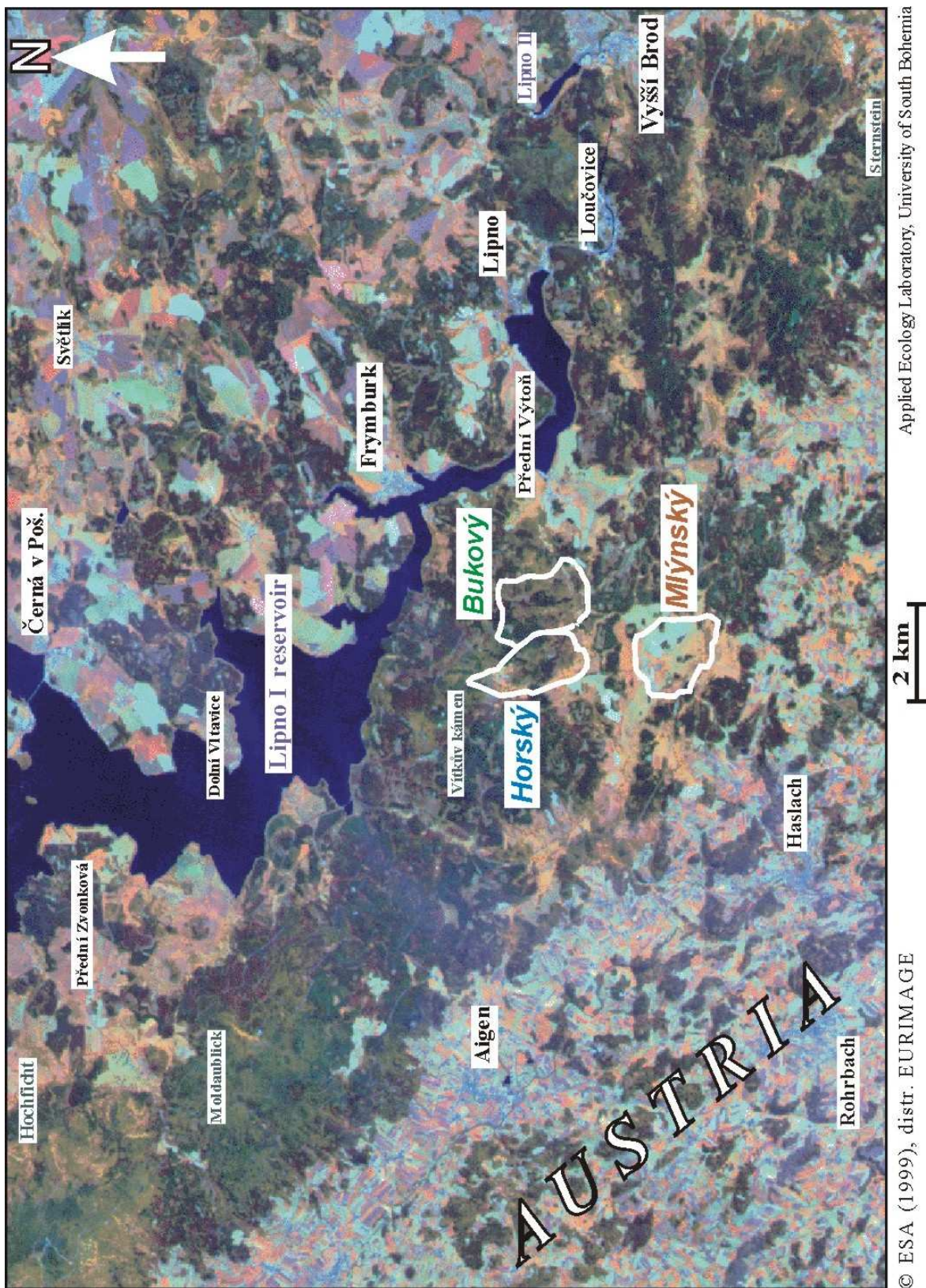
E) SCHÉMATICKÉ PŘÍLOHY

A) SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

BP	Bukový potok
BR	biosférická rezervace
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
DP	diplomová práce
DTP	dočasné travní porosty
DZS	drobní zemní savci
HP	Horský potok
CHKO	chráněná krajinná oblast
J	jih
JCU	jihočeská univerzita
JV	jihovýchodní
JZ	jihozápad
LAE	Laboratoř aplikované ekologie
MP	Mlýnský potok
NP	národní park
S	sever
SSV-JJZ	severo-severovýchod až jihojihozápad
SV	severovýchod
V	východ
ZF	zemědělská fakulta
ZSZ-VJV	západo-severozápad až východojihovýchod

