

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE

Produktivita společenstev drobných zemních savců ve vybraných biotopech

Velké Podkrušnohorské výsypky

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Ondřej Cudlín, Ph.D.

Bakalant: Monika Matějovičová

2014

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením Ing. Cudlína Ph.D. a uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

Poděkování

Chtěla bych touto cestou poděkovat Ing. Ondřeji Cudlínovi Ph.D. vedoucímu mé bakalářské práce za odborné vedení a za dodané podklady odchyťů, které jsem použila ve své práci. Dále pak děkuji všem těm, kteří se podíleli na odchytech přímo v terénu.

Abstrakt

Cílem bakalářské práce bylo vypočítat a porovnat produkci a diverzitu drobných zemních savců na pěti vybraných lokalitách Velké Podkrušnohorské výsypky. K odchytům byly vybrány lokality s rekultivací hydrickou - mokřad Klára, lesnickou - olšina Klondajk, bor Klondajk, zemědělskou - louka Panské a řízenou sukcesí - sukcesní les. Podkladem pro výpočty byly provedené odchyty, které se uskutečnily v letech 2009, 2010 a 2011. Během těchto tří let bylo provedeno celkem devět terénních odchyt metodou CMR (capture-mark-recapture) do živochytných pastí rozmístěných ve kvadrátu 7 x 7 m. Nejvyšší průměrná produkce společenstev drobných savců byla zaznamenána na lokalitě mokřad Klára, která vznikla hydrickou rekultivací. Naopak nejnižší produkce byla na lokalitě bor Klondajk vzniklé lesnickou rekultivací. Různorodost druhového zastoupení a početnost jednotlivých druhů byla podle Shanonnova a Simpsonova indexu diverzity shodně zjištěna na lokalitě mokřad Klára. Nejnižší hodnoty indexů diverzity byly zjištěny na lokalitě olšina Klondajk. Z výsledků je patrné, že pro zhodnocení společenstev drobných savců je vhodné sledovat více parametrů než pouze počet druhů a jejich početnost. Jedním z těchto parametrů je právě produkce společenstev drobných savců, která přispívá do koloběhu látek a toku energií celého ekosystému.

Klíčová slova

Drobní zemní savci, výsypka, rekultivace, sukcese, roční obrat populace

Abstract

In my bachelor thesis I calculated and compared productivity and diversity of small terrestrial mammals at five selected locations of Great Podkrušnohorská spoil heap. Locations with reclamation were chosen for the captures: water – wetland Klára; forestry – alnus forest Klondajk; agricultural – meadow Pánské and controlled succession successive forest. Bases for calculations were performed captures, which were realised between years 2009, 2010 and 2011. During these three years nine field captures were carried out with the CMR method (capture – mark – recapture) in live-catching traps, which were distributed in seven to seven square meters. The highest average reproduction of small mammals was recorded at the location wetland Klára, which emerged because of water reclamation. By contrast the lowest production was recorded at location pine grove Klondajk, which has arisen because of wood reclamation. According to Shannon's and Simpson's index of diversity the heterogeneity of species representation and quantity of particular species was found out identical at the location wetland Klára. The lowest values of indexes of diversity were found out at the location alnus forest Klondajk. The results show that for the assessment of small mammal communities is important monitor more parameters than just the number of species and their abundance. One of these parameters is production of small mammal communities, which contributes to the cycle of matter and energy flow of the entire ecosystem.

Keywords

Small terrestrial mammals, dump, succession, annual turnover of population

OBSAH

1. Úvod	10
1.1. Cíl práce	10
2. Literární rešerše	11
2.1. Těžební činnost	11
2.2. Výsypky a jejich rekultivace	12
2.2.1. Výsypky	12
2.2.2. Rekultivace	12
2.3. Vznik Velké Podkrušnohorské výsypky	13
2.3.1. Rekultivace a přírodní sukcese	14
2.3.2. Drobní savci a odchyty na lokalitách výsypek	15
2.3.3. Druhy drobných savců s výskytem na vybraných lokalitách a jejich popis	16
3. Uvedení zvolených metodik a jejich popis	20
3.1. Metodika odchyťů	20
3.1.1. Odchyty do živolovných pastí	20
3.1.2. Lokality odchyťů	21
3.1.3. Umístění pastí a druh zvolené metody odchyty	24
3.1.4. Doba a četnost odchyty	24
3.1.5. Výčet odchycených druhů a jejich stručný popis	24
3.2. Produkce drobných savců vypočtena na základě kvadrátových odchyťů..	24
3.2.1. Vyloučení okrajového efektu	25
3.2.2. Výpočet odhadované velikosti úlovků (\tilde{N})	26
3.2.3. Stanovení účinně vychytané plochy	29
3.2.4. Výpočet produkce na vybraných lokalitách	29
3.3. Index diverzity podle Shannona a Simpsona	30
3.3.1. Výpočet indexu diverzity podle Shannona	30
3.3.2. Výpočet indexu diverzity podle Simpsona	31
4. Výsledky výpočťů	32
4.1. Odchyty	32
4.2. Vyloučení okrajového efektu	33
4.3. Výsledky odhadované velikosti úlovků \tilde{N}	34
4.4. Výsledky výpočtu produkce P	36
4.5. Diverzita drobných savců na vybraných lokalitách	37

5. Diskuse	40
5.1. Okrajový efekt	40
5.2. Produkce - porovnání výsledků vzhledem k biotopům odchyty	41
5.3. Diverzita - porovnání výsledků vzhledem k metodikám výpočtu	42
6. Závěr	45
7. Literatura	46

1. Úvod

Na Sokolovsku je v současné době asi 90 km² výsypek, z toho asi 55 km² s ukončenou nebo rozpracovanou rekultivací (Prach, 2010). Nejrozsáhlejší z nich je Velká Podkrušnohorská výsypka, která vznikla v rozmezí 30-ti let postupným slučováním menších výsypek různého stáří na sever od Sokolova (Frouz a kol., 2007). Prováděnou biologickou rekultivací, kterou doprovázela výsadba dřevin a budování zemědělských ploch vznikla heterogenní výsypka se střídáním různých biotopů. Podle Miklase (2009) mají zvolené druhy rekultivací velký vliv na návrat prostředí k přírodě blízkému stavu.

Porovnáním výsledků výpočtů diverzity a produkce drobných zemních savců na vybraných lokalitách Velké Podkrušnohorské výsypce lze posoudit vhodnost typů rekultivace a řízené sukcese. Diverzitou drobných zemních savců na lokalitách zasažených povrchovou těžbou se ve svých pracích zabývali autoři Pecharová a Hanák (1997), Detlef a Bröring (2004) a Charvátová (2011). Studium primární sukcese společenstev drobných savců, výpočtem diverzity a sekundární produktivitou v závislosti na vývoji vegetace na výsypkách v Mostecké pánvi se v minulosti zabýval Bejček (1983).

Pro výpočty uváděné v této práci byly použity údaje z odchytů do živochytných pastí, které proběhly v letech 2009, 2010 a 2011. Všechny tyto odchty se uskutečnily na vybraných biotopech Velké Podkrušnohorské výsypky. Byly provedeny Ondřejem Cudlínem, spolu s ním se na odchtech podíleli Markéta Slábová, Bořek Miklas a Emilie Pecharová.

Ve své práci jsem vyhodnotila uvedené výsledky odchytů pomocí indexů diverzity a produkce drobných zemních savců v odlišných biotopech, které vznikly v důsledku lidské činnosti.

Cíl práce:

1. Výpočet produkce drobných zemních savců na pěti vybraných lokalitách Velké krušnohorské výsypky.
2. Porovnání produkce drobných zemních savců mezi jednotlivými biotopy.
3. Porovnání výsledků a výpočtů Shannonova a Simpsonova indexu diverzity na jednotlivých biotopech.

2. Literární rešerše

2.1 Těžební činnost

V počátcích těžby nebylo pro vytěžené uhlí takové upotřebení, využívalo se především jako náhrada za nedostatkové dřevo a dřevěné uhlí, dále se používalo například k pálení vápna, vypalování cihel a v pecích pro výrobu kamence a síry (Zícha, 2005). Z roku 1642 pochází nejstarší písemný doklad o těžbě uhlí na Sokolovsku, jedná se o zápis v kronice města Horní Slavkov. Z druhé poloviny 17. století pocházejí také další dvě zmínky o těžbě uhlí v okolí Louček a Nového Sedla (Frouz, 1999).

V 18. století byla objevena nová ložiska, ale zvýšení těžby uhlí bránila i skutečnost, že nebyl volný pohyb pracovních sil. Uhlí bylo těženo převážně majiteli pozemků, kteří měli přednostní právo. Využívalo se především uhlí kusové, část vytěženého uhlí byla spalována a prodávána jako hnojivo. Aby bylo zabráněno ne hospodárnému využití vytěženého uhlí jako hnojiva, byl v roce 1805 tento postup zakázán (Zícha, 2005). O průmyslovém využití hnědého uhlí, a s tím spojenou těžbu hnědého uhlí, existují první zachované záznamy až z konce 18. století (Frouz, 1999).

V první polovině 19. století došlo k rozvoji průmyslové výroby, uhlí se využívalo v porcelánkách, sklárnách a i v dalších odvětvích průmyslu, s tím stoupala i potřeba zvýšení těžby. Z udávaného 1 miliónu tun v roce 1886 až ke zvýšení těžby na 5,6 milionu tun. V červenci roku 1997 byla od počátku dobývání v regionu vytěžena již jedna miliarda tun uhlí (Dimitrovský, 2001).

Dobývání černého uhlí bylo spojené s vysokými náklady na hlubinou těžbu a nízkou produktivitou práce, proto začátkem 20. století došlo k rozvoji povrchové, technicky méně náročné těžbě hnědého uhlí. V první polovině 20. století převažovaly stále hlubinné revíry, v druhé polovině s rozvojem těžkého průmyslu těžba stoupala, tím došlo k otevírání nových povrchových lomů a naopak k postupnému uzavírání dolů hlubinných (Štýs a Helešicová, 1992).

V souvislosti s politickými a společenskými změnami po roce 1990 došlo vlivem poklesu těžkého průmyslu a energetiky k útlumu těžby hnědého uhlí. Postupné snižování těžby, zapříčiněné nižší spotřebou a silným tlakem na zlepšení životního prostředí, vyústilo až v uzavírání celých revírů (Smolová, 2008).

2.2. Výsypky a jejich rekultivace

2.2.1. Výsypky

Výsypky jsou nové útvary vzniklé těžební činnostmi, které vytváří významné změny v krajině, jsou to extrémní stanoviště s nestabilním a neproduktivním systémem, s počátečním stádiem vývoje, minimem organické hmoty, bez flory a fauny, trpící degradací a destrukcí pedosféry (Vráblíková a kol., 2009).

Jsou sypány pomocí velkozakladačů v pruzích a na povrchu jsou vertikálně členěny vzniklými prohlubněmi a vyvýšeninami (Bejček, 1983).

Zásahem do litosféry dochází kromě proměny reliéfu krajiny i k proměnám horninového prostředí, vzniká zcela odlišná posloupnost vrstev zemín, než byla původně. Vlivem promíchání zeminy dochází k novému uložení hornin, které neodpovídá stáří hornin (Štýs a Helešicová, 1992).

Podle místa vzniku jsou výsypky rozděleny na výsypky vnější, kde se odtěžená zemina ukládá mimo prostor lomu a výsypky vnitřní, odtěžená zemina se ukládá uvnitř vytěžené části lomu (Vráblíková a kol., 2009). Dle tohoto rozdělení se u Velké Podkrušnohorské výsypky jedná o výsypku vnější.

Odhadovaná celková rozloha výsypek po povrchové těžbě uhlí je 270 km² a celkový počet výsypek na Mostecku, Sokolovsku, Kladensku a Ostravsku se odhaduje na 70 (Prach, 2010).

2.2.2. Rekultivace

Rekultivace znamená aktivní obnovu a tvorbu půdního fondu v oblastech devastovaných průmyslovou činností. Jejím cílem je na plochách narušených těžbou vytvářet ekologicky vyváženou krajinu (Štýs a Helešicová, 1992).