B) MAPOVÉ PŘÍLOHY

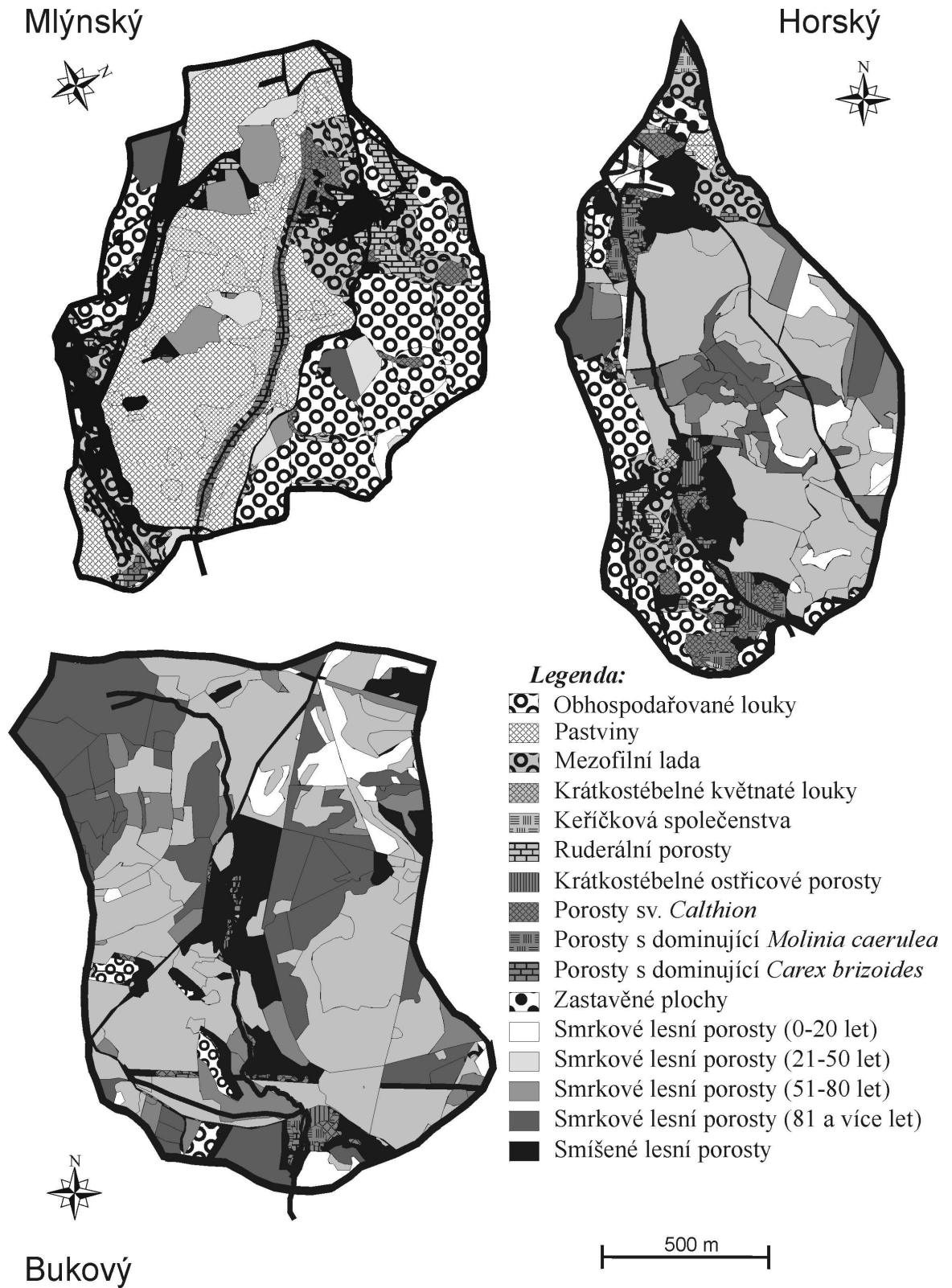
Mapa č. I: Družicová mapka z Landsatu 7 ETM+ (25.9.1999) s vyznačením sledovaných povodí (Procházka, 2004).



Applied Ecology Laboratory, University of South Bohemia

© ESA (1999), distr. EURIMAGE

Mapa č. II: Mapky kategorií krajinného pokryvu sledovaných povodí (Procházka, 2004).

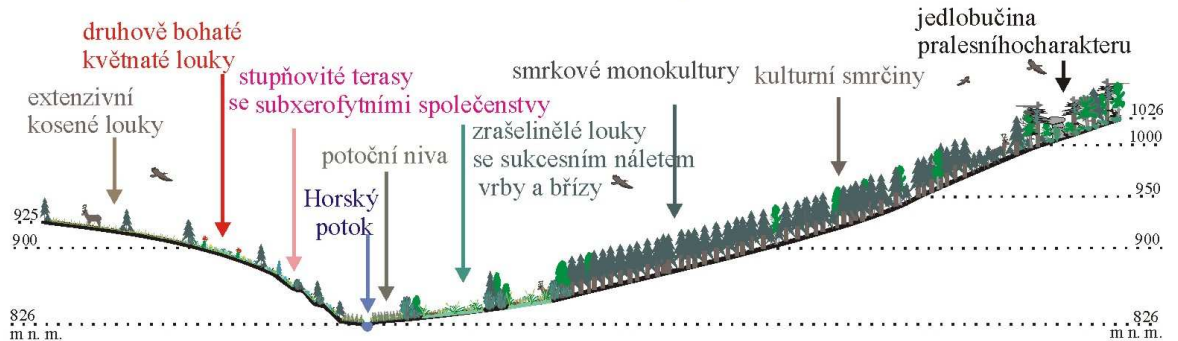


Mapa č. III: Krajinný pokryv na příčném průřezu povodími (Procházka, 2004). Odchytkové linie vedly napříč průřezem, kolmo k toku.

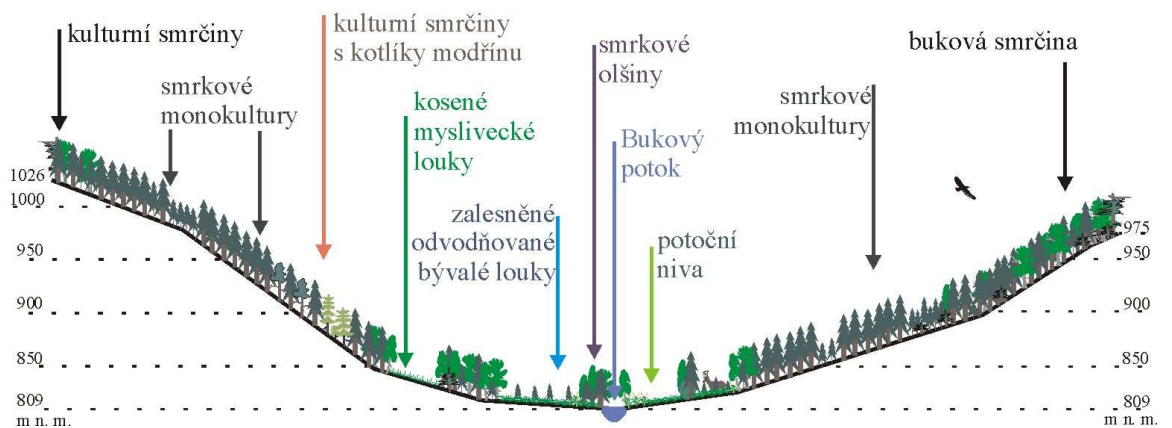
Povodí Mlýnského potoka



Povodí Horského potoka



Povodí Bukového potoka



C) OBRÁZKOVÉ PŘÍLOHY

1: Druhy chycených DZS

Obrázek č. I: hraboš mokřadní
(*Microtus agrestis*)
(foto J. Procházka)



Obrázek č. II: myšice lesní
(*Apodemus flavicollis*)
(foto J. Procházka)



Obrázek č. III: norník rudý
(*Clethrionomys glareolus*)
(foto J. Procházka)