Již v počátcích těžby nerostných surovin docházelo k narušování krajiny, proto byla nutné stanovit povinnost uvést území po těžbě do původního stavu. Prvně je tato povinnost dána obecným horním zákonem (z.č.146/1854), který byl císařským patentem vydán v roce 1854 (Vráblíková a kol., 2009).

V druhé polovině 20. století po vzniku nového horního zákona v roce 1957 (z.č. 41/1957) došlo v roce 1959 k jeho úpravě v ustanovení o rekultivaci zákonem č. 48/1959Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu a zákonem č. 138/1973 Sb.,

o vodách. V současné době rekultivace upravuje zákon č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství, v platném znění (Hučín, 2006).

S rozvojem povrchové těžby uhlí, zvětšováním území a hloubkou lomů, narůstala potřeba přemístit a uložit velké množství nadložních zemin, tím se vytvořila nová krajina odlišná od té původní (Štýs a Helešicová, 1992).

Důsledkem povrchové těžby uhlí je devastace ekosystémů, snížení biologické diverzity a stability krajiny (Pecharová a kol., 2001). Zásahem do krajiny v důsledku těžební činnosti se ve své práci zabývali také Walekr a Wiling (1999).

Obnova území po těžbě, s výjimkou hydrických rekultivací, se řídí plánem sanace a rekultivace. Požadavkem je navrácení krajiny do její původní podoby. To vede mnohdy k tomu, že lesnická a zemědělská rekultivace velmi často zničí již vzniklou biodiverzitu, včetně vzácných a chráněných živočichů, kteří prostory po těžbě již osídlili. Dlouhodobě je vyvíjen tlak odborníků a nevládních organizací na vyšší zastoupení přírodě blízké obnovy tak, aby řízenou rekultivací nebyla ničena biodiverzita obnovovaných území a nevznikala uniformní společenstva se sporným ekonomickým přínosem (Řehounek a Hátle, 2010).

2.3. Vznik Velké Podkrušnohorské výsypky

Velká Podkrušnohorská výsypka vznikla v rozmezí 30-ti let postupným slučováním menších výsypek různého stáří. Nachází se na sever od Sokolova mezi obcemi Vintířov, Vřesová, Lomnice, Dolní Nivy, Horní Rozmyšl a Stará Chodovská. Jedná se o největší výsypku jak v této lokalitě, tak na území ČR. Po nasypání skrývkových zemin z okolních lomů dosahuje výšky až 600 m n. m. V roce 2005 došlo postupně k ukončení těžby v jednotlivých dolech a v současnosti probíhá těžba hnědého uhlí v Sokolovské pánvi pouze v povrchovém dole Jiří. Od roku 2005 se zde upravuje terén a probíhá rekultivace, a to biologická část rekultivace doprovázená výsadbou dřevin a budováním zemědělských ploch (Frouz a kol., 2007).

Půdní skladba Velké Podkrušnohorské výsypky, která pochází ze skrývek okolních lomů je z velké části tvořena třetihorními cypřišovými jíly, hlinitokřemičitany s vysokým obsahem uhličitanu vápenatého (Skácelová, 2006).

Na Sokolovsku je v současné době asi 90 km² výsypek, z toho asi 55 km² s ukončenou nebo rozpracovanou rekultivací (Prach, 2010).

2.3.1. Rekultivace a přírodní sukcese

Výsypky vzniklé ze zemin pocházejících z nadloží hnědouhelných lomů neobsahují zpočátku žádné formy živých organismů. Sukcese, která zde probíhá je sukcesí primární. V prvním stádiu sukcese jsou zde zastoupena jednoduchá, pionýrská společenstva organismů, a to druhy tolerující široké rozmezí podmínek prostředí a druhy úzce specializované na extrémní stanoviště (Bejček a kol., 2006). Podobně jako další člověkem vytvořená prostředí (např. lomy a pískovny) jsou i výsypky spontánně osidlovány organismy z okolní krajiny. Pro některé druhy živočichů jsou disturbované lokality a stanoviště v iniciálních stádiích sukcese významnými biotopy (Zavadil, 2007).

Na vzniklé plochy výsypek, které jsou méně navštěvované lidmi, se velmi často stahují druhy živočichů, které vyhledávají prostředí bez vnějšího narušování. Do starších částí výsypek pak pronikají druhy typické pro stabilizovanější společenstva okolní krajiny. Výsypky tak přesto, že jsou velkým zásahem do krajiny, mohou přispět ke vzniku stanovišť některých vzácných a ohrožených druhů (Frouz a kol., 2007).

V současné době téměř veškerá biologická rekultivace po těžbě probíhá řízenou sukcesí s cílem dosažení určitého stavu. Přitom biologicky cenná místa na výsypkách mohou vznikat ponecháním částí ploch přirozené sukcesí (Bejček a kol., 2006).

Samovolná sukcese je nejlevnější a nejjednodušší způsob obnovy krajiny, kterou lze různými způsoby v určitých případech řídit nebo navracet. S obnovou krajiny samovolnou sukcesí by mělo být počítáno již při plánování a průběhu těžby např. cíleným vytvářením členitějšího povrchu výsypek, především vytvářením zavodněných depresí (Prach, 2010).

I v dalších publikacích jsou hodnoceny ekosystémy vzniklé spontánní sukcesí jako významnější než plochy po rekultivaci (Smolová, 2009, Tropek, 2010).

Na sukcesních výsypkách se terestrické prostředí samo vyvíjí podle charakteru substrátu i morfologie terénu, proto na nich vznikají různé biotopy. Vedle sebe tak lze najít nezarostlá počáteční sukcesní stadia i lesostep. Přijatelným řešením by podle Řehounka a kol. (2010) bylo ponechat 20% rekultivovaného území přirozené sukcesí.

2.3.2. Drobní savci a odchyty na lokalitách výsypek

Průběh primární sukcese drobných savců na výsypkách po hnědouhelné těžbě ve své práci zdokumentoval Bejček (1983). V letech 1974 - 1977 provedl odchyty v sedmi vybraných stádiích primární sukcese výsypek. Celkem v tomto období odchytil 7 druhů drobných savců: myšice křovinná, hraboš polní, rejsek obecný, rejsek malý, hraboš mokřadní, bělozubka šedá a norník rudý. Jako významné druhy této sukcese uvedl myšici křovinnou, hraboše polního a rejska obecného. (Bejček, 1983).

Vlivy různých typů rekultivace Velké krušnohorské výsypky na diverzitu drobných zemních savců se na základě provedených odchytů v roce 2009 zabývali Cudlín a kol. (2009).

Sledováním společenstev drobných savců na Velké Podkrušnohorské výsypce se také věnovali Pecharová a Hanák (1997), Slabová a kol. (2008) a Miklas (2009).

Vzhledem k rychlé reakci na sukcesní změny krajiny jsou drobní savci významným populačním vzorkem pro sledování diverzity (Bejček a Šťastný, 2001).

Populační vzorky drobných savců lze získat odchycem do sklapovacích pastí. Jedná se o jednu z metod odchytu drobných savců pro určování hustoty populací. Tato metoda odchytu, vzhledem k možnostem v relativně krátké době získat více dat, je vhodnou metodou při stanovení biodiverzity stanovišť (Pelikán 1975). Nevýhodou sklapovacích pastí je to, že v lokalitě kde probíhají odchyty, dojde k vychytání populace.

Další metodou je odchyt do živochytných pastí, tento typ pastí umožňuje opakovaný odchyt značených jedinců, a tím získání údajů pro výpočet denzity a migrace (Wilson, 1996). Metoda zpětných odchytů je pro určování hustoty populace považována za nejpřesnější (Pelikán, Zejda, 1962).

2.3.3. Druhy drobných savců s výskytem na vybraných lokalitách a jejich popis

Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*)

Obr. č. 1: Myšice lesní (Zdroj: www.naturfoto.cz)



Popis: myšice lesní má kontrastní zbarvení - hřbet má hnědý a břicho bílé. Od myši a jiných drobných hlodavců se odlišuje délkou tlapky, velikostí boltce a žlutou skvrnou na hrdle (obr. č. 1). V dospělosti váží 20 - 45 g, délka těla je 90 - 125 mm, ocasu 87 - 127 mm, zadní tlapky 23 - 27 mm a boltce 18 - 21 mm. Vyskytuje se v lesích všech typů od nížin po hory, v parcích, remízcích a větrolamech. Početnost: Lužní lesy 60 ks/ha, horské smrčiny 6 ks/ha (Dungel a Gaisler, 2002). Má značnou prostorovou aktivitu, někteří jedinci až do 2,3 ha (Anděra a Horáček, 1982)

Myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*)

Obr. č. 2: Myšice křovinná (Zdroj: www.naturfoto.cz)



Popis: myšice křovinná má hnědý nebo světle rezavý hřbet, břicho šedé až bílé, žlutou skvrnu na hrdle má menší než myšice lesní (obr. č. 2). V dospělosti váží 15 - 38 g, tělo měří 77 - 111 mm, ocas 70 - 106 mm, zadní tlapka 19,5 - 24 mm a boltec 14,5 - 18,5 mm. Druh, který se hojně vyskytuje od nížin až po hory, v polních kulturách, křovinách, lesících, sadech, vinicích a rákosinách. Osidluje haldy a výsypky dolů. Početnost: Až 40 ks/ha (Dungel a Gaisler, 2002). Domovský okrsek dominantního samce 1 - 2 ha a překrývá domovské okrsky většiny podřízených samic (Anděra a Horáček, 1982).

Hraboš polní (*Microtus arvalis*)

Obr. č. 3: Hraboš polní (Zdroj: www.naturfoto.cz)



Popis: hraboš polní má hnědý nebo světle šedý hřbet a nažloutlé břicho (obr. č. 3). V dospělosti váží 15 - 40 g, tělo má 80 - 130 mm, ocas 27 - 43 mm, zadní tlapka 14 - 18 mm a boltec 9 - 11 mm. Vyskytuje se na bezlesích místech, nejčastěji v zemědělských oblastech. Početnost: Cyklicky kolísá, až 2500 ks/ha při přemnožení (Dungel a Gaisler, 2002).

Domovský okrsek u samců asi 20 m a u samic poloviční (Pelikán a kol., 1979).

Hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*)

Obr. č. 4: Hraboš mokřadní (Zdroj: www.hlasek.com)



Popis: hraboš mokřadní má tmavě hnědý hřbet a nažloutlé břicho (obr. č. 4). V dospělosti váží 25 - 40 g, tělo má 100 - 140 mm, ocas 30 - 52 mm, zadní tlapka 18 - 21 mm a boltec 11 - 16 mm. Vyskytuje se na chladných, vlhkých místech s hustým porostem, podmáčených loukách a březích vod. Početnost: 4 ks/ha (Dungel a Gaisler, 2002).

a Gaisler, 2002).

Norník rudý (*Myodes glareolus*)

Obr. č. 5: Norník rudý (Zdroj: www.naturfoto.cz)



Popis: norník rudý má rezavě červený hřbet a žlutavě nebo bělavě šedé břicho (obr. č. 5). V dospělosti váží 10 - 36 g, tělo 80 - 122 mm, ocas 31 - 65 mm, zadní tlapka 15,5 - 20,5 mm, boltec 10 - 17 mm. Vyskytuje se v lesích všech druhů, od nížin až po hřebeny hor, v zahradách, parcích, větrolamech a rákosinách. Početnost: Až 150 ks/ha při přemnožení

(Dungel a Gaisler, 2002). Domovský okrsek 0,1 - 0,7 ha (Anděra a Horáček, 1982).

Rejsek obecný (*Sorex araneus*)

Obr. č. 6: Rejsek obecný (Zdroj: www.naturfoto.cz)



Popis: rejsek obecný má tmavě hnědý hřbet, světlejší boky a žlutavé břicho (obr. č. 6). V dospělosti váží 6 - 13 g, tělo má 60 - 80 mm, ocas 35 - 50 mm, zadní tlapka 11,8 - 13,5 mm. Vyskytuje se od nížin až po hory, ve všech typech lesů, parcích, větrolamech, zahradách, loukách a polích. Početnost: Až 40 ks/ha

(Dungel a Gaisler, 2002). Domovský okrsek se pohybuje v rozmezí od 0,02 - 0,08 ha u samce je větší než u samice (Anděra a Horáček, 1982).