Obrázek č. IV: rejsek obecný
(*Sorex araneus*)
(internetový zdroj 3)



Obrázek č. V: hraboš polní
(*Microtus arvalis*)
(foto J. Procházka)



2: Zájmová povodí

Obrázek č. VI: Mlýnský potok – navnaděné pasti umístěné nad silnicí (viz. přílohy Schéma MP) (foto L. Koutníková)



Obrázek č. VII: Horský potok – pohled od lesa směrem k Horskému potoku (viz přílohy Schéma HP) (foto L. Koutníková)



Obrázek č. VIII: Bukový potok – pohled z lesní cesty směrem k pasece (viz. přílohy Schéma BP) (foto L. Koutníková)



3: Pomůcky při odchytu

Obrázek č. IX: Živolovná past (foto L. Koutníková)



Obrázek č. X: Kleště k připevnění náušnic s číselným kódem (foto J. Procházka)



Obrázek č. XI: Návnady používané k odchytům (foto M. Haisová)



Obrázek č. XII: Váha (foto M. Haisová)



4: Vlastní odchyt

Obrázek č. XIII: Označování DZS náušnicí s číselným kódem (foto J. Procházka)



Obrázek č. XIV: Zaznamenávání údajů z odchyty (foto J. Šťastný)



Obrázek č. XV: Vnádění pastí na MP (foto J. Procházka)



Obrázek č. XVI: Navnaděná past (foto J. Procházka)



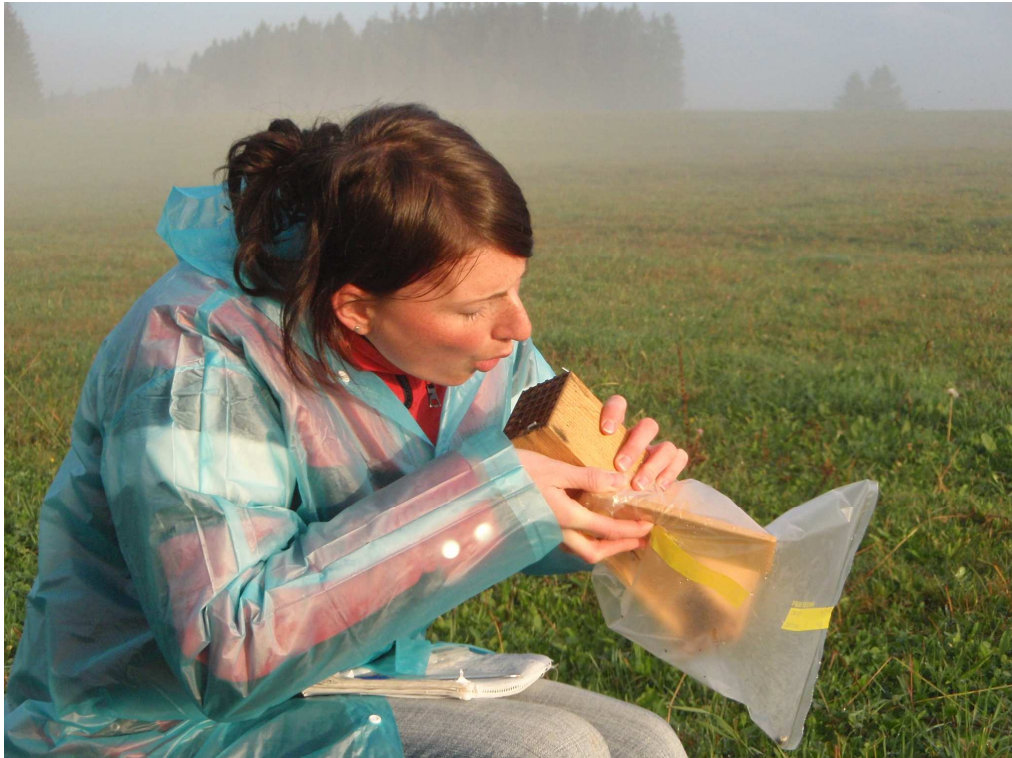
Obrázek č. XVI: Kontrola pastí na MP (foto L. Koutníková)



Obrázek č. XVII: Vyjmutí DZS z pasti (foto J. Šťastný)



Obrázek č. XIII: Vyhnání DZS z pasti (foto J. Šťastný)



Obrázek č. XIX: Vážení DZS (foto J. Šťastný)



D) TABULKOVÉ PŘÍLOHY

Legenda k barevnému odlišení DZS v tabulkách I - V

Hraboš mokřadní	
Myšice lesní	
Norník rudý	
Rejsek obecný	
Hraboš polní	

Tabulka č. I : Výsledky odchytů z 17. – 18.7. 2007.

17.-18.7.07	12 – 1 h	4 – 5 h	8 – 9 h
Horský potok (22 pastí)	0	0	0
Mlýnský potok (22 pastí)	0	0	0
Bukový potok (22 pastí)	<p>Past č. 3(u posedu na louce): rejsek obecný (samice, stará past)</p> <p>Past č. 11 (kraj lesa): myšice lesní (samice, nová past, značena na pravé noze)</p> <p>Past č. 17 (les): myšice lesní (samice, nová past, březí, neoznačená)</p> <p>Past č. 20 (les): myšice lesní (samec, nová past,označen na levé noze)</p> <p>Past č. 21 (les): myšice lesní (samec, označen na pravé noze,nová past)</p>	<p>Past č. 12 (les): myšice lesní (samice, je znovu chycena, nová past)</p> <p>Past č. 14 (les):myšice lesní (samec, nová past, označen nad ocáskem)</p> <p>Past č. 22 (les): norník rudý (samice, březí, zastřížena na pravé noze, nová past)</p>	<p>Past č. 13 (les): rejsek obecný (březí samice, nová past)</p>

Tabulka č. II: Výsledky odchyť z 28. – 29. 8. 2007.

28. – 29. 8. 07	23 - 24 h	3 - 4 h	7 - 8 h
Horský potok (16 pastí)	Pas č. 16: norník rudý (samice, W 19,5g, označ. na pravém stehně)	Past č. 1: myšice lesní (samec, W 33,5 g,LTp 25mm,značen na levé noze) Past č. 12: myšice lesní (samice,W 32,3g, březí, bez značení – utekla)	Past č. 14: hraboš mokřadní (samice, W 23,7 g, značena na levé noze)
Mlýnský potok (16 pastí)	0	0	0
Bukový potok (16 pastí)	Past č. 10: utekla z pasti	Past č. 13: utekla z pasti Past č. 14 (les): myšice lesní (samec.W 26,3g, LTp 24,4 mm, značen na levém stehnu)	0

Tabulka č. III: Výsledky odchytů z 12.-13.9. 2007.

12.-13.9.07	23 – 24 h	3 – 4 h	7 – 8 h
Horský (16 pastí)	Past č 16: myšice lesní (samice, W 27 g, LTp 25 mm; pravé stehno)	Past č 10: myšice lesní (samec, W 31 g, již označen na levém boku)	0
Mlýnský (16 pastí)	0	0	0
Bukový (16 pastí)	<p>Past č 2 (u stromu): myšice lesní (mladý samec, W 25 g, LTp 24,5 mm, levý bok vepředu)</p> <p>Past č 9 (v lese): myšice lesní (samice, W 27,5 g, LTp 25 mm, už označena na pravém stehně)</p> <p>Past č 10 (v lese): myšice lesní (samec, w31 g, LTp 24,2 mm, zkrácený ocas, pravý bok vepředu)</p> <p>Past č 13 (v lese): myšice lesní (mladá samice, w 18,5 g, LTp 23,6 mm, nad pravou přední nohou)</p> <p>Past č 14 (v lese): myšice lesní (samice, W 33 g, LTp 25 mm, levá přední noha)</p> <p>Past č 15 (v lese): normík rudý (samice, W 28 g, už označen na pravé zadní noze, jizva na hřbetě)</p>	<p>Past č 1 (u potoka): myšice lesní (mladý samec, W 21 g, LTp 25 mm, kořen ocasu)</p> <p>Past č 2 (u stromu): myšice lesní (samec, W 27 g, LTp 24,5 mm, pravá zadní noha + zadek uprostřed)</p> <p>Past č 9 (v lese): myšice lesní (samice, W 27 g, LTp 24,5 mm, již označena - prav. stehno)</p> <p>Past č 11 (v lese): myšice lesní (mladá samice, W 23 g, LTp 25 mm, pravé stehno + levé stehno)</p> <p>Past č 14 (v lese): myšice lesní (mladá samice, W 17 g, LTp 23,7 mm, 2 x na zadku nad sebou)</p> <p>Past č 15 (v lese): útěk</p> <p>Past č 16 (v lese): myšice lesní (samice, W 31 g, LTp 26 mm, levé zadní stehno + lysinka na levé přední noze)</p>	<p>Past č 7 (v lese): vybraná, nesklapovala</p> <p>Past č 8 (v lese): vybraná, nesklapovala</p> <p>Past č 9 (v lese): myšice lesní (samec, W 32 g, LTp 23,6 mm, levé stehno + pravý bok, bez ocasu)</p> <p>Past č 10 (v lese): vybraná, nesklapovala</p> <p>Past č 11 (v lese): vybraná, nesklapovala</p> <p>Past č 12 (v lese): myšice lesní (mladý samec, W 28 g, neoznačen)</p> <p>Past č 13 (v lese): vybraná, nesklapovala</p> <p>Past č 14 (v lese): vybraná, nesklapovala</p> <p>Past č 16 (v lese): vybraná, nesklapovala</p>