Rejsek vodní (*Neomys fodiens*)

Obr. č. 7: Rejsek vodní (Zdroj: www.naturfoto.cz)



Popis: rejsek vodní má sytě černý hřbet a žluto bílé nebo šedo bílé břicho (obr. č. 7). V dospělosti váží 10 - 25 g, tělo má 65 - 96 mm, ocas 55 - 75 mm, zadní tlapka 18 - 21 mm. Vyskytuje se v na březích tekoucích i stojatých vod. Početnost: hojný druh (Dungel a Gaisler, 2002).

Bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*)

Obr. č. 8: Bělozubka šedá (Zdroj: www.naturfoto.cz)



Popis: bělozubka šedá má hnědý nebo šedohnědý hřbet, boky a břicho šedé (obr. č. 8). V dospělosti váží 4 - 8 g, tělo má 55 - 70 mm, ocas 25 - 34 při kořeni zesílený, zadní tlapka 10 - 12 mm. Vyskytuje se jak v stepních a lesostepních biotopech, ale také v lidských sídlištích, hospodářských stavbách a jejich okolí. Početnost: nehojná

(Dungel a Gaisler, 2002). Samci jsou pohyblivější než samice a vzdalují se až 50 m od trvalého úkrytu (Anděra a Horáček, 1982).

3. Uvedení zvolených metodik a jejich popis

3.1. Metodika odchyťů

3.1.1 Odchyty do živochytných pastí

Údaje uváděné v této práci jsou z odchyťů do živochytných pastí (obr. č. 9). Počty odchycených jedinců a charakteristika vybraných lokalit byly poskytnuty vedoucím bakalářské práce Ing. Ondřejem Cudlínem, Ph.D..

Odchyty probíhaly v letech 2009, 2010 a 2011. První odchyty proběhly v roce 2009 ve třech termínech. Při prvním jarním odchytu byly pasti umístěny 1.6. a odchyt byl ukončen 5.6., druhý letní proběhl od 10.8. do 14.8. a poslední podzimní od 13.10. do 15.10.. V následujících letech proběhly opakované odchyty taktéž ve třech termínech. V roce 2010 jarní odchyt od 29.6. do 2.7., letní odchyt od 3.8. do 5.8. a podzimní odchyt od 12.10. do 15.10.. V roce 2011 jarní odchyt od 20.6. do 23.6., letní od 8.8. do 11.8. a podzimní od 18.9. do 21.9.. Pro účely výpočtů jsem použila pouze jarní a podzimní odchyty.

V následujícím textu jsou údaje vztahovány vždy pouze k těmto dvěma posuzovaným odchyťům.

Obr. č. 9: Živlovná past (Zdroj: Cudlín O.)



3.1.2. Lokality odchyťů

Odchyty drobných zemních savců probíhaly na pěti vybraných lokalitách s různým typem rekultivací na Velké Podkrušnohorské výsypce v okolí Sokolova.

V prvním roce došlo na ploše obhospodařované louky u obce Lomnice k poškození pastí divokou zvěří, proto byla v následujících letech provedena změna a byla vybrána kulturní louka na Panském povodí.

Vybrané lokality:

Olšina Klondajk - jedná se o lesnickou rekultivaci (obr. č. 10). Rostlinné společenstvo s výskytem olše lepkavé (*Alnus glutinosa*), jde o monokulturní výsadbu v době odchyťů starou 20 let, s příměsí náletových dřevin dubu letního (*Quercus robur*) a břízy bělokoré (*Betula pendula*). Bylinné patro tvoří především odpad, místy kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), jahodník obecný (*Fragaria vesca*) a ostružník maliník (*Rubus idaeus*). Terén je mírně svažité se sklonem 1% a je orientován na jiho-jihovýchod.

Obr. č. 10: Olšina Klondajk (Zdroj: Cudlín O.)



Bor Klondajk - také tato lokalita vznikla lesnickou rekultivací (obr. č. 11). Rostlinné společenstvo s výskytem borovice lesní (*Pinus sylvestris*), jedná se o monokulturní výsadbu starou 20 let, v době odchytů dosahovaly stromy výšky 3 - 5 metrů. Bylinné patro tvoří odpad, místy třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a ostružník maliník. Terén je mírně svažité se sklonem 1% a je orientován na jiho– jihovýchod.

Obr. č. 11: Bor Klondajk (Zdroj: Cudlín O.)



Mokřad Klára - vznikl hydrickou rekultivací (obr. č. 12). Jezírko a rostlinné společenstvo bez stromového patra, které vzniklo řízenou sukcesí. Stáří lokality 10 let. Bylinné patro s výskytem třtiny křovištní, rákosu obecného (*Phragmites australis*), přesličky bahenní (*Equisetum balustr*) a jetele lučníha (*Trifolium pratense*).

Obr. č. 12: Mokřad Klára (Zdroj: Cudlín O.)



Sukcesní les - vznikl řízenou sukcesí (obr. č. 13). Rostlinné společenstvo s výskytem smrku ztepilého (*Picea abies*), topolu osiky (*Populus tremula*), krušiny olšové (*Frangula alnus*) a břízy bělokoré, lesní společenstvo vzniklo řízenou sukcesí cca před 15 lety. Ze sledovaných lokalit je zde druhově nejvíce různorodé bylinné patro, tvoří ho třtina křovištní, jetel luční, srha laločnatá (*Dactylis glomeratus*), vlčí bob (*Lupinus polyphyllus*), jahodník obecný, maliník ostružník, metlice trsnatá (*Deschampsia caespitosa*), brusnice brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*).

Obr. č. 13: Sukcesní les (Zdroj: Cudlín O.)



Louka Panské (obr. č. 14) - jedná se o zemědělskou rekultivaci starou v době odchyťů 10 let. Rostlinné společenstvo bez stromového patra, v bylinném s výskytem jílku vytrvalého (*Lolium perenne*) a jetele lučního.

Obr. č. 14: Louka Panské (Zdroj: Cudlín O.)



3.1.3. Umístění pastí a druh zvolené metody odchyty

Na všech lokalitách probíhal odchyt do pastí umístěných v kvadrátu 7 x 7 ve vzdálenosti 5 m, který je velmi často používán pro luční ekosystém (Bejček, 1983). Živochytné pasti byly do lokality rozmístěny vždy den před prvním vybíráním pastí. Byla použita rostlinná a živočišná návnada. Z rostlinné byly vybrány ovesné vločky a z živočišné konzervované rybičky.

3.1.4. Doba a četnost odchyty

Pro výpočty jsem použila jarní a podzimní odchyty v letech 2009, 2010 a 2011, odchycení jedinci při letním odchyty jsem do výpočtů nezahrnula. V roce 2009 probíhal jarní odchyt od 1.6. a byl ukončen 5.6. a podzimní od 13.10. do 15.10.. V roce 2010 jarní v termínu 29.6. – 2.7. a podzimní 12.10. - 15.10.. V roce 2011 jarní od 20.6. do 23.6. a podzimní od 18.9. do 21.9..

3.1.5. Výčet odchycených druhů

Ve sledovaných letech bylo na všech lokalitách odchyceno celkem 8 druhů drobných savců z čeledi myšovitých (myšice lesní, myšice křovinná), hrabošovitých (norník rudý, hraboš polní, hraboš mokřadní) a rejskovitých (rejsek obecný, rejsek vodní, bělozubka šedá).

3.2. Produkce drobných savců vypočtena na základě kvadrátových odchyť

Produkcii drobných savců jsem vypočetla z výsledků kvadrátových odchyť. Jednotlivé postupy při výpočtech pro názornost vysvětluji na lokalitě Olšina Klondajk. Pro získání konečného výsledku jsem výpočty rozdělila do čtyř etap (Bejček, 1983, Bejček a Šťastný, 2001):

- vyloučení okrajového efektu
- výpočet odhadovaného úlovku (\bar{N})
- stanovení účinně vycyhané plochy (ÚVP)
- výpočet hektarové denzity (D) na základě N a ÚVP

3.2.1. Vyloučení okrajového efektu

Při kvadrátovém odchytku může mít na velikost úlovku v pastech při okraji vliv migrující složka sledované populace, dále pak jedinci s teritoriem vně kvadrátu. To znamená, že okrajové řady pastí jsou nejméně ovlivněny vzájemným působením (Pelikán, 1968, 1970, Bejček, 1983). Z Pelikánem (1968) doporučených metod vyloučení okrajového efektu jsem vybrala variantu ověření metodou χ^2 – testu, tedy metodou chí – kvadrát testem dobré shody.

Postup: Z dodaných údajů jsem vypracovala tabulku s rozmístěním jednotlivých pastí a počtem odchycených jedinců za dobu odchytku. Pro zjištění výskytu a případných migrací jsem do výpočtů vyloučení okrajového efektu zahrнула i zpětně odchycené jedince. Dále jsem spočítala předpokládaný odchyt na jednu past (skutečný odchyt/počet pastí), a tím stanovila kritickou hodnotu pro hladinu významnosti (nulovou hodnotu H_0). Pro výpočet χ^2 – testu jsem použila vzorec testového kritéria $\chi_n^2 = \sum \frac{(x_i - e_i)^2}{e_i}$, (1)

kde x_i jsou zjištěné hodnoty a e_i hodnoty předpokládané. Vypočtenou hladinu významnosti (p) jsem porovnávala s hodnotou 0,01, pokud byla vypočtená hodnota $p \geq 0,01$ nulová hypotéza nebyla zamítnuta.

U všech lokalit jsem pro vyloučení okrajového efektu nejdříve posuzovala okrajové pastí kvadrátu (řady pastí 1-6, 7-42, 8-43, 44-49) a následně všechny pastí kvadrátu (tabulka č. 1). Po zhodnocení výsledků a porovnání obou variant výpočtů jsem pro vyloučení okrajového efektu vzhledem obdobným výsledkům posuzovala všechny pastí kvadrátu.

Pouze u tří lokalit jsem, vzhledem k získaným výsledkům, posuzovala pastí okrajové. U lokalit Mokřad Klára (jaro 2010), Olšina Klondajk (podzim 2011) a Louka Panské (podzim 2011) jsem po vyloučení okrajových pastí spočítala pastí zbylé a výsledek zaznamenala. Pro vypracování tabulek odchytů a k výpočtům jsem použila program Microsoft Office Excel 2010, verze 14.0.6112.5000.

Ukázka postupu při výpočtu na vybrané lokalitě Olšina Klondajk:

Tabulka č. 1: Rozmístění pastí s počtem odchycených jedinců na lokalitě Olšina Klondajk, odchvy od 29.6.2010 do 2.7.2010.

0	0	0	1	4	1	0
7	14	21	28	35	42	49
0	0	0	0	2	1	0
6	13	20	27	34	41	48
1	1	0	0	2	0	0
5	12	19	26	33	40	47
0	1	0	0	1	1	0
4	11	18	25	32	39	46
1	0	0	0	2	1	0
3	10	17	24	31	38	45
1	1	0	1	0	0	0
2	9	16	23	30	37	44
0	2	0	1	0	3	1
1	8	15	22	29	36	43

Vysvětlivky: dolní údaj buňky tabulky - číslo pastí, horní údaj buňky tabulky - počet odchycených jedinců.

V dané lokalitě bylo celkem odchyceno 30 jedinců různých druhů. Vypočtený předpoklad odchycených jedinců na jednu past byl 0,61. Předpokládaná nulová hypotéza $H_0 = 0,61$. Hladina významnosti 0,01 (tabulka č. 2).

Výsledek výpočtů: χ^2 - test 61,9, $p = 0,101$ nulová hypotéza se nezamítá (tab. č. 2).

U této lokality jsem nezaznamenala okrajový efekt, pro další výpočty jsem počítala s jedinci odchycenými ve všech pastech.

Tabulka č. 2: Výsledky výpočtu χ^2 -testu na lokalitě Olšina Klondajk, odchvy v letech 2009, 2010 a 2011.

lokalita	rok	N	χ^2 - test	p	H_0	hypotéza
Olšina Klondajk	2009 jaro	4	70,9	0,020	0,08	nezamítá
	podzim	14	62,0	0,083	0,29	nezamítá
Olšina Klondajk	2010 jaro	30	61,9	0,101	0,61	nezamítá
	podzim	37	56,7	0,209	0,76	nezamítá
Olšina Klondajk	2011 jaro	11	57,2	0,197	0,22	nezamítá
	podzim	9	23,5	0,999	0,43	nezamítá

Vysvětlivky: N – celkový počet jedinců, p – hladina významnosti, H_0 – nulová hypotéza.

3.2.2. Výpočet odhadované velikosti úlovků (\tilde{N})

Pro potřeby dalších práce s daty jsem pro výpočet odhadované velikosti úlovku použila jednu z metod uvedených v uveřejněné metodice od Pelikána (1976). Tyto metody stanovení odhadované velikosti úlovku jsou založeny na výpočtu regrese při odchycích do sklapovacích pastí. Data pro tuto práci jsou z odchytů do živochytných

pastí, odchycení jedinci jsou po označení vypouštěni zpět. Údaje o případném opakovaném odchytu jsou v tabulkách zaznamenány, proto jsem po vyloučení zpětných odchytů data použila pro výpočet odhadované velikosti úlovku. Všechny v metodice uváděné metody lze použít pouze v případě, pokud odchyty probíhaly minimálně ve třech dnech, což bylo splněno.

Ke stanovení odhadovaného počtu odchycených jedinců jsem zvolila metodu výpočtu podle Leslieho a Davise (1939). Metoda výpočtu podle Leslieho a Davise (1939) spočívá ve výpočtu regrese pomocí sestavení rovnice regresní přímky.

$$\sum (x_i - \bar{x})^2 = \sum x_i^2 - \frac{(\sum x_i)^2}{n} \quad (2)$$

$$\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}) = \sum x_i y_i - \sum x_i \frac{\sum y_i}{n}, \quad (3)$$

kde y_i jsou jednodenní úlovky, x_i součty předchozích úlovků v příslušných dnech a n je počet dnů odchytů.

Pro regresní koeficient (b), který určuje sklon přímky, jsem použila vzorec

$$b = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}, \quad (4)$$

protože vztah mezi hodnotami je záporný, regresní přímka klesá a vypočtený koeficient je záporný. Platí tedy, že $p = -b$. Hodnota (p) označuje pravděpodobnost ulovení, tzn. kolik se během každého dne odchytilo jedinců, kteří byli ještě na ploše.

Dále jsem vypočetla hodnotu (a), která označuje bod, ve kterém regresní přímka protíná osu y. Vzorec pro výpočet je $a = \frac{\sum y_i - \sum x_i b}{n}$. (5)

Při výpočtu tohoto typu regrese je (a) vždy kladné, průsečík tedy vždy leží v kladných hodnotách na ose y.

Odhadovanou velikost jsem následně vypočetla dosazením do vzorce $\tilde{N} = \frac{a}{p}$. (6)

Pokud byla skutečná velikost úlovku N shodná nebo nepatrně nižší než vypočtená odhadovaná velikost úlovku \tilde{N} , pak byla zvolena metoda odchytů účinná, byli odchyceni a označeni všichni jedinci na ploše. Byla-li skutečná velikost úlovku N nižší než vypočtena odhadovaná velikost úlovku \tilde{N} znamená to, že plocha nabyla účinně vychytána. V případě záporné hodnoty výsledku znamená, že ke konci odchytů byli odchyceni jedinci, kteří nemají na odchytové ploše své domovské okrsky (Leslieho a Davise, 1939). Výsledky výpočtů uvádím v tabulce č. 3 a 4.

Pro vypracování tabulek odhadované velikosti úlovku a k výpočtům jsem použila program Microsoft Office Exel 2010, verze 14.0.6112.5000.

Ukázka postupu při výpočtu na vybrané lokalitě olšina Klondajk:

Tabulka č. 3: Výpočet odhadované velikosti na lokalitě olšina Klondajk, datum odchyty od 29.6.2010 do 2.7.2010.

počet dní odchyty	y_i	x_i	x_i^2	$x_i y_i$
1.	5	0	0	0
2.	8	5	25	40
3.	2	13	169	26
celkem	15	18	194	66

Vysvětlivky: y_i - jednodenní úlovky, x_i součty předchozích úlovků v příslušných dnech.

$$\sum (x_i - \bar{x})^2 = \sum x_i^2 - \frac{(\sum x_i)^2}{n} = 86$$

$$(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}) = \sum x_i y_i - \sum x_i \frac{\sum y_i}{n} = -24$$

$$b = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum (x_i - \bar{x})^2} = -0,279 \quad p = 0,279 = 27,9\%$$

$$a = \frac{\sum y_i - \sum x_i b}{n} = 6,674$$

$$\tilde{N} = \frac{a}{p} = 23,917$$

Tabulka č. 4: Výsledky výpočtu odhadované velikosti úlovků (\tilde{N}) na lokalitě olšina Klondajk, odchyty 2009, 2010 a 2011.

lokalita	rok		N	\tilde{N}	p	p%
Olšina Klondajk	2009	jaro	2	7	0,063	6,3
		podzim	11	14,2	0,400	40
Olšina Klondajk	2010	jaro	15	23,9	0,279	27,9
		podzim	29	42,2	0,320	32
Olšina Klondajk	2011	jaro	7	13,8	0,211	21,1
		podzim	6	6,4	0,643	64,3

Vysvětlivky: N - počet odchycených jedinců, \tilde{N} - odhadovaná velikost úlovku, p - pravděpodobnost ulovení, p% - pravděpodobnost ulovení vyjádřená v procentech.

3.2.3. Stanovení účinně vycytené plochy (ÚVP)

Pro stanovení odhadovaného počtu odchycených jedinců jsem podle Pelikána (1975) potřebovala znát účinně vycytenou plochou (ÚVP), tzn. odchytový kvadrát rozšířený o pruh, který odpovídá polovině průměru individuálního okrsku druhu jednotlivých druhů. Jelikož jednotlivé druhy mají tyto individuální okrsky různé, pak by měla být ÚVP vypočtena pro každý druh zvlášť. V literatuře se názory na velikost domovských okrsků jednotlivých druhů liší. Bejček (1983) uvádí například u myšice křovinné při odchycích na kvadrátu 1 ha účinně vycytenou plochu od 1,35 ha do 1,85 ha, u hraboše polního od 0,55 ha do 1,30 ha a rejska obecného 1,59 ha. Proto jsem, vzhledem k tomu, že odchyty probíhaly na malé ploše o rozloze 0,09 ha, přepočítala denzitu na 1 ha pro všechny druhy, bez zohlednění jejich domovských okrsků.

3.2.4. Výpočet produkce na vybraných lokalitách

Pro výpočet produkce (P) jsem použila vzorec $P = \bar{N} * \bar{W} * (H)$ ($\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$), (7) kde \bar{N} je průměrná roční denzita, \bar{W} průměrná roční hmotnost a (H) roční obrat populace (Bejček, 1983). Výpočty toku energie jsem se v této práci nezabývala.

Postup: \bar{N} - průměrnou roční denzitu jsem vypočítala jako průměr denzit z jarních a podzimních odchytů pro každou jednotlivou lokalitu a rok zvlášť, do výpočtů jsem zahrнула pouze prvně odchycené jedince a \bar{W} - jako průměrnou roční hmotnost z celkové hmotnosti prvně odchycených jedinců pro každou jednotlivou lokalitu.

Pro stanovení ročního obratu populace (H) jsem použila vzorec $N_t = N_0 * e^{-\mu t}$ (8)

s odvozeným vzorcem pro výpočet mortality $\mu = - \frac{1 \ln N_0 - 1 \ln N_t}{t}$. (9)

U výpočtu mortality je nutné znát denzitu jedinců prvně odchycených na jaře posuzovaného roku (N_t), na podzim roku minulého (N_0) a časový úsek mezi jednotlivými odchyci (t). Získaný údaj o mortalitě jsem dosadila do vzorce pro výpočet průměrné délky života odchycených jedinců $t' = \frac{1}{\mu}$ a výsledek (t') následně do vzorce ročního obratu populace $H = \frac{12}{t'}$ (Bejček, 1983). Výsledky výpočtů uvádím v tabulce č. 5.

Pro vypracování tabulek produkce a k výpočtům jsem použila program Microsoft Office Exel 2010, verze 14.0.6112.5000.

Pro období, kdy nebyly známy průměrné roční denzity z podzimních odchytů předešlého roku, jsem pro výpočet produktivity použila průměr mortalit z odchytů v roce 2010 a 2011 na dané lokalitě. V případě lokality louka Panská, kde v letech 2009 a 2010 byly odchty neúspěšné, jsem použila mortalitu z odchytů, které uskutečnil Bejček (1983) na Mostecké výsypce.

Tabulka č. 5: Výsledky výpočtu produktivity na lokalitě olšina Klondajk, odchty 2009, 2010 a 2011.

Lokalita	rok	\bar{N}	\bar{W}	μ	t'	(H)	P
Olšina Klondajk	2009	77,8	30,0	0,160	6,3	1,9	4485,3
Olšina Klondajk	2010	194,4	23,8	0,052	19,3	0,6	2874,1
Olšina Klondajk	2011	105,6	26,5	-0,201	-4,9	-2,4	-6728,9

Vysvětlivky: \bar{N} – průměrná roční denzita, \bar{W} – průměrná roční hmotnost, μ - mortalita, t' – průměrná délka života, (H) – roční obrat populace, P – roční produkce.

3.3. Index diverzity podle Shannona a Simpsona

Index diverzity vyjadřuje různorodost druhového zastoupení a početnost jednotlivých druhů v celkovém společenstvu. Pro stanovení indexu diverzity jsem zvolila Shannonův index H (Shannon, 1948) a Simpsonův index D (Simpson, 1949).

3.3.1. Výpočet indexu diverzity podle Shannona

Postup: U lokalit, u kterých jsem nezaznamenala okrajový efekt, jsem z dodaných údajů sečetla počet poprvé odchycených jedinců ze všech pastí podle jednotlivých druhů a počty zaznamenala do tabulky. U lokalit s vyloučenými okrajovými pastmi, pak pouze údaje ze zbylých pastí. Pro výpočet indexu diverzity podle Shannona jsem použila vzorec: $H = - \sum_{i=1}^R p_i \ln p_i$, (10)

kde R je počet druhů, p_i podíl jednotlivců patřících k i-tému druhu ($p_i = \frac{n_i}{N}$).

3.3.2. Výpočet indexu diverzity podle Simpsona

Postup: Výpočet jedinců dle druhů viz výše. Pro výpočet indexu diverzity podle

$$\text{Simpsona jsem použila vzorec: } D = \frac{\sum_{i=1}^R n_i(n_i-1)}{N(N-1)}, \quad (11)$$

kde n_i je počet jedinců patřících do typu i -tého a N celkový počet jedinců.

K oběma výpočtům (Shannon, Simpson) jsem vypočítala vyrovnanost společenstva jako podíl indexu skutečného společenstva a teoretické maximální hodnoty pro daný počet druhů, vzorec výpočtu $E_h = \frac{H}{\ln S}$, respektive $E_d = \frac{D}{\ln S}$, kde S je počet druhů. Výsledky výpočtů uvádím v tabulce č. 6.

Pro vypracování indexů diverzity a k výpočtům jsem použila program Microsoft Office Exel 2010, verze 14.0.6112.5000.

Tabulka č. 6: Výsledky výpočtů indexu diverzity podle Shannona a Simpsona na vybrané lokalitě olšina Klondajk, odchyty 2009, 2010 a 2011.

Lokalita		jaro					podzim				
		N	H	Eh	D	Ed	N	H	Eh	D	Ed
Olšina Klondajk	2009	4	0	0	0	0	14	0	0	0	0
Olšina Klondajk	2010	15	0,39	0,57	0,25	0,36	20	0,19	0,29	0,10	0,14
Olšina Klondajk	2011	6	0,45	0,65	0,33	0,48	13	0,54	0,78	0,39	0,56

Vysvětlivky: N – celkový počet jedinců, H – diverzita podle Shannona, E_h – vyrovnanost společenstva (Shannon), D – diverzita podle Simpsona, E_d – vyrovnanost společenstva (Simpson).