Tabulka č. IV: Výsledky odchytů z 25. – 28.8. 2009.

25. – 28.8. 2009	19 – 20 h	1 – 2 h	7 – 8 h
Horský potok (50 pastí)	0	Past č. 8 (vpravo od srážkoměrné stanice), hraboš mokřadní , samec, 33g, označen na L uchu – č. 301 Past č. 13 (vpravo od srážkoměrné stanice), hraboš mokřadní , samec, 27g, označen na L uchu – č. 305	0
Mlýnský potok (45 pastí)	Past č. 15 (1. část linie - od potoka), hraboš polní , mladá samice, 12g, označena na L uchu – č. 302 Past č. 9 (1. část linie - od potoka), hraboš polní , laktující samice, 26g, označena na L uchu – č. 303 Past č. 15 (1. část linie - od potoka), hraboš polní , samice, 24g, označena na L uchu – č. 304	0	0
Bukový potok (50 pastí)	0	0	0

Tabulka č. V: Výsledky odchytů z 5. – 8.10. 2009.

	17 – 18 h	1 – 2 h	7 – 8 h
H potok (47 pastí)	<p>Past č. 32 (vlevo od srážkoměrné stanice), hraboš mokřadní, samec, 41g, označen na L uchu – č. 309</p> <p>Past č. 27 (vlevo od srážkoměrné stanice), rejsek obecný, samec, 6,5g</p> <p>Past č. 40 (vlevo od srážkoměrné stanice), hraboš mokřadní, samec, 22g, označen na L uchu – č. 314</p>	<p>Past č. 32 – vyžraná a sklápá</p> <p>Past č. 32 (vlevo od srážkoměrné stanice), hraboš mokřadní, samec, 31g, označen na P uchu – č. 311</p> <p>Past č. 30 (vlevo od srážkoměrné stanice), rejsek obecný, samice, 8g</p> <p>Past č. 32 - hraboš mokřadní č. 309 (chycen znovu)</p>	<p>Past č. 6 (vpravo od srážkoměrné stanice), rejsek obecný, samice, 7g</p>
Mlýnský potok (47 pastí)	<p>Past č. 34 (2. část linie – za silnicí), hraboš polní, samice, 14g, označena na L uchu – č. 308</p> <p>Past č. 34 (2. část linie – za silnicí), hraboš polní, samice, 12,5g, označena na L uchu – č. 312</p> <p>Past č. 5 (1. část linie - od potoka), hraboš polní, laktující samice, 31g, označena na L uchu – č. 313</p>	<p>Past č. 34 (2. část linie – za silnicí), hraboš polní, samec, 16g, označen na L uchu – č. 306</p> <p>Past č. 34 (2. část linie – za silnicí), hraboš polní, samice, 13,5g, označena na L uchu – č. 310</p> <p>Past č. 10 (1. část linie - od potoka), hraboš polní, samice, 21g, označena na L uchu – č. 316</p>	<p>Past č. 34 (2. část linie – za silnicí), hraboš polní, samice, 15g, označena na L uchu – č. 307</p> <p>Past č. 34 – hraboš polní č. 310 (chycen znovu)</p>
Bukový potok (47 pastí)	0	<p>Past č. 43 (okraj paseky), myšice lesní</p> <p>Past č. 40 (okraj paseky), myšice lesní, samice, 21g, označena na L uchu – č. 315</p>	0

E) SCHÉMATICKÉ PŘÍLOHY

Schéma č. I: Schéma kladení pastí na Bukovém potoce.