4. Výsledky výpočtů

4.1. Odchyty

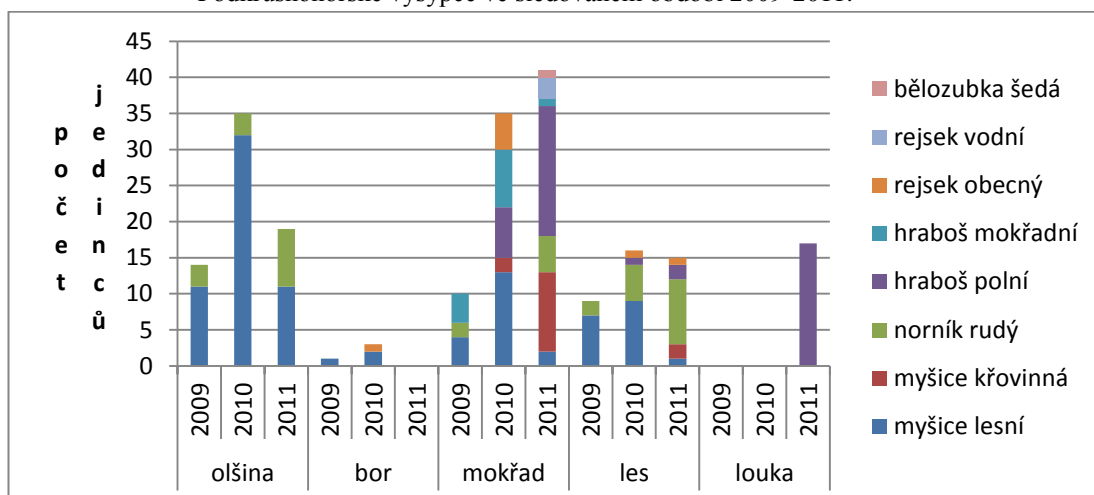
Podle dodaných dat od Ing. Ondřeje Cudlína Ph.D. bylo v průběhu třech let na pěti vybraných lokalitách během jarních a podzimních odchytů celkem, bez zpětných odchytů, odchyceno 215 jedinců. V celkovém počtu bylo zastoupeno 8 druhů. Z toho bylo v roce 2009 celkem odchyceno 32 jedinců 3 druhů. V následujícím roce pak celkem 91 jedinců 6 druhů a v roce 2011 celkem 92 jedinců 8 druhů (obr. č. 15).

V roce 2009 byl nejvyšší počet jedinců odchycen na lokalitě olšina Klondajk, naopak nejnižší počet jedinců na lokalitě bor Klondajk a žádný úlovek pak na lokalitě louka Lomnice. V tomto roce bylo také oproti dalším letům zjištěno velmi nízké druhové zastoupení. Jednalo se o druhy: myšice lesní, norník rudý a hraboš mokřadní. Nejhojnějším druhem byla myšice lesní, která se vyskytovala kromě louky Panské na všech ostatních lokalitách.

V roce 2010 byl nejvyšší počet jedinců zaznamenán na lokalitě mokřad Klára, nejnižší počet jedinců na lokalitě bor Klondajk a žádný úlovek na lokalitě louka Panská. Počet odchycených jedinců a druhové zastoupení bylo vyšší než v roce 2009. Odchyceny byly druhy: myšice lesní, myšice křovinná, norník rudý, hraboš polní, hraboš mokřadní a rejsek obecný. Nejhojnějším druhem byla opět myšice lesní, která se vyskytovala kromě louky Panské na všech ostatních lokalitách.

V posledním sledovaném roce byl stejně jako v roce 2010 nejvyšší počet jedinců odchycen na lokalitě mokřad Klára, nejnižší počet jedinců na lokalitě sukcesní les a žádný úlovek na lokalitě bor Klondajk. Ze tří sledovaných let bylo v tomto roce odchyceno nejvíce jedinců a zaznamenána nejvyšší diverzita. Jednalo se o druhy: myšice lesní, myšice křovinná, norník rudý, hraboš polní, hraboš mokřadní, rejsek obecný, rejsek vodní a bělozubka šedá. Nejhojnějším druhem byl oproti minulým rokům hraboš polní. V tomto roce byli odchyceni po jednom jedinci bělozubky šedé a rejska vodního. Usuzují, že se jedná o jedince migrujícího z jiné lokality.

Obr. č. 15: Celkové zastoupení jednotlivých druhů drobných savců na všech lokalitách Velké Podkrušnohorské výsypce ve sledovaném období 2009-2011.



Vysvětlivky: olšina – olšina Klondajk, bor – bor Klondajk, mokřad – mokřad Klára, les – sukcesní les, louka – louka Panská.

4.2. Vyloučení okrajového efektu

S výjimkou lokalit Mokřad Klára (jaro 2010), Olšina Klondajk (podzim 2011) a Louka Panská (podzim 2011), u kterých jsem metodou χ^2 - testu zjistila okrajový efekt, pro výsledky vyloučení okrajového efektu jsem posuzovala všechny pasti kvadrátu (tab. č. 7).

Mokřad Klára jaro 2010 - celkem bylo během jarních odchyťů do pastí odchyceno 14 jedinců, z toho bylo 6 zpětných odchyťů. Okrajový efekt jsem zjistila u řady pastí 1-6 (3 zpětné odchyty). Olšina Klondajk podzim 2011 - zde bylo celkem odchyceno 21 jedinců, z toho bylo 8 zpětných odchyťů. Okrajový efekt jsem vypočetla u řady pastí 1-6 (1 zpětný odchyt) a 7-42 (1 zpětný odchyt). Louka panská podzim 2011 - celkem bylo během podzimních odchyťů do pastí odchyceno 20 jedinců, z toho byly 3 zpětné odchyty. Okrajový efekt jsem vypočetla u řady pastí 1-6 a 7-42.

U vyjmenovaných lokalit jsem v tabulce (tab. č. 7) uvedla výsledky po vyloučení pastí s okrajovým efektem.

Tabulka č. 7: Výsledky výpočtu vyloučení okrajového efektu na všech posuzovaných lokalitách, odchyty 2009, 2010 a 2011.

lokality	rok		N	χ^2 - test	p	H_0	hypotéza
Olšina Klondajk	2009	jaro	4	70,9	0,017	0,08	nezamítá
		podzim	14	62,1	0,083	0,29	nezamítá
Olšina Klondajk	2010	jaro	30	61,9	0,101	0,61	nezamítá
		podzim	37	56,7	0,209	0,76	nezamítá
Olšina Klondajk	2011	jaro	11	57,2	0,197	0,22	nezamítá
		podzim	9	23,5	0,999	0,43	nezamítá
Bor Klondajk	2009	jaro	0	0	0	0	-
		podzim	1	48,9	0,430	0,02	nezamítá
Bor Klondajk	2010	jaro	0	0	0	0	-
		podzim	4	46	0,595	0,08	nezamítá
Bor Klondajk	2011	jaro	0	0	0	0	-
		podzim	0	0	0	0	-
Mokřad Klára	2009	jaro	0	0	0	0	-
		podzim	10	0,4	49,804	0,20	nezamítá
Mokřad Klára	2010	jaro	10	48,2	0,505	0,29	nezamítá
		podzim	51	58,7	0,163	1,04	nezamítá
Mokřad Klára	2011	jaro	6	60,7	0,123	0,12	nezamítá
		podzim	50	57,8	0,157	1,02	nezamítá
Sukcesní les	2009	jaro	3	47,0	0,554	0,06	nezamítá
		podzim	0	0	0	0	-
Sukcesní les	2010	jaro	10	40,0	0,816	0,20	nezamítá
		podzim	17	54,9	0,260	0,35	nezamítá
Sukcesní les	2011	jaro	4	71,0	0,021	0,08	nezamítá
		podzim	16	69,3	0,029	0,33	nezamítá
Louka Lomnice	2009	jaro	0	0	0	0	-
		podzim	0	0	0	0	-
Louka Panské	2010	jaro	0	0	0	0	-
		podzim	0	0	0	0	-
Louka Panské	2011	jaro	0	0	0	0	-
		podzim	10	39,5	0,832	0,41	Nezamítá

Vysvětlivky: N – celkový počet jedinců, p – hladina významnosti, H_0 – nulová hypotéza.

4.3. Výsledky odhadované velikosti úlovku \tilde{N}

Nepatrně nižší velikost úlovku N oproti vypočítané odhadované velikosti úlovku \tilde{N} jsem výpočtem zjistila u lokalit Olšina Klondajk podzim 2011, bor Klondajk podzim 2010, mokřad Klára podzim 2009, jaro a podzim 2010, jaro 2011, sukcesní les podzim 2009. Tyto lokality byly při odchycích účinně vychytány (tabulka č. 8).

Vypočtená odhadovaná velikost úlovku \tilde{N} u lokalit Olšina Klondajk jaro a podzim 2009, 2010 a jaro 2011, mokřad Klára podzim 2010 a jaro 2011, sukcesní les podzim 2010, jaro a podzim 2011, louka Panská podzim 2011 byla vyšší než skutečná velikost úlovku. Podle těchto výsledků nebyly plochy těchto lokalit účinně vychytány (tabulka č. 8).

U lokalit sukcesní les jaro 2009 a 2010 byla výsledkem záporná hodnota. Na této ploše mohli být ke konci odchyťů odchyceni jedinci, kteří nemají na odchyťové lokalitě své domovské okrsky a přes tuto plochu migrují (tabulka č. 8).

Tabulka č. 8: Výsledky výpočtu odhadovaného úlovku \tilde{N} na všech posuzovaných lokalitách, odchyty 2009, 2010 a 2011.

lokalita	rok		N	\tilde{N}	p	p%
Olšina Klondajk	2009	jaro	2	7	0,063	6,3
		podzim	11	14,2	0,400	40
Olšina Klondajk	2010	jaro	15	23,9	0,279	27,9
		podzim	29	42,2	0,320	32
Olšina Klondajk	2011	jaro	7	13,80	0,211	21,1
		podzim	6	6,4	0,643	64,3
Bor Klondajk	2009	jaro	0	0	0	0
		podzim	1	1	1	100
Bor Klondajk	2010	jaro	0	0	0	0
		podzim	3	3	0,500	50
Bor Klondajk	2011	jaro	0	0	0	0
		podzim	0	0	0	0
Mokřad Klára	2009	jaro	0	0	0	0
		podzim	8	8,1	0,597	59,7
Mokřad Klára	2010	jaro	7	7,1	0,849	84,9
		podzim	27	27,2	0,648	64,8
Mokřad Klára	2011	jaro	3	3,2	0,643	64,3
		podzim	38	53,9	0,337	33,7
Sukcesní les	2009	jaro	3	-0,1	-1,750	-17,5
		podzim	6	6,1	0,823	82,3
Sukcesní les	2010	jaro	6	-7,7	-0,214	-21,4
		podzim	9	13,5	0,306	30,6
Sukcesní les	2011	jaro	4	5,4	0,357	35,7
		podzim	11	18,2	0,265	26,5
Louka Panské	2009	jaro	0	0	0	0
		podzim	0	0	0	0
Louka Panské	2010	jaro	0	0	0	0
		podzim	0	0	0	0
Louka Panské	2011	jaro	0	0	0	0
		podzim	17	23,5	0,351	35,1

Vysvětlivky: N – počet odchycených jedinců, \tilde{N} – odhadovaná velikost úlovku, p – pravděpodobnost ulovení, p% - pravděpodobnost ulovení vyjádřená v procentech.

4.4. Výsledky výpočtu produkce P

Na lokalitě olšina Klondajk byla zaznamenána v roce 2009 průměrná roční denzita 77,8 ex.ha⁻¹, následující rok průměrná roční denzita stoupla na 194,4 ex.ha⁻¹, současně byla na jaře 2010 vyšší denzita 166,7 ex.ha⁻¹ než na podzim 2009 122,2 ex.ha⁻¹. V roce 2011 došlo naopak k poklesu průměrné roční denzity na 105,6 ex.ha⁻¹. Stejně kolísala v jednotlivých letech i průměrná roční hmotnost odchycených jedinců. Od nejnižší průměrná hmotnost, která byla zaznamenána v roce 2010 23,8 g po nejvyšší v roce 2009 30,1 g (tabulka č. 9).

Na lokalitě olšina Klondajk byla v roce 2009 produkce 4 485,3 g.ha⁻¹, v roce 2010 klesla na 2 874,1g.ha⁻¹. V roce 2011 byla zaznamenána vyšší úmrtnost než produkce (tabulka č. 9).

Na lokalitě bor Klondajk byla v roce 2009 zaznamenána velmi nízká průměrná roční denzita 5,6 ex.ha⁻¹, následující rok několikanásobně stoupla na 16,7 ex.ha⁻¹. V roce 2011 nebyly odchvy na této lokalitě úspěšné. Také průměrná roční hmotnost odchycených jedinců 17 g byla v roce 2009 nižší než následující rok, kdy dosáhla 24,7 g. V letech 2009 a 2010 byla zaznamenána vyšší úmrtnost než produkce (tabulka č. 9).

Nejnižší průměrná roční denzita byla také na lokalitě mokřad Klára zaznamenána v roce 2009 - 44,4 ex.ha⁻¹, následující rok několikanásobně stoupla na 205,6 ex.ha⁻¹ a mírně stoupla i v roce 2011 - 227,8 ex.ha⁻¹. Stejně stoupala v jednotlivých letech i průměrná roční hmotnost odchycených jedinců. Od nejnižší průměrné hmotnosti v roce 2009 - 18,8 g až po 22,4 g v roce 2011. Stoupající tendenci měla i produkce, v roce 2009 - 1780,0 g.ha⁻¹, následující rok již dosahovala 9 022,2 g.ha⁻¹ a v roce 2011 - 23 165,9 g.ha⁻¹ (tabulka č. 9).

Na lokalitě sukcesní les byla průměrná roční denzita ve všech třech letech poměrně vyrovnaná v roce 2009 - 50,0 ex.ha⁻¹, následující rok 88,9 ex.ha⁻¹ a v roce 2011 - 83,3 ex.ha⁻¹. Průměrná roční hmotnost odchycených jedinců byla nejvyšší v roce 2009 - 28,4 g, v následujících dvou letech klesala na 22,9 g v roce 2010 a 22,4 g v roce 2011. V roce 2010 byla produkce 626,9 g.ha⁻¹. V letech 2009 a 2011 byla zaznamenána vyšší úmrtnost než produkce (tabulka č. 9).

Na lokalitě louka Panská byla v roce 2011 průměrná roční denzita 94,4 ex.ha⁻¹, průměrná hmotnost 27,1 g a produkce 7 022,7 g.ha⁻¹. V letech 2009 a 2010 byly odchvy neúspěšné (tabulka č. 9).

Tabulka č. 9: Výsledky výpočtu produktivity P na všech posuzovaných lokalitách, odchyty 2009, 2010 a 2011.

Lokalita	rok	\bar{N}	\bar{W}	μ	\bar{t}	(H)	P
Olšina Klondajk	2009	77,8	30,0	0,160	6,3	1,9	4485,3
Olšina Klondajk	2010	194,4	23,8	0,052	19,3	0,6	2874,1
Olšina Klondajk	2011	105,6	26,5	-0,201	-4,9	-2,4	-6728,9
Bor Klondajk	2009	5,6	17,0	-0,035	-28,6	-0,4	-39,7
Bor Klondajk	2010	16,7	24,7	-0,035	-28,6	-0,4	-172,7
Bor Klondajk	2011	-	-	-	-	-	-
Mokřad Klára	2009	44,4	18,8	0,178	5,6	2,1	1780,0
Mokřad Klára	2010	205,6	21,9	0	6,0	2,0	9022,2
Mokřad Klára	2011	227,8	22,4	0,378	2,6	4,5	23165,9
Sukcesní les	2009	50,0	28,4	-0,035	-28,6	-0,4	-597,3
Sukcesní les	2010	88,9	22,9	0,026	38,9	0,3	626,9
Sukcesní les	2011	83,3	22,4	-0,093	-10,7	-1,1	-2089,3
Louka Lomnice	2009	0	-	-	-	-	-
Louka Panské	2010	0	-	-	-	-	-
Louka Panské	2011	94,4	27,1	0,229	4,4	2,7	7022,7

Vysvětlivky: \bar{N} – průměrná roční denzita, \bar{W} – průměrná roční hmotnost, μ – mortalita, \bar{t} – průměrná délka života, (H) – roční obrat populace, P – roční produkce.

4.5. Diverzita drobných savců na vybraných lokalitách

Vypočtený index druhové diverzity podle Shannona pro lokalitu olšina Klondajk kolísal od 0,19 po 0,54, index vyrovnanosti od 0,29 po 0,78. Podle Simpsona index druhové diverzity od 0,10 po 0,39, index vyrovnanosti od 0,14 po 0,6 (tabulka č. 10).

Pro lokalitu bor Klondajk jsem vypočetla index diverzity pouze za období podzim 2010. Výsledný index diverzity podle Shannona byl 0,64, index vyrovnanosti 0,92 a podle Simpsona byl index diverzity 0,67, index vyrovnanosti 0,96. V ostatních obdobích nebyly odchyty úspěšné (tabulka č. 10).

Nejvyšší index biodiverzity jsem zjistila u lokality mokřad Klára. Index diverzity podle Shannona kolísal od 0,64 po 1,67, index vyrovnanosti od 0,76 do 0,93 a podle Simpsona index druhové diverzity od 0,61 po 0,92, index vyrovnanosti od 0,39 po 0,95 (tabulka č. 10).

Index druhové diverzity podle Shannona pro lokalitu sukcesní les kolísal od 0,76 po 1,39, index vyrovnanosti od 0,69 po 1. Podle Simpsona index druhové diverzity od 0,47 po 1, index vyrovnanosti od 0,43 po 0,72 (tabulka č. 10).

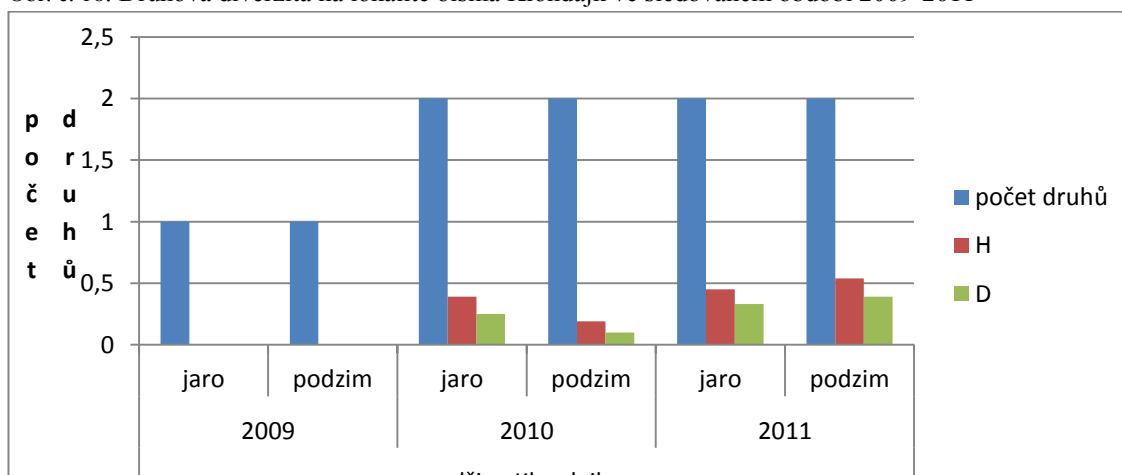
Na lokalitě louka Lomnice, Panská byly odchyty úspěšné pouze na podzim 2011. Odchyceni byli pouze jedinci jednoho druhu (tabulka č. 10).

Tabulka č. 10: Výsledky druhové diverzity a vyrovnanosti na všech posuzovaných lokalitách, odchyty 2009, 2010 a 2011.

lokality	rok	jaro					podzim				
		N	H	Eh	D	Ed	N	H	Eh	D	Ed
Olšina Klondajk	2009	4	-	-	-	-	14	-	-	-	-
Olšina Klondajk	2009	15	0,39	0,57	0,25	0,36	20	0,19	0,29	0,10	0,14
Olšina Klondajk	2010	6	0,45	0,65	0,33	0,48	13	0,54	0,78	0,39	0,56
Bor Klondajk	2009	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Bor Klondajk	2010	-	-	-	-	-	3	0,64	0,92	0,67	0,96
Bor Klondajk	2011	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mokřad Klára	2009	-	-	-	-	-	8	0,69	1,00	0,57	0,82
Mokřad Klára	2010	8	0,90	0,82	0,61	0,55	29	1,67	0,93	0,92	0,46
Mokřad Klára	2011	3	0,64	0,92	0,67	0,95	38	1,36	0,76	0,69	0,39
Sukcesní les	2009	3	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Sukcesní les	2010	7	0,96	0,87	0,67	0,61	9	0,94	0,85	0,64	0,58
Sukcesní les	2011	4	1,39	1,00	1,00	0,72	11	0,76	0,69	0,47	0,43
Louka Lomnice	2009	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Louka Panské	2010	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Louka Panské	2011	-	-	-	-	-	17	-	-	-	-

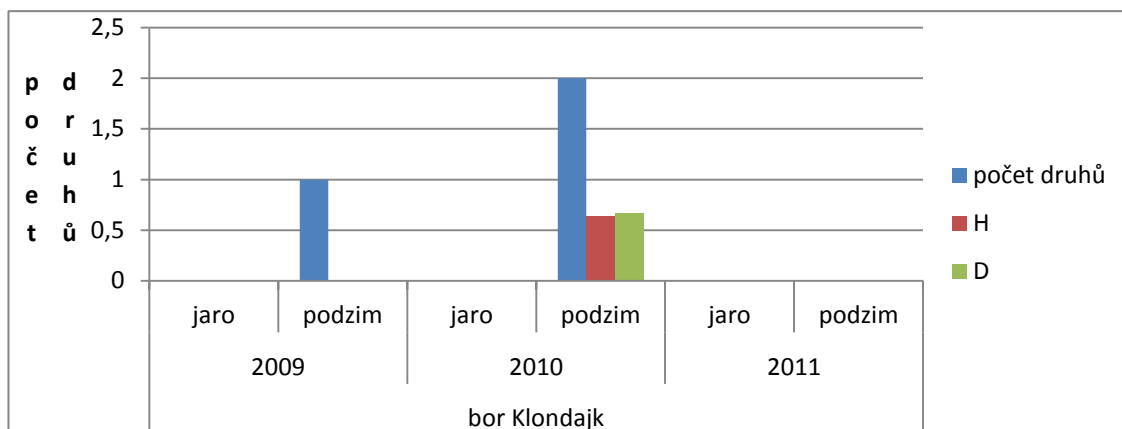
Vysvětlivky: N – celkový počet jedinců, H – diverzita podle Shannona, Eh – vyrovnanost společenstva (Shannon, 1948), D – diverzita podle Simpsona, Ed - vyrovnanost společenstva (Simpson, 1949).

Obr. č. 16: Druhová diverzita na lokalitě olšina Klondajk ve sledovaném období 2009-2011



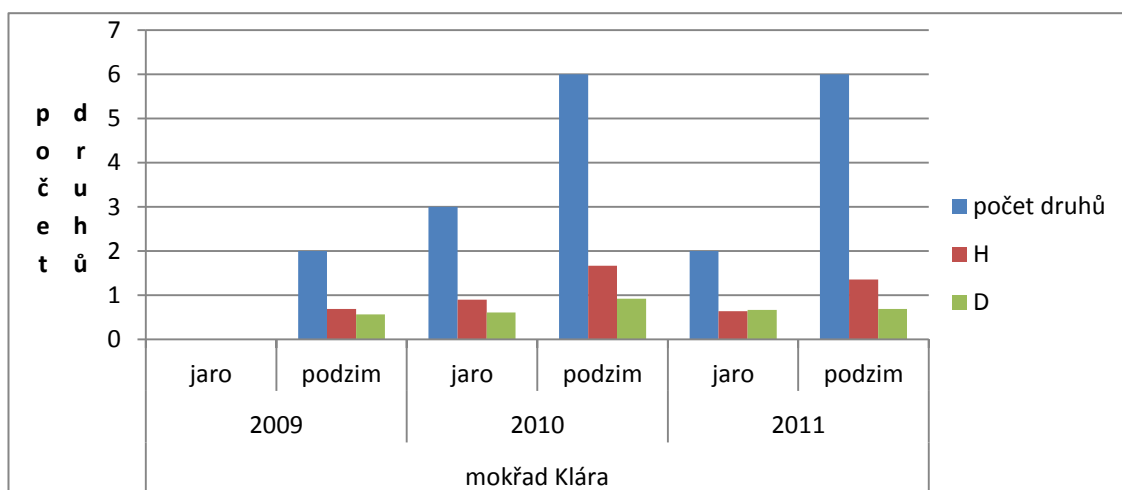
Vysvětlivky: H – diverzita podle Shannona, D – diverzita podle Simpsona.