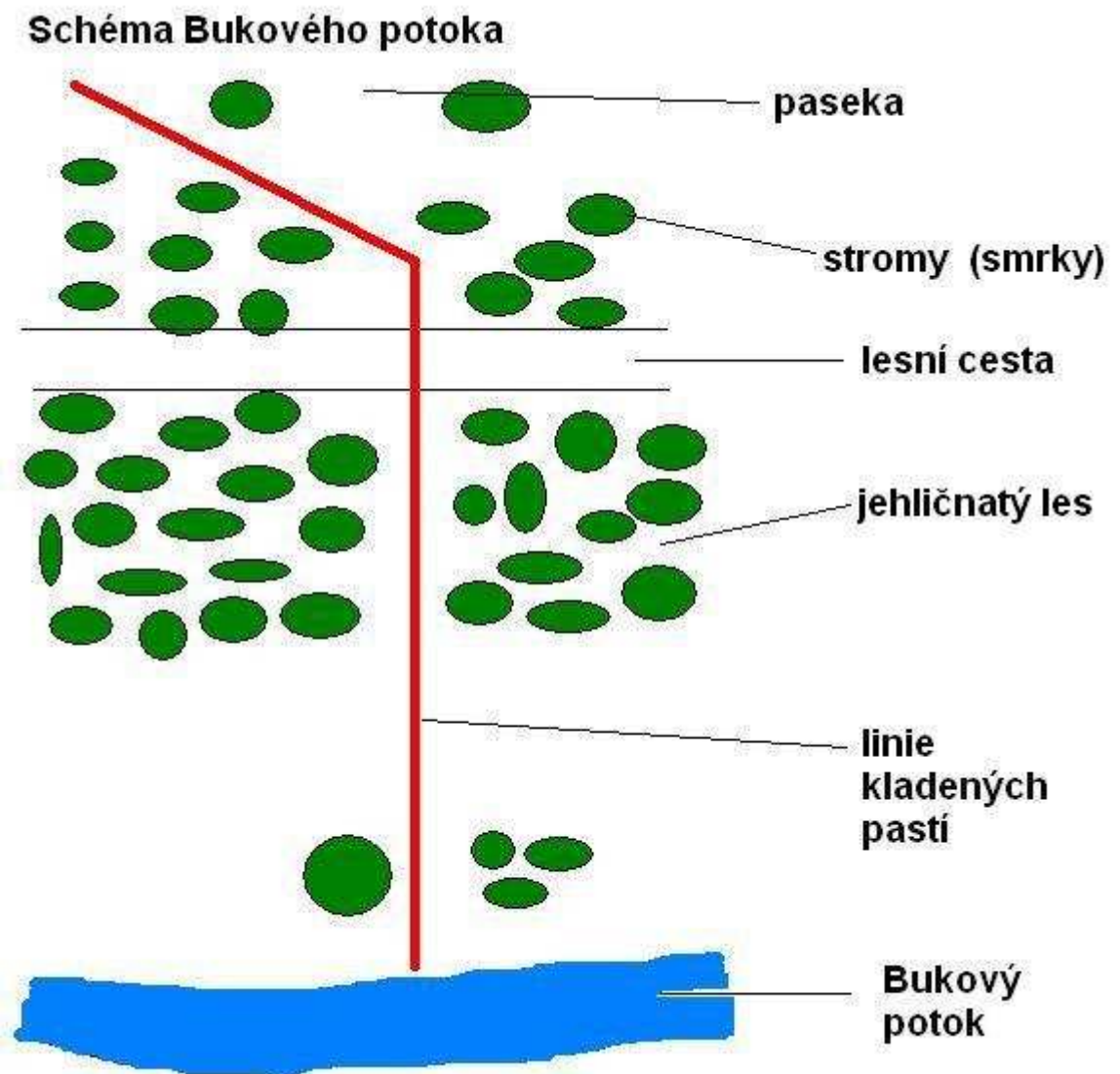


Schéma č. II: Schéma kladení pastí na Mlýnském potoce.

Schéma Mlýnského potoka

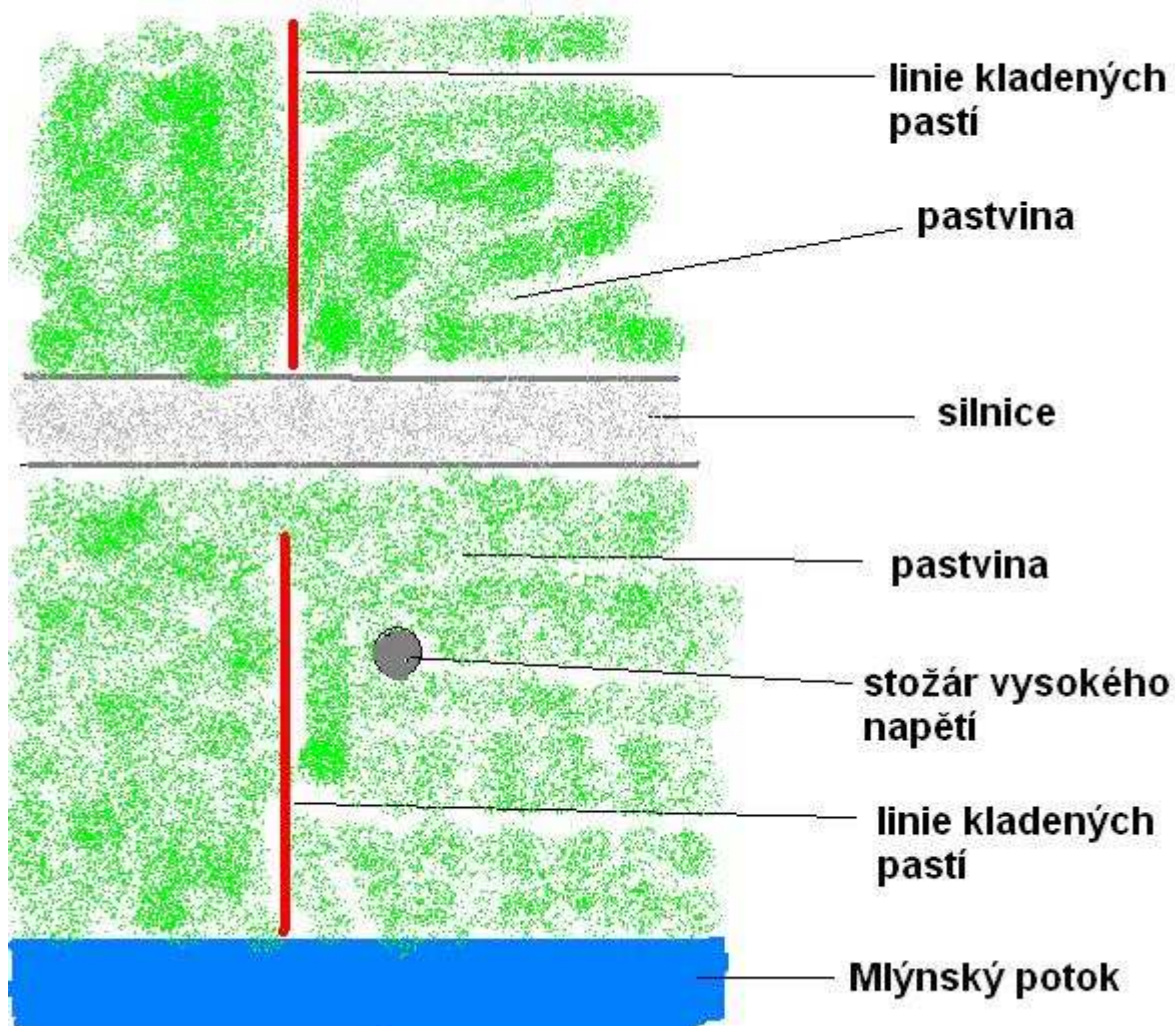


Schéma č. III: Schéma kladení pastí na Horském potoce.

Schéma Horského potoka