Obr. č. 17: Druhá diverzita na lokalitě bor Klondajk ve sledovaném období 2009-2011.



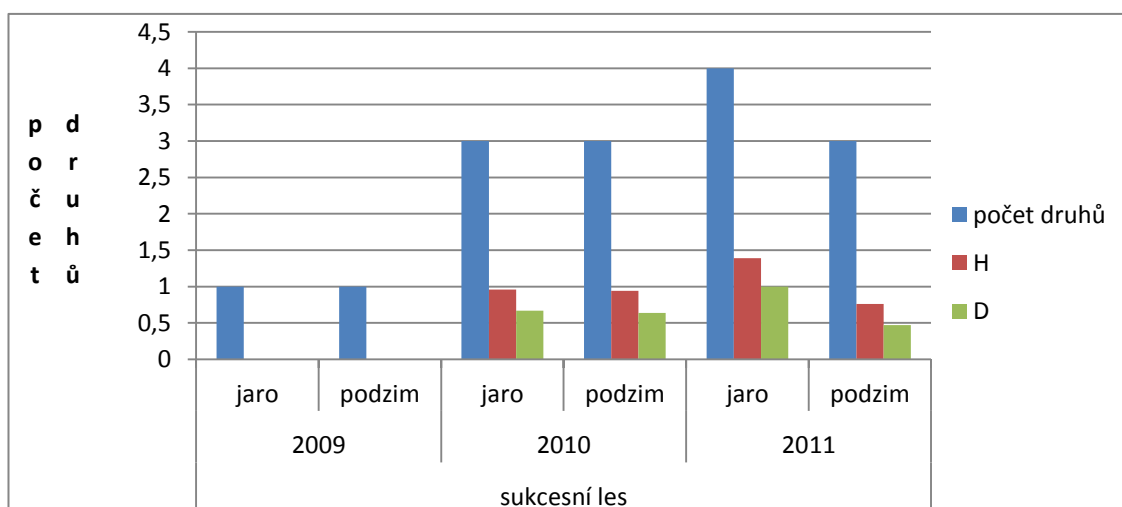
Vysvětlivky: H – diverzita podle Shannona, D – diverzita podle Simpsona.

Obr. č. 18: Druhá diverzita na lokalitě mokřad Klára ve sledovaném období 2009-2011.



Vysvětlivky: H – diverzita podle Shannona, D – diverzita podle Simpsona.

Obr. č. 19: Druhá diverzita na lokalitě sukcesní les ve sledovaném období 2009-2011.



Vysvětlivky: H – diverzita podle Shannona, D – diverzita podle Simpsona.

5. Diskuse

5.1. Okrajový efekt

Celá lokalita Velké Podkrušnohorské výsypky je značně heterogenní, jednotlivé zvolené lokality jsou mozaikovitě členěné a tvoří biotopy, mezi kterými jednotliví jedinci migrují. Na lokalitě mokřad Klára jsem okrajový efekt zjistila na jaře 2010, a to u okrajových pastí 1 - 6. U této lokality se střídají plochy lesa a bylinné sukcese. Do okrajových pastí č. 1 a 2 byla celkem třikrát během odchytů odchycena jedna samice hraboše polního (1. den - večer, 2. den - večer a 3. den – ráno). Jak uvádí Anděra a Horáček (1982) je hraboš polní typickým druhem otevřené krajiny a kulturní stepi, z toho usuzuji, že se jedná o samici migrující za potravou z přilehlé bylinné sukcese. Další opakovaně odchycený jedinec byla mladá samice hraboše mokřadního, poprvé byla odchycena do pastí č. 14 a druhý den do pastí č. 2. Vzdálenost mezi oběma pastmi činí 30 metrů, Mitchell-Jones a kol., 1999 uvádí, že hraboš mokřadní se převážně vyskytuje na zamokřených plochách a suché okraje biotopů nevyhledává, proto se v případě této samice pravděpodobně jedná o migrujícího jedince ze vzdálenější části lokality.

U lokality olšina Klondajk jsem okrajový efekt zjistila na podzim 2011 u řady pastí 1-6 a 7-42, protilehlé strany odchytového kvadrátu (pasti č. 44-49 a 8-43) jsou ohraničeny biologickou barierou, kterou tvoří cesta a hustý porost pámelníku. Prostor odchytové plochy pak tvoří malé plošky různých druhů stromového společenstva. Nejvíce jedinců na této lokalitě bylo odchyceno do okrajové pastí č. 3, první den (ráno a večer) se jednalo o samce myšice lesní a norníka rudého a druhý den (ráno a večer) o samice myšice lesní a norníka rudého. Do pastí č. 5 byla ulovena samice myšice lesní, která se předešlý den odchýtila do pastí č. 4 a do pastí č. 7 samec norníka rudého z předešlého odchytu do pastí č. 3. Vzdálenost mezi pastmi č. 3 a č. 7 je 20 metrů. Do okrajové pastí č. 28 byl uloven samec norníka rudého a do pastí č. 42 samec myšice lesní. Myšice lesní se vyskytuje jak v lesních biotopech, tak při jejich okrajích a může migrovat mezi jednotlivými biotopy (Wolf, 1999). Podle Pelikána a kol. (1979) je norník rudý typickým obyvatelem lesa, nejhojněji se vyskytuje v listnatých a smíšených lesích. Názory na velikost jeho domovského okrsku se liší Crawley (1969) udává 1354 m², zatímco Bergstedt (1966) pouhých 600 m². Vzhledem k tomu, že odchycení jedinci upřednostňují lesnatý porost, může zde být

zvýšený výskyt odchycených jedinců způsoben ekotonálním efektem a ohraničením odchyťové plochy biologickou bariérou.

Na lokalitě Louka panská podzim 2011 jsem vypočetla okrajový efekt u řady pastí 1-6 a 7-42. Na této lokalitě byli odchyceni pouze jedinci hraboše polního. Nejvíce jedinců bylo odchyceno do okrajových pastí č. 2 a č. 3. Do pasti č. 2 byla během jednoho dne dvakrát ulovena samice a poslední den odchyty samec. Do pasti č. 3 dvakrát samice a jednou samec a do pastí č. 5 a 2 samci do pasti č. 28. Po vyloučení dvakrát odchycených samic usuzuji, že okrajový efekt mohli způsobit odchyty samců ze vzdálenější části louky i přesto, že domovský okrsek samců je jak uvádějí Pelikána a kol. (1979) 20 m.

5.2. Produkce - porovnání výsledků vzhledem k biotopům odchyty

Ze zpracovaných výpočtů produkce v průběhu sledovaných tří let jsem nejvyšší produkci společenstev drobných savců vypočetla na lokalitě vzniklé hydrickou rekultivací, a to mokřad Klára. Produkce zde postupně stoupala, v roce 2010 dosáhla $9\,022,2 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($56,7 \text{ Mj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$) a nejvyšší hodnoty, v porovnání s ostatními lokalitami, dosáhla v roce 2011 $23\,165,9 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($145,5 \text{ Mj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$). Stáří této lokality v době odchyťů bylo 12 let, v porovnání s ostatními lokalitami se jedná o poměrně krátké sukcesní období, přesto zde byla zjištěna nejvyšší produkce.

Druhou nejvyšší produkci, s výjimkou roku 2009, jsem vypočetla na lokalitě olšina Klondajk, která vznikla lesnickou rekultivací před 20-ti lety. V roce 2009 zde produkce dosáhla nejvyšší hodnoty ze všech sledovaných lokalit $4\,485,3 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($18,1 \text{ Mj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$), v roce 2010 a 2011 pak vyšší hodnoty dosáhla pouze lokalita mokřad Klára. Tato lokalita se vyznačuje monokulturní výsadbou olše lepkavé s příměsí náletových dřevin dubu letního, břízy bělokoré a hustým bylinným patrem, který tvoří především odpad, místy kopřiva dvoudomá, jahodník obecný a ostružník maliník.

Pro posuzování produkce byla lokalita louka Lomnice/Panské specifická tím, že v letech 2009 a 2010 zde byly odchyty neúspěšné. Naopak v roce 2011 jsem na louce Panské po mokřadu Klára vypočetla druhou nejvyšší produkci ve srovnání s ostatními lokalitami, a to $7\,022,7 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($44,1 \text{ Mj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$). V tomto případě byli na této lokalitě odchyceni pouze jedinci druhu hraboše polního. Jedná se o lokalitu

bez stromového patra, s výskytem jílku vytrvalého a jetele lučního. V porovnání s uváděnými údaji o produkci společenstev drobných savců z různých travinných formací v USA, která se pohybuje v rozmezí 0,8 do 13,5 $\text{Mj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ (French a kol., 1976) a z výsledků odchyťů, které v letech 1974 až 1977 na srovnatelné lokalitě Mostecké výsypky provedl Bejček (1983), kde nejvyšší sledovaná produkce u hraboše polního dosáhla hodnoty 4,5 $\text{Mj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ se v případě odchyťů na louce Panská jedná o několikanásobně vyšší produkci. Jelikož početnost hraboše polního cyklicky kolísá v intervalech 2-5 let a v době gradace může dosahovat hodnot až 2500 ks/ha (Dungel a Gaisler, 2002) usuzují, že jde v tomto případě o gradační vrchol.

Na lokalitě sukcesní les jsem v roce 2009 vypočetla druhou nejvyšší produkci ze sledovaných lokalit, následující roky měla klesající tendenci a dosahovala po lokalitě bor Klondajk nejnižších hodnot 2009 2 867,2 $\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$ (18,0 $\text{Mj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$), 2010 626,9 $\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$ (3,9 $\text{Mj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$). Tento biotop vznikl řízenou sukcesí s výskytem smrku ztepilého, topolu osiky, krušiny olšové a břízy bělokoré, lesní společenstvo vzniklo řízenou sukcesí cca před 15-ti lety. Ze sledovaných lokalit je zde druhově nejvíce různorodé bylinné patro, tvoří ho třtina křovištní, jetel luční, srha laločnatá, vlčí bob, jahodník obecný, maliník ostružník, metlice trsnatá a brusnice brusinka.

Nejnižší produkci ze všech sledovaných biotopů jsem zjistila na lokalitě bor Klondajk. Tato lokalita vznikla monokulturou lesnickou rekultivací. Její stáří bylo v době odchyťů 20 let. Jedná se o lokalitu s výskytem borovice lesní a bylinné patro tvoří odpad, místy třtina křovištní a ostružník maliník.

5.3. Diverzita - porovnání výsledků vzhledem k metodikám výpočtu

O vhodnosti použití jednotlivých metod výpočtů indexu diverzity, které zjišťující druhovou pestrost a strukturu části společenstva, jsou vedeny stále diskuse (Krebs, 1999, Magurran, 2004). Pro měření druhové vyrovnanosti jsou nejznámější metody výpočtu podle Shannona a Simpsona. Index diverzity podle Shannona (1948) vychází z informační teorie, je založen na poměru početnosti druhů ve sledovaném společenstvu. Pokud se zvyšuje počet jedinců při stejném počtu druhů, index klesá. V případě, že při stejném počtu jedinců je zastoupeno více druhů, index roste.

Index diverzity podle Simpsona (1949) klade důraz na dominanci druhu, zvyšuje-li se diverzita společenstva, vzrůstá i hodnota indexu. Shodně jako u indexu diverzity podle Shannona pokud se zvyšuje počet jedinců při stejném počtu druhů, index klesá.

Početnost jedinců při stejném počtu druhů a vliv na hodnoty zvolených indexů lze dobře posoudit na lokalitě olšina Klondajk. Na jaře v roce 2010 bylo na této lokalitě odchyceno 15 jedinců 2 druhů, hodnota indexu diverzity podle Shannona H byla 0,39 a podle Simpsona D 0,25, na podzim 2010 bylo odchyceno 20 jedinců dvou druhů, index diverzity podle Shannona H klesl na 0,20 a podle Simpsona D na 0,10. Stoupající hodnota indexu byla zaznamenána naopak v roce 2011, kdy bylo na jaře odchyceno 6 jedinců 2 druhů, index diverzity podle Shannona H stoupl na 0,45 a podle Simpsona D na 0,33. Při shodném počtu druhů a daleko nižším úlovku stoupl index vyrovnanosti jak u výpočtu podle Shannona, tak Simpsona. Na této lokalitě, kde během jarního i podzimního odchyty v letech 2010 a 2011 byl při rozdílném počtu odchycených jedinců, vždy shodný počet druhů, usuzuji, že obě zvolené metody výpočtu kopírují shodné výsledky. Porovnatelné výsledky indexů diverzity podle Shannona a Simpsona zaznamenali Suchomel a kol. (2012) při odchycích v lesních porostech Jeseníků.

Vliv početnosti druhů na vypočtené indexy lze vysledovat u lokality mokřad Klára, kde byla zjištěna na podzim 2010 nejvyšší diverzita ze všech sledovaných lokalit. Na této lokalitě bylo na podzim 2009 odchyceno 8 jedinců 2 druhů, index diverzity podle Shannona H byl 0,69 a podle Simpsona D byl 0,57, při shodném odchytu 8 jedinců 3 druhů na jaře 2010 hodnota indexu diverzity podle Shannona H stoupla na 0,90 a podle Simpsona D na 0,61. Nejvyšší nárůst hodnoty indexu diverzity byl zaznamenán na podzim 2010, kdy bylo odchyceno 29 jedinců 6 druhů (zastoupení druhů v počtu - 8, 2, 2, 7, 6, 4), index diverzity podle Shannona H stoupl na 1,67 a podle Simpsona D byl 0,92. Na jaře 2011 byli odchyceni 3 jedinci 2 druhů, index diverzity podle Shannona H byl 0,64 a podle Simpsona D 0,67. Na podzim 2011 bylo odchyceno 38 jedinců 6 druhů (zastoupení druhů v počtu - 2, 11, 3, 18, 3, 1), index diverzity podle Shannona H byl 1,36 a podle Simpsona D 0,69. U indexu diverzity podle Shannona byla na podzim 2010 zjištěna nejvyšší hodnota, což bylo zapříčiněno vyšší vyrovnaností společenstva než na podzim 2011, kde byly přítomny druhy s vysokou dominancí. Ke stejnému závěru dospěl i Bejček (1983), který

sledoval druhovou diverzitu podle Shannona na Mostecké výsypce a zaznamenal pokles hodnoty indexu diverzity při přítomnosti druhu s vysokou dominancí.

Index druhové diverzity podle Shannona pro lokalitu sukcesní les kolísal od 0,76 po 1,39. Na této lokalitě dosáhl nejvyšší hodnoty 1,39 na jaře 2011, v tomto období byli odchyceni 4 jedinci 4 druhů, obdobnou hodnotu 1,36 dosahoval index diverzity podle Shannona na lokalitě mokřad Klára na podzim 2011, při tom bylo odchyceno 38 jedinců 6 druhů. Obdobné hodnoty indexu diverzity podle Shannona na rekultivovaných plochách uvádí i Miklas (2011).

Vypočtený index diverzity podle Simpsona u výše uvedených lokalit nevykazoval výrazné výkyvy ve zjištěných hodnotách. Metodu výpočtu indexu diverzity podle Simpsona považuji za vhodnější metodu při nízkém počtu odchycených jedinců. Index diverzity podle Shannona je ovlivňován přítomností druhů s vysokou dominancí v odchytovém vzorku populace. Proto metodu výpočtu diverzity podle Simpsona pokládám za vhodnější, jelikož početnost dominantního druhu v odchyceném vzorku v případě nízkého počtu odchycených jedinců nezkrsluje výslednou hodnotu indexu diverzity.

6. Závěr

V letech 2009 až 2011 bylo na pěti vybraných lokalitách Velké Podkrušnohorské výsypky odchyceno celkem 215 jedinců 8 druhů.

V porovnání jednotlivých lokalit je mokřad Klára, který vznikl řízenou hydričnou rekultivací, lokalita s nejvyšší produkcí společenstev drobných savců. Naopak nejnižší produkci ze všech sledovaných biotopů jsem vypočetla na lokalitě bor Klondajk s monokulturálním porostem borovice lesní a velmi řídkým bylinným patrem.

Podle výpočtů indexu diverzity a indexu vyrovnanosti byla shodně u obou zvolených metod druhová diverzita a vyrovnanost nejvyšší na lokalitě mokřad Klára. Nejnižší druhová diverzita shodně podle zvolených metod u lokality olšina Klondajk. Metodu výpočtu podle Simpsona je možné považovat za vhodnější metodu při nízkém počtu odchycených jedinců, a tedy malém populačním vzorku odchycených jedinců.

Z hlediska produkce drobných savců je nejvhodnějším biotopem vyskytujícím se na Velké Podkrušnohorské výsypce mokřadní biotop. Hlavním důvodem je výskyt několika společenstev bylinných druhů a přirozenou sukcesí vzniklý lesní porost okolo mokřadů. Naopak monokulturální výsadby lesů, například borovice černé, nejsou pro drobné savce vhodným prostředím.

Vytváření členitého povrchu výsypek s dostatkem mokřadních biotopů a porostů vznikajících jak řízenou, tak i samovolnou sukcesí, je nezbytným faktorem pro podporu diverzity drobných savců, ale i ostatních živočichů.

7. Literatura

Anděra M, Beneš B, 2001: Atlas rozšíření savců v České republice. Národní muzeum, Praha.

Bejček V., 1983: Sukcese a produktivita drobných savců na výsypkách v Mostecké pánvi. Academia, Praha.

Bejček V., Šťastný K., 2001: Metody studia ekosystémů. Kostelec nad Černými lesy.

Bejček V., Sklenička P., Šťastný K., 2006: Lze využít přirozenou sukcesí při rekultivaci výsypek? Veronica č.1/2006, Brno: 1-4.

Bergstedt B., 1965: Distribution, reproduction, growth and dynamics of the rodent species *Clethrionomys glareolus* (Schreber), *Apodemus flavicollis* (Melchior) and *Apodemus sylvaticus* (Linné) in southern Sweden. *Oikos* 16 (1/2): 132-160.

Crawley M. C., 1969: Movements and home-ranges of *Clethrionomys glareolus* Schreber and *Apodemus sylvaticus* L. in north-east England. *Oikos* 20 (2): 310-319.

Cudlín O, Sedláček F, Haisová M., Vejsadová H, 2009: Potravní preference hrabošů a biodiverzita drobných savců na vlhkých orchidejových loukách (Rodentia: Arvicolinae). *Lynx*, 2009, n.s. 40: 15-27.

Cudlín O., Haisová M., Miklas B., Pecharová E., 2010: Comparison of different types of spoil heap reclamation from the small mammal biodiversity perspective – preliminary results. In: Sklenička P., Singhal R., Kašparová I., (eds.) 12th International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production SWEMP 2010. Proceedings of conference during 24-26.5. 2010, Czech University of Life Sciences Prague, Czech Republic., 57-68 p.

Dimitrovský K., 2001: Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, Sokolov.

Doležalová J., Solský M., Vojar R.: Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 3/2012. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

Dungel J, Gaisler J, 2002: Atlas savců České a Slovenské republiky. Academia, Praha.

Frouz J., 1999: Návrat přírody do krajiny poznamenané těžbou uhlí. Sokolovská uhelná, Sokolov.

Frouz J., Popperl J., Příkryl I., Štrudl J., 2007: Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, Sokolov.

Holec M., Frouz J. 2005: Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal minings spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia*, 49: 345-357.

Hučín J., 2006: České horní právo – vývoj, současný stav, budoucnost. Diplomová práce. Masarykova univerzita v Brně.

Hüttl, R.F., Gerwin W., 2005: Landscape and ekosystém development after disturbance by mining. Brandenburg University of Technology Cottbus, Research Center mining Lanscapes, Germany, 1-3.

Charvátová P., 2011: Biodiverzita a populační dynamika drobných zemních savců na několika typech rekultivací na Velké podkrušnohorské výsypce. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

Kabrna M., Hendrychová M., Řehoř M., Šálek M.: Optimalizace rekultivačních přístupů k obnově krajiny po povrchové těžbě. Příloha Zpravodaje Hnědého uhlí 4/2009: 63-65.

Miklas B., 2011: Vliv způsobu a stáří rekultivace ploch po povrchové těžbě na biodiverzitu drobných zemních savců. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

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. Academic Press, London.

Pelikán J., 1976: Způsoby výpočtu odhadované velikosti úlovku. *Lynx*, n.s. 18: 119-129.

Pocock M.J.O., Hazffe H.C., Searle J.B., 2005: Dispersal in house mice. *Biol. J. Linnean Society*, 84: 565-583.

Prach K., 2010: Výsypky. In: Řehounek J., Řehouňková K., Prach K. (eds): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice: 15-34.

Příkryl I., 1999: Nová příležitost v krajině – výsypky hnědouhelných lomů. Ochrana přírody, 54: 190-192.

Rathke, D., Bröring., 2004: Colonization of post-mining landscapes by shrews and rodents (Mammalia: Rodentia, Soricomorpha). BTU Cottbus, Chair of General Ecology, Germany, 1: 149-156.

Řehoř M., 2009.: Moderní rekultivační metody na lokalitách severočeské hnědouhelné pánve. Příloha Zpravodaje Hnědého uhlí 4/2009: 74-77.

Řehounek J., Hátle M., 2010: Obnova těžebních prostorů v ČR. In: Řehounek J., Řehouňková K., Prach K. (eds): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice: 11-13.

Shannon, C.E., 1948: A mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal 27: 379-423; 623-653.

Simpson, E. (1945), Measurement of Diversity. Nature 163: 688-688.

Skácelová O., 2006: Osídlení nově vzniklých biotopů na výsypce Sokolovského uhelného revíru sinicemi a řasami. Zprávy České botanické společnosti. Praha. Materiály 21: 141-150.

Smolová I., 2008: Těžba nerostných surovin na území ČR a její geografické aspekty. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.

Stanko M., Mošanský L., Fričová J., 2003: Výskum fauny drobných cicavcov (Insectivora, Rodentia) Pienín a Spišskej Magury v rokoch 1999 - 2003. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VI: 81-92.

Suchomel J., Čepelka L., Purchart L., 2012: Small mammals at forest plantations in the Jeseníky MTS. (Czech republic). Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis. 5/2012:211-218

Štýs S., Helešicová L., 1992: Proměny měsíční krajiny. Bílý slon, Praha.

Tropek a kol., 2010: Technické rekultivace lomů škodí přírodě. *Journal of Applied Ecology* 47: 139-147.

Trubenová K., Žiak D., Miklós P., 2003: Niektoré populačné charakteristiky *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) v dvoch lesných biotopoch, Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VI: 59-66.

Walker L.R., Willing M.R., 1999: An introduction to terrestrial disturbances. Walker L.R., (ed.), *Ecosystems of the World*, Amsterdam: 1-16.

Wolf J., 1999: Section 1. 2 Behavioral Model Systems. In Barrett G.W., Peles J.D.: *Landscape Ecology of Small Mammals*. Springer, New York.

Zavadil V., 2007: Je nutný management pro obojživelníky? In: Bryja J., Zukal J., Řehák Z. (eds): *Zoologické dny Brno 2007. Sborník abstraktů z konference 8.–9. února 2007. Ústav biologie obratlovců AV ČR, Brno*: 122-123.

Zícha Z., 2005: Fotografie a pohlednice hnědouhelných hlubinných dolů Ústeckého kraje. CDL Desing s.r.o., Ústí nad Labem.

Žiak D., Kocianová – Adamcová M., Kocian Ľ., a Martínková N.: Vysoká diverzita drobných zemných cicavcov v subalpínskom stupni Západných Tatier. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VI. 2003: 45-47.

Ostatní zdroje:

Suchomel J, 2012: Drobní zemní savci smrkových monokultur
<http://www.silvarium.cz/lesnicka-prace-c-5-10/drobní-zemní-savci-smrkových-monokultur>: 11.3.2014.

Zákon č. 146/1854 ř. z., Císařský patent.

Zákon č. 41/1957 Sb., o využití nerostného bohatství.

Zákon č. 48/1959Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu.

Zákon č. 138/1973 Sb., o vodách.

Zákon č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon).