

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Katedra rostlinné výroby a agroekologie

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

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vliv způsobu a stáří rekultivace ploch po povrchové
těžbě na biodiverzitu drobných zemních savců

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

Autor: Bc. Bořek Miklas

České Budějovice, duben 2011

Poděkování

Děkuji RNDr. Markétě Haisové, Ph.D. za odborné vedení. Děkuji všem, kteří chytali drobné savce na Velké podkrušnohorské výsypce v roce 2004 a poskytli mi tak materiál pro mou diplomovou práci. Dále děkuji všem, kteří mi pomáhali chytat drobné savce při opakovaných odchycích v roce 2009 a 2010.

Prhlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval/a 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 dne 2011

Abstrakt

Cílem této práce bylo porovnat biodiverzitu společenstev drobných zemních savců na plochách zasažených těžbou hnědého uhlí a následně rekultivovaných různými způsoby. V roce 2004 proběhly na Velké podkrušnohorské výsypce tři liniové a dva kvadrátové odchyty drobných zemních savců. Liniové odchyty byly zopakovány v roce 2009 a kvadrátové v roce 2010.

V roce 2004 bylo při liniových odchycích chyceno 174 a při kvadrátových odchycích 199 drobných savců. Jako druhově nejpestřejší se jeví plochy rekultivované hydricky, pak rekultivace lesnické a nejméně byly plochy rekultivované zemědělsky.

Při opakování bylo při liniových odchycích odchyceno 45 a při kvadrátových odchycích 64 drobných savců. V obou odchycích byl zaznamenán nejen úbytek jedinců (Kvadráty: $Z=1,964$; $p=0,049$; Linie: $Z=2,081$; $p=0,037$), ale i pokles biodiverzity. Na lokalitách s největší biodiverzitou pro oba způsoby odchytů proběhla hydrická a lesnická rekultivace. Nejnižší biodiverzita byla zjištěna na plochách rekultivovaných zemědělsky. Největší abundance byla při liniových odchycích jako v roce 2004 na lesnických lokalitách. Následovaly hydricky rekultivované plochy a nejmenší abundance byla na zemědělsky rekultivovaných plochách. Při kvadrátových odchycích byla na mokřadních a lesních lokalitách zjištěna téměř stejná abundance. Na zemědělských plochách byla abundance výrazně nižší.

Z výsledků vyplývá význam mokřadních biotopů, které jsou velmi důležitou součástí rekultivací a mají pozitivní vliv na celkovou biodiverzitu v krajině.

Klíčová slova: drobní savci; rekultivace; výsypky; biodiverzita; sukcese; bioindikátory

Abstract

The aim of the study was to compare different types and ages of restoration from the small mammal biodiversity perspective. In 2004, three linear and two quadratic trappings of small terrestrial mammals were performed at the Velká podkrušnohorská spoil heap. Linear trappings were repeated in 2009 and quadratic were repeated in 2010.

In 2004, 174 small mammals in the linear trappings and 199 small mammals in the quadratic trappings were captured. We found, that the wetland localities were the richest in small mammal diversity, the forestry restored areas were second ones, and the agriculturally restored areas were the poorest ones.

During the repeated trappings, 45 small mammals in linear trappings and 64 small mammals in quadratic trappings were captured. A decrease of both abundance and biodiversity was recorded in the both types of trappings. The highest biodiversity was recorded in the both types of trappings. The highest biodiversity was on wetland and forestry restored areas. The lowest biodiversity was on agriculturally restored areas. The highest abundance was on forestry sites during the linear trappings. The wetland areas were second ones and the lowest abundance was on agriculturally restored areas. Value of abundance in quadratic trappings was almost the same in wetland and forest habitats, whilst the abundance of agricultural areas was significantly lower.

The results show the importance of wetland habitats, which are very important part of restoration and have a positive impact on the overall biodiversity in the landscape.

Key words: small mammals; restoration; spoil heap; biodiversity; succession; bioindicators

Obsah

1 Úvod.....	8
2 Literární přehled.....	9
2.1 Biodiverzita.....	9
2.1.1 Úbytek biodiverzity.....	9
2.1.2 Monitoring biodiverzity.....	10
2.1.3 Ochrana biodiverzity.....	10
2.2 Rekultivace.....	11
2.2.1 Počátky rekultivací.....	11
2.2.2 Výsypky po povrchové těžbě.....	12
2.2.3 Technologie rekultivací.....	12
2.3 Drobní zemní savci.....	15
2.3.1 Stručná charakteristika druhů, jejichž výskyt byl na sledovaných lokalitách očekáván:.....	15
2.3.2 Drobní zemní savci jako modelové organismy.....	21
2.3.3 Pohyb drobných zemních savců.....	22
2.3.4 Interakce mezi drobnými savci a prostředím.....	23
2.3.5 Populační dynamika drobných zemních savců.....	23
2.4 Sukcese.....	24
3 Cíl práce.....	25
4 Materiál a metody.....	25
4.1 Metodika odchytů.....	25
4.2 Popis výsypky.....	26
4.3 Popis lokalit:.....	27
4.4 Zpracování materiálu.....	35
4.5 Výpočet indexu biodiverzity.....	35
4.6 Statistické vyhodnocení.....	35
4.7 Výpočet biomasy.....	36
5 Výsledky.....	36
5.1 Souhrnné výsledky.....	36

5.2	Výsledky kvadrátových odchyťů.....	36
5.2.1	První odchyty (2004).....	36
5.2.2	Opakované odchyty (2010).....	40
5.2.3	Porovnání obou termínů odchyťů (2004 vs. 2010).....	40
5.3	Výsledky liniových odchyťů.....	41
5.3.1	První odchyty (2004).....	41
5.3.2	Opakované odchyty (2009).....	44
5.3.3	Porovnání obou termínů odchyťů (2004 vs. 2009).....	44
5.4	Zhodnocení změn biomasy.....	45
6	Diskuse.....	46
7	Závěr.....	49
8	Citovaná literatura.....	51

1 Úvod

Při povrchové těžbě, která ovlivňuje všechny složky krajiny, dochází k devastaci ekosystémů (Pecharová a kol., 2001). To má za následek snižování biologické diverzity a následně snižování stability krajiny. Při rekultivacích dochází k znovuoobnovení stability a funkcí krajiny a k návratu různých organismů na neoživené plochy výsypek. Různé typy rekultivací však nemají stejný vliv na návrat prostředí k přírodě blízkému stavu a to má pak vliv na obnovování biodiverzity. K porovnání tohoto vlivu na Velké podkrušnohorské výsypce byli využiti drobní savci, kteří jsou díky své schopnosti osidlovat nově vzniklá stanoviště a rozmnožovacímu potenciálu dobrými indikátory změn v krajině (Barrett a Peles, 1999).

Problematicke diverzity drobných savců na lokalitách zasažených těžbou se v minulosti věnoval Bejček (1983), který sledoval primární sukcesi cenóz drobných savců na výsypkách po těžbě hnědého uhlí. Substrát na těchto výsypkách nebyl nijak oživen a byla sledována primární sukcese. Při tomto sledování bylo zjištěno, že první druh, který se vyskytuje na neoživených výsypkách, je myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*). Po pátém roce se již na sledovaných výsypkách vyskytovaly všechny sukcesní druhy drobných savců.

Podobnou problematikou se zabývali také Pecharová a Hanák (1997). Ti sledovali vliv různých typů rekultivací na biodiverzitu drobných savců. Sledování proběhlo na území Sokolovské hnědouhelné pánve. Invazním druhem byla jako u Bejčka (1983) myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*). Nejmenší biodiverzita byla na zemědělsky rekultivovaných plochách (4 druhy), nejvyšší diverzita byla na plochách, na kterých byl vytvořen umělý mokřad (9 druhů). Mezi těmito lokalitami byly plochy rekultivované lesnický (6 druhů). Tento výzkum byl pouze pilotním projektem, trpí malým počtem odchytů a nedostatečným zpracováním výsledků.

Prvních odchytů drobných savců jsem se přímo nezúčastnil, mým úkolem bylo zpracovat detailně materiál, uložený na katedře, získaný odchty v roce 2004. Opakování odchytů v letech 2009 a 2010 jsem již prováděl osobně.

2 Literární přehled

2.1 Biodiverzita

Na summitu OSN v Rio de Janeiro byla v roce 1992 podepsána úmluva o biologické rozmanitosti. V platnost vstoupila v roce 1993 a biodiverzita je v této úmluvě definována jako variabilita všech živých organismů, které žijí mimo jiné v suchozemském prostředí, mořském prostředí a ostatních vodních ekosystémech. Biodiverzita zahrnuje rozmanitost v rámci druhů, mezi druhy a rozmanitost prostředí.

Biologická diverzita poskytuje mnoho služeb. Příkladem těchto služeb je recyklace živin, kontrola lokálního mikroklimatu, regulace hydrologických procesů a další. Tyto procesy jsou biologické a proto je jejich udržení závislé na udržení biodiverzity (Altieri, 1994).

2.1.1 Úbytek biodiverzity.

Snižování biodiverzity je rostoucím problémem. Jednou z hlavních příčin je ničení přirozených stanovišť. To je způsobeno hlavně využíváním půdy, které je nevyhnutelným důsledkem ekonomických aktivit lidstva (Hook, 1993). Z nich má na změnu stanovišť největší dopad zemědělská činnost. V posledních 30-40 letech došlo v celosvětovém měřítku k výraznému zvýšení zemědělské produkce. Značná část zemského povrchu byla moderním zemědělstvím přeměněna na monokultury, které mají negativní vliv na genetickou a biologickou diverzitu. V posledních sto letech bylo na zemědělskou půdu přeměněno přes 850 milionů hektarů. Na přeměněných stanovištích byla původně hlavně lesní a mokřadní společenstva, což jsou z hlediska biodiverzity nejcennější lokality (Šarapatka, 2008).

Jedním z výrazně poškozovaných stanovišť jsou mokřadní stanoviště (Eppink, 2004). Ta jsou v hustě osídlených oblastech, jako je například Evropa, pod stálým náporům nároků společnosti na využití půdy. Společnosti z využívání půdy plyne mnoho užitku, avšak mnoho užitku plyne i z vysoké biodiverzity, což je v současnosti často přehlíženo (Barbier a kol., 1994).

Další příčinou snižování biodiverzity je fragmentace krajiny (Fahrig, 1997), která je způsobována hlavně výstavbou infrastruktury. Při ní dochází jak k ničení

přirozených stanovišť, tak k rozdělování stanovišť na menší plochy, což může vést k degradaci stanoviště a izolaci populací, které se na stanovišti vyskytují. To vše vede ke snižování biodiverzity. Dalším problémem způsobeným infrastrukturou je znečištění vzduchu a hlukové zatížení okolí (Gontier ak ol., 2006).

2.1.2 Monitoring biodiverzity

Problémy se snižováním biodiverzity vedly k přesunutí pozornosti na prozkoumání jejích zdrojů, což je první krok k vyvinutí strategií ochrany biodiverzity. Tyto strategie jsou základem pro ustanovení legislativních a dalších nástrojů pro ochranu zdrojů biodiverzity pro budoucnost. Dalším krokem je monitoring biodiverzity, při kterém se zjistí stav biodiverzity na lokalitě. Zkoumání biodiverzity je kritické pro management zdrojů a ochranářskou biologii (conservation biology) (Wilson a kol., 1996).

2.1.3 Ochrana biodiverzity

Zachování a ochrana stanovišť je nezbytným předpokladem k ochraně biodiverzity (Eppink, 2004). Poškození stanovišť vedoucí ke snižování biodiverzity na genetické, druhové a ekosystémové úrovni by mělo být zohledněno v EIA (Environmental impact assessment) (Slootweg a Kolhoff, 2003). EIA a SEA (Strategic environmental assessment) jsou základními nástroji posuzování dopadů výstavby infrastruktury a dalších staveb (Gontier a kol., 2006) na biodiverzitu. V české legislativě jsou tyto dva procesy zakotveny v zákoně č. 100/2001 Sb. Z tohoto zákona vyplývá, že v rámci procesu EIA jsou posuzovány například tyto záměry: Trvalé odlesnění nebo zalesnění nelesního pozemku o ploše od 25 ha, nový dobývací prostor těžby černého uhlí, těžba ostatních nerostných surovin, novostavby železničních drah, silnic a dálnic a podobně. Kompletní seznam záměrů podléhajících procesu EIA je v příloze č. 1 tohoto zákona.

Proces EIA probíhá vždy dříve, než jsou záměry povoleny a než se započne s jejich vlastní realizací. Bez závěru procesu EIA nesmí povolující úřad (např. stavební úřad) rozhodnout o povolení záměru.

Procesu SEA podléhají koncepce na celostátní úrovni (rozvojové koncepce a programy), regionální úrovni (územní plány velkých územních celků) a místní úrovni (územní plány obcí).

Další možností ochrany biodiverzity je rekultivace poškozených ploch. Při té mohou vznikat nová stanoviště, na kterých přežívají různé druhy živočichů a rostlin. Díky tomu dochází ke zvyšování biodiverzity krajiny (Eppink, 2004).

2.2 Rekultivace

Pojem „rekultivace“ pochází z latiny, kde toto slovo znamená návrat a obnovení krajinné úrodnosti (Volný, 1985).

2.2.1 Počátky rekultivací

Již v 19. století byl vydán zákonný normativ jako důsledek rozmachu těžby i jejích vlivů na půdu a krajinu. V roce 1854 byl císařským patentem v říšském zákoníku pod číslem 146 vydán Obecný horní zákon. Ten obsahoval pasáž, která ukládala horníkům dávat těžbou narušené pozemky opět do původního stavu. V roce 1892 byl dokonce připraven pro Říšskou radu ve Vídni návrh zákona o rekultivaci, který však nebyl schválen (Anonymus, 1998).

První rekultivace se prováděly i s využitím levné síly válečných zajatců během první světové války, docházelo k nim i v poválečném období. Za první republiky byly předloženy tři návrhy zákonů o rekultivaci, kterými měla být řešena obnova území a extrémně vysoká nezaměstnanost. Žádný z nich však neprošel schvalovacím procesem. Výrazná většina těchto rekultivací byla na poddolovaných pozemcích a po druhé světové válce byla opět devastována otvirkou lomů.

V poválečném období došlo k prudkému rozmachu těžby a k úbytku zemědělské půdy. Na to reagovaly Severočeské hnědouhelné doly zřízením účelové organizace Zemědělský závod SHD¹, posléze samostatného podniku Rekultivace SHD¹, který zahájil éru poválečných rekultivací v roce 1950. Tento podnik působil v různých modifikacích až do roku 1992, kdy došlo k jeho privatizaci a k organizační proměně v podnik Rekultivační výstavba Most, a.s. Současně vzniklo tržní prostředí a do rekultivačního procesu vstoupila řada dalších profesně blízkých podniků.

¹ Severočeské hnědouhelné doly

V legislativě rekultivací se výrazně projevil horní zákon č. 41/1957, který ukládal těžebním podnikům povinnost rekultivovat těžbou poškozené plochy. V dnešní době upravuje rekultivace zákon č. 44/1988 Sb. O ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon). Podle tohoto zákona jsou rekultivace v plném rozsahu povinností těžebních organizací. Ty musí vytvářet takovou finanční rezervu, aby mohly dokončit rekultivace i po dokončení těžby.

V letech 1958–1960 byl ve spolupráci báňských, lesnických, zemědělských a vodohospodářských specialistů v Severočeské hnědouhelné pánvi vypracován Generel rekultivací, který byl v době svého vzniku světovým unikátem. Jeho obsahem byl souhrn četných způsobů rekultivací, vždy schvalovaných Ministerstvem zemědělství (Štýs, 2001).

2.2.2 Výsypky po povrchové těžbě

První velkoplošné výsypky pocházejí z dob po druhé světové válce, kdy byla zahájena povrchová těžba hnědého uhlí. Severočeský hnědouhelný revír má rozlohu asi 1000 km², z toho 192,2 km² zaujímaly pozemky využívané důlními podniky. V rámci těchto pozemků byla plocha 58,4 km² zaujímana pozemky opuštěnými provozem, což jsou z velké většiny právě výsypky.

Substrát výsypek Severočeského hnědouhelného revíru pochází z nejhlubších hnědouhelných slojí. Je tvořen převážně šedými miocenními jíly, hnědými jíly, písky, štěrky, jíly s uhelnou příměsí, sprašení, sprašovými hlínami atd.

Výsypky jsou sypány velkonakladači, jejich povrch je hodně vertikálně členitý a jsou na něm četné prohlubně i vyvýšeniny (Anonymus, 1998).

2.2.3 Technologie rekultivací

Technologie rekultivací se liší podle toho, jaké jsou konkrétní podmínky na rekultivovaných lokalitách. V podstatě se ale rekultivace provádí podle následujícího postupu (Anonymus, 1998):

Přípravná etapa

Tato etapa probíhá již v období přípravy na těžbu a její realizaci. Vytváření se v ní vhodné podmínky pro realizaci následných fází rekultivací. Jsou to hlavně průzkumné, koncepční a projektové aktivity.

Důlně technická etapa

Tato etapa vytváří vhodné podmínky, které zajišťují úspěšné řešení rekultivací v následujících etapách. Jedná se hlavně o:

- 1) skryvku úrodných, snadno zúrodnitelných a melioračně hodnotných nadložních půdních vrstev (hlavně zemin vrchního humózního profilu a spraší, rašeliny, slínovců, bentonitů)
- 2) vhodnou proporcionalitu mezi vnějšími a vnitřními výsypkami a o jejich lokalizaci v prostoru krajiny
- 3) vhodné tvarování výsypek již při jejich stavbě, aby co nejlépe vyhovovaly určenému způsobu rekultivace a optimálnímu využívání území

Důlně technická etapa rekultivací se časově překrývá s obdobím těžby. Tu sice nelze realizovat bez negativních dopadů na krajinu, může však být realizována tak, aby devastaci území minimalizovala a aby vytvářela vhodné podmínky pro následnou rekultivaci. (Šímová, 2004)

Biotechnická etapa

Je představována dvěma činnostmi:

Mezi první skupinu činností se řadí práce technické povahy. Jejich realizací je tvořen ekotop hlavně z hlediska vodního režimu a morfologie půdy. Jedná se proto především o terénní úpravy, navážky úrodných a melioračně hodnotných zemin a o hydromeliorační, případně hydrotechnické a stabilizační úpravy.

Do této skupiny se řadí i výstavba komunikací, kterými jsou rekultivovaná území opět zpřístupňována.

Teprve v návaznosti na předchozí úpravy ekotopu jsou prováděny činnosti ve prospěch bioty označované jako biologická rekultivace. V lesnických případech se jedná o založení lesní kultury, při rekultivaci zemědělské půdy jde o agrotechnické práce od přípravy půdy a osetí až po sklizeň. Do této skupiny řadíme i zakládání speciálních zemědělských kultur. (Šímová, 2004)

Postrekultivační etapa

Nazýváme tak období po ukončení vlastní rekultivace a po zařazení rekultivovaných území do běžného obhospodařování (Anonymus, 1998).

2.3 Drobní zemní savci

2.3.1 Stručná charakteristika druhů, jejichž výskyt byl na sledovaných lokalitách očekáván:

Bělozubka bělobřichá (*Crocidura leucodon*)

Popis:

Tmavý, šedohnědý až hnědý hřbet je ostře oddělen od světlé, téměř bílé spodní strany těla. Hmotnost 7-15 g, délka těla 70-90 mm, délka ocasu 25-35 mm, délka zadní tlapy 11-13 mm (Anděra a Horáček, 1982).

Rozšíření v Evropě:

Na jihu se vyskytuje od Itálie a Řecka, na severu až po jih Dánska (Aulagnier a kol, 2009). U nás se vyskytuje hlavně na stepních lokalitách (Reichholf, 1996).

Biotop:

Lesní a kamenitá stanoviště, sady, rákosiny a křoviny. Vyskytuje se od hladiny moře, až do nadmořské výšky 2500 m.n.m. (Aulagnier a kol., 2009).

Bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*)

Popis:

Tmavý, šedohnědý až hnědý hřbet jako u bělozubky bělobřiché. Břišní strana je šedavá. Hranice mezi hřbetním a břišním zbarvením je nevýrazná.. Hmotnost 3-8 g, délka těla 55-70 mm, délka ocasu 25-34 mm, délka zadní tlapy 10-12 mm (Anděra a Horáček, 1982).

Rozšíření v Evropě:

Podobně jako u bělozubky Bělobřiché. Nevyskytuje se však tolik na sever. (Aulagnier a kol, 2009). U nás se vyskytuje na celém území (Reichholf, 1996).

Biotop:

Lesní, travnatá a kamenitá stanoviště. Vyskytuje se od hladiny moře, až do nadmořské výšky 2150 m.n.m (Aulagnier a kol., 2009).

Rejsek obecný (*Sorex araneus*)

Popis:

Hnědé zbarvení celého těla je na hřbetě o něco tmavší až černé. Má pro hmyzožravce typický protáhlý čenich. Hmotnost 5–13 g, délka těla 60–80 mm, délka ocasu 35–50 mm, délka zadní tlapy 11,8–13,5 mm (Anděra a Horáček, 1982).

Rozšíření v Evropě:

Téměř celá Evropa, chybí však v Irsku, mediteránových zónách včetně jihu Balkánského poloostrova a na většině území Francie (Mitchell-Jones a kol., 1999). Nejběžnější z našich rejšků (Reichholf, 1996).

Biotop:

Preferuje vlhká a chladná místa s hustým vegetačním pokryvem (Mitchell-Jones a kol., 1999).

Rejsek malý (*Sorex minutus*)

Popis:

Náš nejmenší savec s hnědým zbarvením po celém těle. Hmotnost 2,5–5 g, délka těla 40–63 mm, délka ocasu 39–46 mm, délka zadní tlapy 10–11 mm (Anděra a Horáček, 1982).

Rozšíření v Evropě:

Téměř celá Evropa kromě mediteránových pobřežních zón (Mitchell-Jones a kol., 1999). V ČR běžný (Reichholf, 1996).

Biotop:

Obývá široké rozmezí prostředí jak z pohledu zeměpisné šířky, tak i z pohledu nadmořské výšky (Mitchell-Jones a kol., 1999).

Myšice temnopásá (*Apodemus agrestis*)

Popis:

Na hřbetě nápadný úzký černý pruh, rezavohnědá až žlutohnědá záda, bílé, nebo šedé břicho. Hmotnost 15–39 g, délka těla 70–125 mm, délka ocasu 65–89 mm, délka zadní tlapy 17,5–20 mm, délka ucha 11–14,5 mm (Anděra a Horáček, 1982).

Rozšíření v Evropě:

Nejdále na severu se vyskytuje v jižním Finsku a severní části Německa. Na jihu je výskyt po severní Itálii a Balkánský poloostrov. Jižní hranice výskytu není ostrá a vznikají mnohá izolovaná místa výskytu (Mitchell-Jones a kol., 1999). U nás se vyskytuje pouze v severních Čechách, kam proniká z Německa a Polska (Reichholf, 1996).

Biotop:

Převážně nížiny, i když v jižní Evropě se může vyskytovat až do výšky 1750 m.n.m. Preferované prostředí jsou úzké pásy lesa, travní porosty, obilná pole a zahrady (Mitchell-Jones a kol., 1999).

Myšice lesní (*Apodemus flavicolis*)

Popis:

Velmi podobná našim ostatním myšicím. Ryšavě hnědá až kaštanová záda, bílé břicho, výrazná žlutá skvrna na hrdle. Hmotnost 18–45 g, délka těla 91–123 mm, délka ocasu 87–127 mm, délka zadní tlapy 23–27 mm, délka ucha 17–21 mm (Anděra a Horáček, 1982).

Rozšíření v Evropě:

Severněji než *A. sylvaticus*. Omezený výskyt na jihu a západě Evropy (Mitchell-Jones a kol., 1999). U nás je velmi běžná (Reichholf, 1996).

Biotop:

Považována primárně za druh vzrostlých, opadavých lesů, ale vyskytuje se i v jiných typech prostředí, jako jsou ostatní typy opadavých lesů a jehličnaté lesy. (Mitchell-Jones a kol., 1999).

Myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*)

Popis:

Podobná myšici lesní, i když je v průměru o něco menší. Hřbet hnědý nebo světle rezavý, spodní strana těla špinavě bílá až šedivá. Žlutá skvrna na krku je malá nebo chybí. Hmotnost 13–38 g, délka těla 77–111 mm, délka ocasu 69–106 mm, délka zadní tlapy 19,5–24 mm, délka ucha 14,5–18,5 mm (Anděra a Horáček, 1982).

Rozšíření v Evropě:

Na většině území Evropy, nevyskytuje se na severu Skandinávského poloostrova (Mitchell-Jones a kol., 1999). U nás velmi hojná a vyskytuje se prakticky všude (Reichholf, 1996).

Biotop:

Extrémně rozmanitý, zahrnuje příměstské oblasti nebo městské oblasti s parky, zemědělské oblasti, lesní prostředí všech typů, břehová prostředí (Mitchell-Jones a kol., 1999).

Hryzec vodní (*Arvicola terestris*)

Popis:

Jeden z největších drobných savců u nás. Většina hryzců je zbarvena hnědě na hřbetu a žlutohnědě na břiše. V některých oblastech se vyskytuje i tmavě zbarvená forma s černou srstí. Hmotnost 60–200 g, délka těla 120–200 mm, délka ocasu 66–130 mm, délka zadní tlapy 22–32 mm, délka ucha 11–16 mm (Anděra a Horáček, 1982).

Rozšíření v Evropě:

Velmi rozšířený, ale nevyskytuje se v Irsku, jižní Francii, na většině území Španělska, Portugalska a na nejvyšších místech Alp (Mitchell-Jones a kol., 1999). U nás běžný ve vlhčích biotopech (Reichholf, 1996).

Biotop:

Vodní formy obývají potoky, řeky, jezera, mokřady, lesy a vlhké oblasti v nížinách i na horách (Mitchell-Jones a kol., 1999).

Norník rudý (*Myodes glareolus*, starší název *Clethrionomys glareolus*)

Popis:

Nápadné červeně rezavé zbarvení na hřbetě, bílé nebo nažloutlé břicho. Hmotnost 10–36 g, délka těla 80–122 mm, délka ocasu 31–65 mm, délka zadní tlapy 15,4–20,5 mm, délka ucha 10–17 mm (Anděra a Horáček, 1982).

Rozšíření v Evropě:

Na severu po polární kruh a na jihu po sever Španělska, italské hory a balkánský poloostrov (Mitchell-Jones a kol., 1999). U nás jeden z nejběžnějších savců (Reichholf, 1996).

Biotop:

Všechny typy lesů od hladiny moře po 2400 m.n.m. Preferuje husté listnaté nebo smíšené lesy. V odlesněných oblastech s velkou hustotou zalidnění obývá i parky, zahrady a živé ploty (Mitchell-Jones a kol., 1999).

Myška drobná (*Micromys minutus*)

Popis:

Nejmenší evropský hlodavec. V létě je na hřbetě světle žlutá nebo žlutohnědá s bělavým, někdy nažloutlým břichem. V zimě v srsti převládá tmavý, někdy i načervenalý odstín, spodní strana těla je čistě bílá. Hmotnost 3,5–13 g, délka těla 50–77 mm, délka ocasu 40–75 mm, délka zadní tlapy 12–16 mm, délka ucha 7–10 mm (Anděra a Horáček, 1982).

Rozšíření v Evropě:

Na severu po střední Finsko, Dánsko, ve Velké Británii po Skotsko. Na jihu po Španělsko, sever Itálie a Balkánský poloostrov, na kterém jsou jen lokální místa výskytu (Mitchell-Jones a kol., 1999). U nás častá (Reichholf, 1996).

Biotop:

Hlavně nížiny, ale na jihu Evropy se vyskytuje až do výšky 1700 m.n.m. (Mitchell-Jones a kol., 1999).

Hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*)

Popis:

Na zádech tmavší odstín rezavě až skořicově hnědé, na spodní straně těla šedavá nebo nažloutlá srst. Chodidla jsou na rozdíl od *M. arvalis* tmavě pigmentovaná. Hmotnost 17–50 g, délka těla 100–140 mm, délka ocasu 28–52 mm, délka zadní tlapy 18–21 mm, délka ucha 11–16 mm (Anděra a Horáček, 1982).

Rozšíření v Evropě:

Většina kontinentu, kromě Irska, jižní Evropy, nížin centrální a většiny jihovýchodní Evropy. (Mitchell-Jones a kol., 1999) U nás se vyskytuje méně než hraboš polní. Vyhledává spíše vlhčí a chladnější biotopy. Chybí v nížinách středních a východních Čech (Reichholf, 1996).

Biotop:

Vlhká prostředí s bohatým travním pokryvem, lesy, mokřady, rašeliniště, mokré louky a říční břehy (Mitchell-Jones a kol., 1999).

Hraboš polní (*Microtus arvalis*)

Popis:

Z vrchu žlutošedý, šedohnědý nebo slabě narezavělý. Na břicho šedobílý se žlutavým nádechem. Chodidla světlá. Hmotnost 15–40 g, délka těla 80–130 mm, délka ocasu 21–51 mm, délka zadní tlapy 13–18,4 mm, délka ucha 9–11 mm (Anděra a Horáček, 1982).

Rozšíření v Evropě:

Evropský endemický druh. Spojitý výskyt od francouzských břehů Atlantiku po centrální Rusko. Izolované populace na Pyrenejském poloostrově. Nevyskytuje na Britských ostrovech (kromě Orknejských ostrovů), ve středomořských státech a většině Skandinávského poloostrova. U nás se vyskytuje na celém území (Mitchell-Jones a kol., 1999).

Biotop:

Otevřená, obhospodařovaná krajina, pastviny. Staví systémy tunelů s hnízdy a zásobními komorami (Mitchell-Jones a kol., 1999).

Myš domácí (*Mus musculus*)

Popis:

Svrchu šedohnědá, tmavošedá, nebo slabě žlutá srst. Na břicho šedá nebo žlutošedá barva srsti. Hmotnost 9–25 g, délka těla 72–100 mm, délka ocasu 54–87 mm, délka zadní tlapy 14,5–18 mm, délka ucha 10–13 mm (Anděra a Horáček, 1982).

Rozšíření v Evropě:

Skandinávie, střední a východní Evropa, Island a ostrovy v Baltském moři (Mitchell-Jones a kol., 1999). U nás se vyskytuje na celém území, hlavně v lidských obydlích (Reichholf, 1996).

Biotop:

Hlavně v lidských obydlích. Některé populace žijí v zemědělských oblastech a na loukách v teplejších obdobích roku, ale v zimě se přesouvají do budov (Mitchell-Jones a kol., 1999).

2.3.2 Drobní zemní savci jako modelové organismy

Podle Barretta a Pelese (1999) bylo mnoho skupin obratlovců, jako ptáci nebo obojživelníci, používáno k testování hypotéz o krajině. Autoři si však myslí, že nejlepší skupinou sloužící jako modelový organismus jsou drobní savci. K podložení této domněnky uvádějí několik důvodů:

- 1) Je známo mnoho detailních informací o biologii a etologii mnoha druhů drobných savců. Také jsou známy role a niky příslušníků jednotlivých druhů v opuštěných zemědělských oblastech, na trvalých travních porostech a v lesních ekosystémech.
- 2) Drobné savce je možno označit a sledovat jejich život a monitorovat vzory pohybu. Dále můžeme zjistit reprodukční úspěch a velikost domovského okrsku.
- 3) Drobní savci žijí v relativně malých a typických oblastech. Mají krátký život a dochází u nich ke specifické disperzi z oblastí jejich narození při dosažení dospělosti. Je u nich často možné pozorovat změny v chování jako důsledek sezónních změn. Ekologové zabývající se drobnými savci tak mohou získat nové informace o četnosti kolonií, extinkci a perzistenci. Tyto informace jsou cenné pro lepší pochopení ekosystémových a krajinných procesů a vztahů.

Barrett a Peles (1999) dále uvádějí, že hodně důležitých detailů o životní historii mnoha druhů drobných savců je již v podstatě známo. Tato znalost je důležitá pro použití modelového subjektu ke studování krajinných procesů, pomocí experimentů lze ověřovat hypotézy a tak pochopit, jak krajina funguje.

Drobní savci jsou modelovým organismem dlouhodobého výzkumu, který ovlivňuje ekology zabývajícími se společenstvy obratlovců, a to do té míry, že vzniklo paradigma mikroprostředí. To spočívá v tom, že sympatrie mezi drobnými

savci je vydatně ovlivněna různým využitím mikroprostředí (Reichman a Price, 1993).

2.3.3 Pohyb drobných zemních savců

Současná pozorování (Szacki a kol., 1993; Kozakiewicz a Szacki, 1995) ukazují, že drobní savci jsou schopni pohybovat se na mnohem větší vzdálenosti, než se dříve myslelo. Například pohyb na "velkou vzdálenost" delší, než 1 000 m byl objeven u druhů myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*), norník rudý (*Myodes glareolus*), myš domácí (*Mus musculus*) a křečík bělonohý (*Peromyscus leucopus*). Pohyb na více než 3 200 m je dokázán u *Reithrodontomys megalotis* a pohyb nad 4 000 m byl pozorován u druhu *A. sylvaticus*.

Většina studií (Kozakiewicz a Szacki, 1995), ve kterých se ukázalo, že drobní savci cestují na relativně dlouhé vzdálenosti, byla provedena v heterogenním prostředí. To ukazuje, že existuje různý pohyb v heterogenním a homogenním prostředí. Tuto hypotézu podporuje pozorování Diffendorfera a kol. (1995), které ukázalo, že *Peromyscus manichevismus* a *Microtus ochrogaster* se pohybují na tím větší vzdálenost, čím větší je rozmanitost prostředí, ve kterém se pohybují. U druhů *M. glareolus* a *A. flavicollis* byla vzdálenost, na kterou se pohybují, větší v heterogenním lese nebo předměstském prostředí, než v homogenním lese. Tyto studie porovnávaly pohyb v heterogenním prostředí oproti pohybu v prostředí homogenním. Pouze jedna studie (Kozakiewicz a kol., 1993) doposud porovnávala, na jakou vzdálenost se pohybují drobní savci v homogenním prostředí s touto vzdáleností v prostředí heterogenním. U *M. glareolus*, což je lesní druh, byla pozorována průměrná délka pohybu v homogenním lese (nefragmentovaném prostředí) 135 m, zatímco v heterogenním prostředí zemědělské krajiny (fragmentované prostředí) byla průměrná vzdálenost 243 m. To ukazuje na to, že zvyšování délky pohybu by mohla být přirozená reakce na fragmentaci prostředí.

Zvyšování mobility drobných savců závisí jak na průměrné vzdálenosti, kterou jedinci překonávají, tak i na schopnosti překonávat a/nebo využívat množství různých druhů prostředí (Wagner a Merriam, 1990). Například zvýšené využití

matrix prostředí bylo demonstrováno na druhu křeček bělonohý (*Peromyscus leucopus*). Rozšířením teritoria do zemědělské krajiny se tento lesní druh přizpůsobil fragmentovanému prostředí využitím větší části krajiny. Zatímco u některých druhů bylo pozorováno rozšiřování matrixem, jiná pozorování přisuzují rostoucí využití prostředí zvýšené aktivitě uvnitř původního rozšíření nebo průzkumným aktivitám. Bez ohledu na typ pohybu se zvýšila prostorová aktivita, která má za následek pohyb skrze matrix. To mělo pravděpodobně velký dopad na krajinné procesy související s drobnými savci.

2.3.4 Interakce mezi drobnými savci a prostředím

Velký díl pozornosti byl věnován studiu, jak na drobné savce působí prostředí. Barret a Peles (1999) se ve své knize zaměřují na to, že tento vztah je oboustranný a týká se hlavně hlodavců, kteří jsou býložraví. Díky tomu ovlivňují vegetaci v mnohem větší míře, než hmyzožravé druhy drobných savců.

Drobní savci jsou schopni ovlivňovat prostředí, ve kterém žijí. To dělají vyvoláváním interakcí mezi rostlinami, které rostou na okrajích a uvnitř ekotopu. Vliv drobných savců na komunity rostlin může změnit stupeň fragmentace, velikosti a tvar jednotlivých plošek a stupeň propojení plošek. Ačkoli drobní savci reagují na okrajové lokality mnoha způsoby, může to ovlivnit jejich populační dynamiku. Také ovlivňují povahu těchto okrajů způsobem, který se může nakonec zpětně projevit v populační dynamice zvířat.

2.3.5 Populační dynamika drobných zemních savců

Hustota populací každého organismu se v čase mění a drobní savci nejsou výjimka. Některé druhy drobných savců jsou klasickými příklady extrémních změn v hustotě populace (Stenseth a Ims 1993). Mnoho faktorů ovlivňuje vzorec změn hustoty populací, ale není známo, který faktor je nejdůležitější. Postupy ve studiích začínají ukazovat, že predace a dostupnost potravy jsou důležité faktory alespoň pro některé lokální populace drobných savců (Krebs a kol. 1995). Studie jsou ve většině případů prováděny na stanovištích, která pro drobné savce vykazují vysokou kvalitu prostředí. Studie populační dynamiky vyžadují dostatečně velký soubor dat pro

prokázání závěrů. Tato skutečnost způsobila malé množství informací o vlivu kvality stanovišť na populační dynamiku drobných savců (Barrett a Peles, 1999).

Pokud dojde k fragmentaci prostředí a vzniklé ekotony nejsou pro drobné savce vhodné, dojde k rozpadnutí původní populace na malé metapopulace. Ty pak osidlují vzniklé malé plošky s vhodnými podmínkami (Barrett a Peles, 1999). V současnosti se ukazuje, že mnoho lokálních populací drobných savců je propojeno migrací přes hranice stanovišť (Lidicker, 1995). I malá imigrace může zabránit lokální extinkci a silně ovlivnit dynamiku lokálních populací, zvláště je-li vzdálenost mezi populacemi malá (Levins, 1969).

Obecně se abundance drobných zemních savců na jaře pohybuje v malých hodnotách a s průběhem sezony abundance roste. To však není pravidlem. Dlouhodobá populační dynamika ovlivňuje i dynamiku populací v jednotlivých sezónách. Při dlouhodobém poklesu abundance dochází i k poklesu mezi počátkem a koncem sezóny (Stoddart, 1979).

2.4 Sukcese

Sukcese je předmětem zájmu ekologů již od počátků ekologie. I přesto nebylo dosaženo dohody o všeobecně platné definici pojmu sukcese (Walker a Moral, 2003).

Pandolfi (2008) definuje sukcesi jako proces změn společenstev v čase, při kterém hrají roli druhy, které kolonizují stanoviště v raných a pozdních fázích sukcese, disturbance a životní strategie. I když se objevují i názory, že koncept sukcese nepopisuje adekvátně ekologickou dynamiku, několik klíčových otázek požaduje nadále vysvětlení a hledání obecně platných pravidel dále pokračuje. Nové pole zájmu ekologie obnovy se zaměřuje na využití poznatků o sukcesi k obnově poškozených a degradovaných stanovišť.

Lepší pochopení mechanismů sukcese může pomoci předpovídat vývoj rekultivovaných ploch a umožňuje provádět zásahy, které pomohou dosáhnout požadovaného cílového stavu. (Walker a Moral, 2003)

3 Cíl práce

Cílem mé práce bylo porovnání vlivu různých typů a stáří rekultivace na biodiverzitu drobných savců na Velké podkrušnohorské výsypce, která vznikla při těžbě hnědého uhlí v oblasti Sokolovské hnědouhelné pánve.

4 Materiál a metody

4.1 Metodika odchyťů

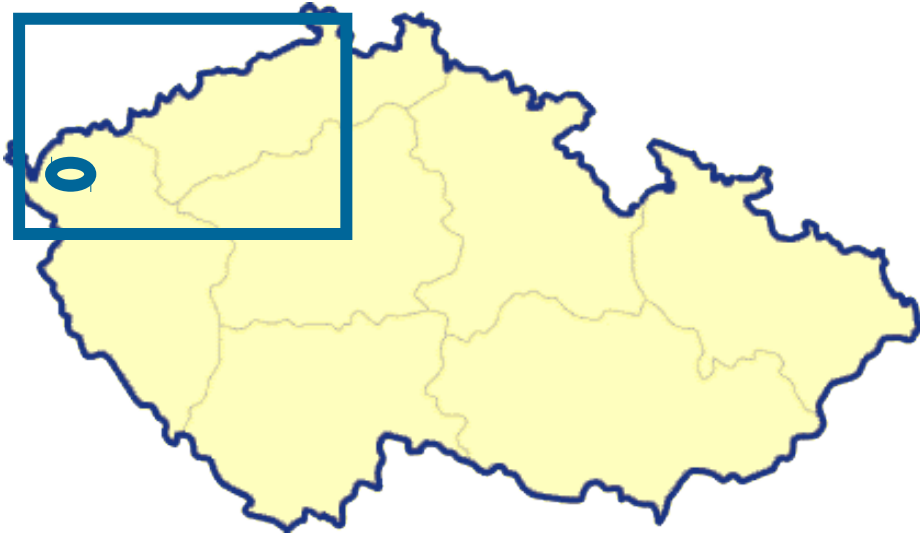
Odchyty byly prováděny podle klasické metodiky odchyty drobných savců na liniích a kvadrátech (Wilson a kol., 1996; Dykyjová, 1989). V liniích bylo kladeno vždy 50 pastí ve vzdálenosti pěti metrů od sebe. Délka linie tedy byla 250 m. Na rozdíl od klasických jednohektarových kvadrátů bylo s ohledem na místní podmínky kladeno 121 pastí do čtverce 11x11 pastí po pěti metrech. Velikost jednoho kvadrátu tedy byla 2500 m². V roce 2004 proběhly tři liniové odchyty a dva odchyty na kvadrátech. Liniové odchyty probíhaly v termínech 16.–19. 4. (jarní odchyty), 21.–24. 6. (letní odchyty) a 6.–9. 10. (podzimní odchyty). Odchyty na kvadrátech probíhaly v termínech 24.–30. 5. (jarní) a 2.–8. 11. (podzimní). V roce 2009 proběhlo opakování liniových odchyťů. Ty probíhaly v termínech 1.–4. 6. (jarní odchyty), 11.–14. 8. (letní odchyty) a 14.–17. 11 (podzimní odchyty). V roce 2010 proběhlo opakování odchyťů na kvadrátech. Ty proběhly v termínech 28.6 – 2.8. (jarní odchyť) a 11. - 17. 10 (podzimní odchyť). Při prvních liniových odchytech nedošlo k jednomu odchytu na stanovišti Vyšší les. Proto byly počty jedinců odchycených při liniových odchytech přepočteny na 400 past'onocí.

Odchyty byly prováděny pomocí klasických sklapovacích pastí. Ty byly kontrolovány vždy v dopoledních hodinách. Jako návnada byl použit knot z petrolejky napuštěný opraženou moukou a tukem. Sklapovacích pastí (namísto v dnešní době preferovaných pastí živolovných) bylo použito z důvodů odběru vzorků ze žaludků odchycených zvířat. Tímto způsobem odchyťů lze také získat v kratší době větší množství dat vhodných pro popis biodiverzity stanovišť (Pelikán, 1975).

4.2 Popis výsypky

Odchyty byly prováděny na Velké podkrušnohorské výsypce, která se nachází poblíž města Sokolov (viz mapa č. 1 a mapa č. 2). Tato výsypka ještě není uzavřená, takže se na ní nacházejí lokality, které byly zrekultivovány před několika lety, lokality, které byly zrekultivovány čerstvě, i lokality ještě nezrekultivované.

Odchyty probíhaly na rekultivovaných plochách. Jednalo se o zemědělské, lesnické a hydrické rekultivace. Jako kontrolní stanoviště byl použit vzrostlý les, který se v blízkosti výsypky vyskytoval před započítáním těžby.



Mapa č. 1: Umístění Velké podkrušnohorské výsypky v rámci České Republiky



Mapa č. 2: Podrobné zobrazení lokalizace Velké podkrušnohorské výsypky v rámci ČR

4.3 Popis lokalit:

Odchyty probíhaly na šesti lokalitách – „Vyšší les“, „Panská lesnická“, „Panská hydrická“, „Původní les“, „Zemědělská rekultivace“ a „Mokřad“.

Lokalita „Vyšší les“ je rozdělena do dvou částí. Na první části převažují smrky (*Picea*), zatímco na druhé převažují borovice (*Pinus*). Lokalita „Panská lesnická“ je tvořena borovým porostem. Tento porost byl v roce 2004 tvořen stromky vysokými přibližně 1 metr. Při opakování odchytů už se velikost stromů pohybovala kolem 2,5 metru. Lokalita „Panská hydrická“ je tvořena rybníkem a jeho břehem, který je porostlý rákosem obecným (*Phragmites australis*). Lokalita „Původní les“ je tvořena borovým lesem s příměsí bříz. Tento les rostl na místě v době před započítáním těžby, takže nebyl těžbou přímo ovlivněn. Lokalita „Zemědělská rekultivace“ je pole pravidelně koseného trvalého travního porostu. Lokalita „Mokřad“ je tvořena mokřadem vytvořeným na úpatí výsypky.

Od roku 2004 došlo na lokalitách „Vyšší les“, „Panská lesnická“ a „Panská hydrická“ ke změně podmínek. Na lokalitách „Původní les“, „Zemědělská rekultivace“ a „Mokřad“ k výrazným změnám nedošlo. Na lokalitě „Vyšší les“ došlo k většímu zapojení lesního porostu. Na lokalitě „Panská lesnická“ došlo také k zapojení porostu a k zastínění bylinného patra. Na lokalitě „Panská hydrická“ došlo k rozšíření břehového porostu rákosu. Rostliny rákosu tvořily v roce 2004 kolem rybníka úzký pás porostu, při opakování odchytů už byl tento pás mnohem širší a porost byl podstatně vyšší.

1 Zemědělská rekultivace

lokalita - kosená louka na Panském povodí. Odchyt liniový (linie napříč loukou) i kvadrátový („Zemědělská r.“; obrázek č. 1 a 2)



Obrázek č. 1: Kosená louka na Panském povodí (Zemědělská rekultivace) v roce 2004.



Obrázek č. 2: Kosená louka na Panském povodí (Zemědělská rekultivace) v roce 2009

2 Lesnická rekultivace

1. lokalita – mladá lesní výsadba na Panském povodí. Odchyt liniový napříč porostem („Panská lesnická“; obrázek č. 3 a 4)

- lokalita – vzrostlejší lesní porost na okraji Panského povodí. Odchyt liniový i kvadrátový („Vyšší les“; obrázek č 5 a 6)



Obrázek č. 3: Mladá lesní výsadba na Panském povodí v roce 2004



Obrázek č. 4: Mladá lesní výsadba na Panském povodí v roce 2009



Obrázek č. 5: Vzrostlejší lesní porost na okraji Panského povodí v roce 2004



Obrázek č. 6: Vzrostlejší lesní porost na okraji Panského povodí v roce 2009

3 Hydrická rekultivace

1. lokalita – rybníček Milena na Panském povodí. Liniový odchyt okolo rybníku („Panská hydrická“; obrázek č. 7 a 8)

2. lokalita – mokřad Anita na naučné stezce. Liniový odchyt okolo mokřadu („Mokřad“; obrázek č. 9). Tato lokalita se kvůli své malé rozloze pro odchyty neosvědčila, takže následné odchyty byly prováděny na jezírkách záchranářů.

3. lokalita – jezírka záchranářů, umělý mokřad na patě výsypky. Odchyt liniový i kvadrátový („Mokřad“; obrázek č. 10 a 11)



Obrázek č. 7: Rybníček Milena na Panském povodí v roce 2004



Obrázek č. 8: Rybníček Milena na Panském povodí v roce 2009



Obrázek č. 9: Mokřad Anita na naučné stezce



Obrázek č. 10: Jezírka záchranářů, umělý mokřad na patě výsypky v roce 2004



Obrázek č. 11: Jezírka záchranářů, umělý mokřad na patě výsypky v roce 2009

4 Původní les

lokality – smíšený les s převahou borovic na hraně velkolomu Jiří. Liniový odchyt („Původní les“; obrázek č. 12, 13 a 14)



Obrázek č. 12: Smíšený les s převahou borovic na hraně velkolomu Jiří v roce 2004



Obrázek č. 13: Smíšený les s převahou borovic na hraně velkolomu Jiří
v roce 2004



Obrázek č. 14: Smíšený les s převahou borovic na hraně velkolomu Jiří
v roce 2009

4.4 Zpracování materiálu

Při prvních odchycích odchycení jedinci byli na místě určeni do rodů, označeni cedulkou a následně zmrazeni. Po rozmražení jsem vzorky zpracoval podle standardní metodiky, kterou popsali např. Anděra a Horáček (1982). Každého jedince jsem zařadil do druhu a zjistil jsem pohlaví. Pak jsem provedl měření základních tělesných rozměrů (délka těla – LC, délka ocasu - LCd, délka zadní nohy - Ltp, délka ucha - LA a hmotnost - G). K tomu jsem použil posuvné měřítko a elektronická váhy. Hmotnost jsem zvažil s přesností na desetiny gramu, LC a LCd jsem změřil s přesností na celé milimetry a Ltp a LA jsem změřil s přesností na desetiny milimetru. Následně jsem každého jedince rozřízl a zjistil jsem stav pohlavních orgánů.

Při opakování odchytů jsem odchycené jedince na místě určil do rodů, označil cedulkami a po návratu na terénní stanici jsem je zpracoval podle standardní metodiky (Anděra a Horáček, 1982).

4.5 Výpočet indexu biodiverzity

Pro porovnání biodiverzity byl použit index H' Shannona a Weavera (1949), který je odvozen z teorie informací. Vzorec pro výpočet zní:

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \cdot \ln P_i$$

Kde S je počet druhů ve vzorku a P_i pravděpodobnost, že jedinec přísluší k druhu i .

P_i se vypočítá ze vztahu $P_i = \frac{N_i}{N}$, kde N_i je počet jedinců druhu i a N je počet jedinců všech druhů.

4.6 Statistické vyhodnocení

Rozdíly v abundanci drobných zemních savců mezi odchytovými termíny byly analyzovány pomocí Mann-Whitneyova U testu. Tento neparametrický test byl zvolen z důvodu nenormálního rozdělení testovaných dat. K výpočtu byl použit program Statistica, verze 6.0.

4.7 Výpočet biomasy

Pro výpočet změny biomasy v průběhu sezóny byla využita data, získaná při liniových i kvadrátových odchytech v obou termínech. Výpočet byl proveden prostým součtem hmotností jedinců odchycených při daném odchytu. K výpočtu byl použit program OpenOffice.org 3.2.1.

5 Výsledky

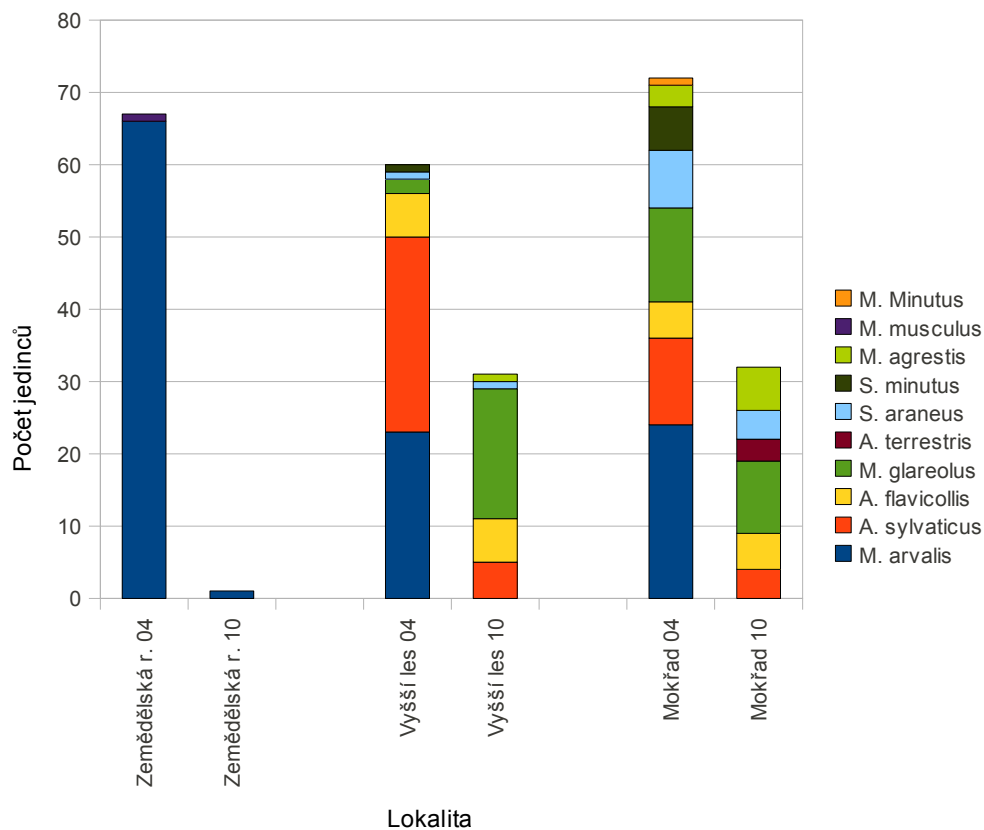
5.1 Souhrnné výsledky

Celkem bylo odchyceno 485 drobných savců. Z toho 376 jedinců při prvních odchytech v roce 2004 a 109 jedinců při opakování odchytů. Celkem bylo odchyceno 10 druhů drobných zemních savců (198 jedinců *Apodemus sylvaticus*, 89 jedinců *Apodemus flavicollis*, 5 jedinců *Arvicola terrestris*, 130 jedinců *Myodes glareolus*, 16 jedinců *Microtus agrestis*, 189 jedinců *Microtus arvalis*, 1 jedinec *Micromys minutus*, 1 jedinec *Mus musculus*, 35 jedinců *Sorex araneus* a 20 jedinců *Sorex minutus*).

5.2 Výsledky kvadrátových odchytů

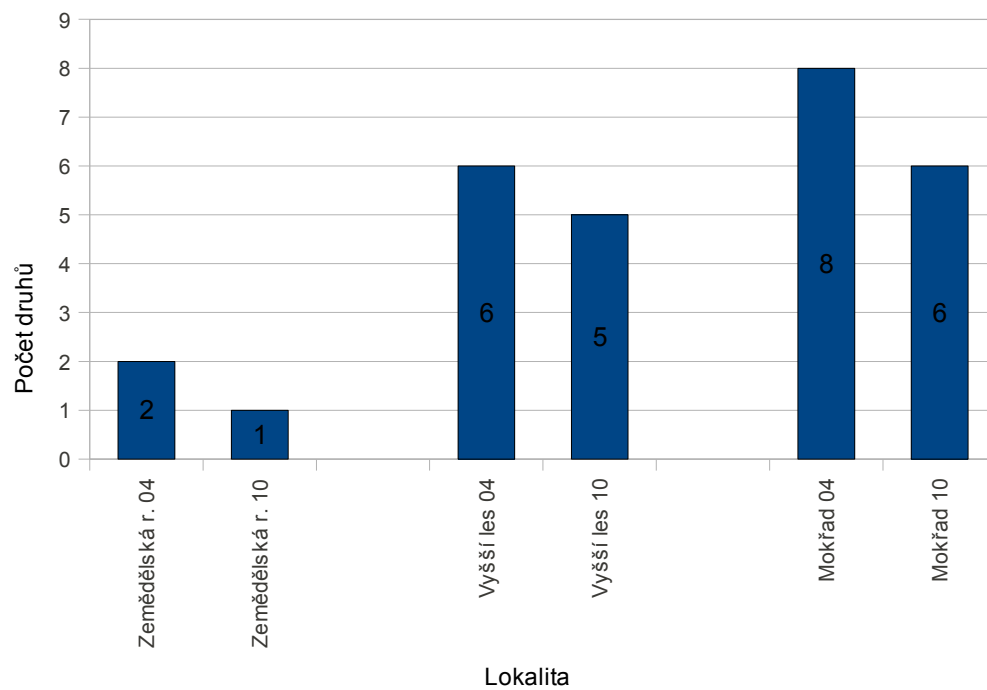
5.2.1 První odchyty (2004)

Z grafu číslo 1 vyplývá, že při prvních kvadrátových odchytech byl nejvyrovnanější počet jedinců jednotlivých druhů na stanovišti mokřad, kde jen lehce nad ostatními druhy převažuje druh *M. arvalis*. Nejméně vyrovnaná lokalita byla ta, na které byla provedena Zemědělské rekultivace. Zde absolutně převážil druh *M. arvalis*. Ve Vyšším lese převážily nad ostatními dva druhy (*M. arvalis* a *A. sylvaticus*), které dohromady tvořily 80% biodiverzity drobných savců.



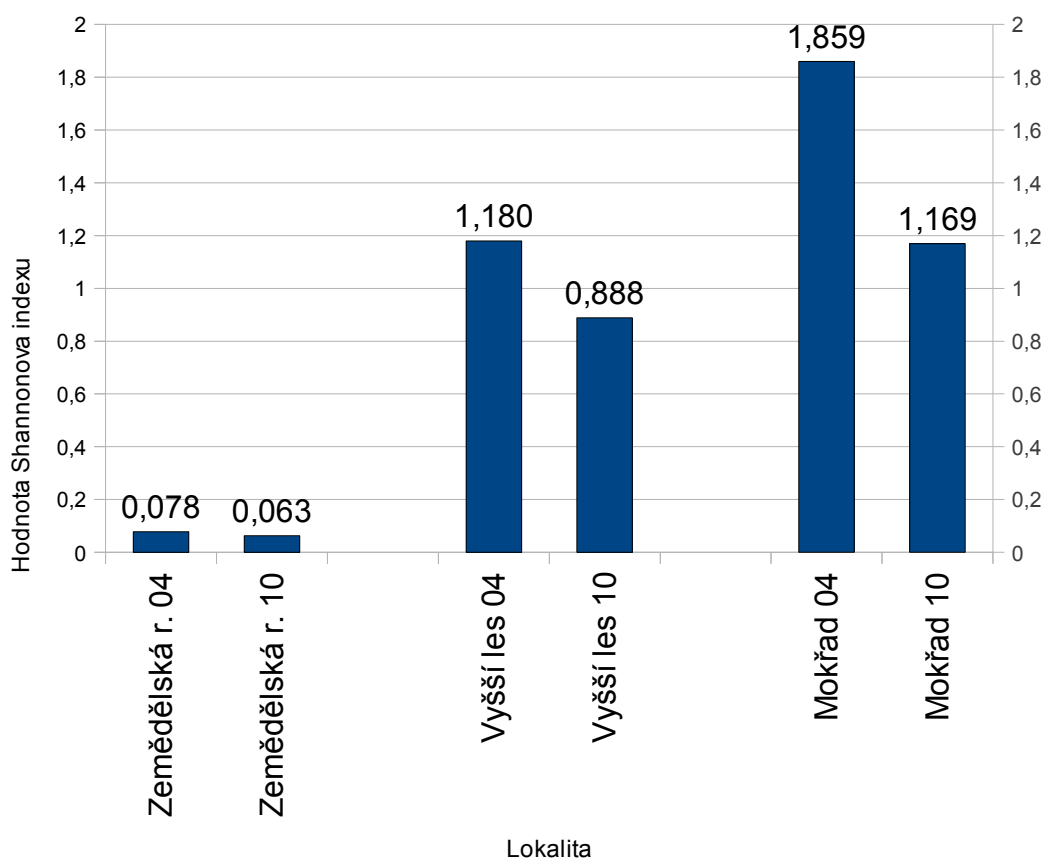
Graf č. 1: Porovnání abundance jednotlivých druhů při prvních a kontrolních odchycích pro kvadráty.

Z grafu číslo 2 vyplývá, že při prvních kvadrátových odchycích byl největší počet druhů na Mokřadu, kde se vyskytlo 8 druhů. Druhý nejvyšší počet druhů byl na ve Vyšším lese (6 druhů). Nejméně druhů se vyskytovalo na Zemědělské rekultivaci (2 druhy).



Graf č. 2: Porovnání počtu druhů při prvních a opakovaných odchytech pro kvadráty.

Z grafu číslo 3 je vidět, že největší hodnota Shannonova indexu byla při prvních odchytech zjištěna na Mokřadu. Následoval Vyšší les a nejnižší hodnoty Shannonova indexu byla na Zemědělské rekultivaci.



Graf č. 3: Porovnání výsledků výpočtu Shannonova indexu pro kvadráty.

5.2.2 Opakované odchyty (2010)

Z grafu číslo 1 vyplývá, že při druhých kvadrátových odchytech byl nejvyrovnanější počet jedinců jednotlivých druhů na Mokřadu, kde jen lehce nad ostatními druhy převažuje druh *M. glareolus*. Nejméně vyrovnaná lokalita byla ta, na které byla provedena zemědělské rekultivace. Zde byl odchycen pouze jeden jedinec druhu *M. arvalis*. Ve Vyšším lese byl nejpočetnější druh *M. glareolus*.

Z grafu číslo 2 vyplývá, že při druhých kvadrátových odchytech byl největší počet druhů na Mokřadu, kde se vyskytlo 6 druhů. Druhý nejvyšší počet druhů byl ve Vyšším lese (5 druhů). Nejméně druhů se vyskytovalo na Zemědělské rekultivaci (1 druh).

Z grafu číslo 3 je vidět, že největší hodnota Shannonova indexu byla při opakovaných odchytech zjištěna na Mokřadu. Následoval Vyšší les a nejnižší hodnoty Shannonova indexu byla na Zemědělské rekultivaci.

5.2.3 Porovnání obou termínů odchytů (2004 vs. 2010)

Na grafu číslo 1 je dobře patrný pokles početnosti všech druhů i celkového počtu odchycených jedinců ($Z=1,964$; $p=0,049$). Kromě Zemědělské rekultivace došlo od prvních odchytů ke zvýšení vyrovnanosti počtu jedinců jednotlivých druhů. Také je možné pozorovat posun k výskytu druhů typických pro jednotlivé biotopy. Například ve Vyšším lese a na Mokřadu se přestal vyskytovat hraboš polní (*M. Arvalis*).

Z grafu číslo 2 vyplývá pokles počtu vyskytujících se druhů na všech lokalitách. Přesto zůstala nejvyšší biodiverzita na Mokřadu, nejnižší zůstala na Zemědělské rekultivaci a prostřední hodnota biodiverzity zůstala ve Vyšším lese.

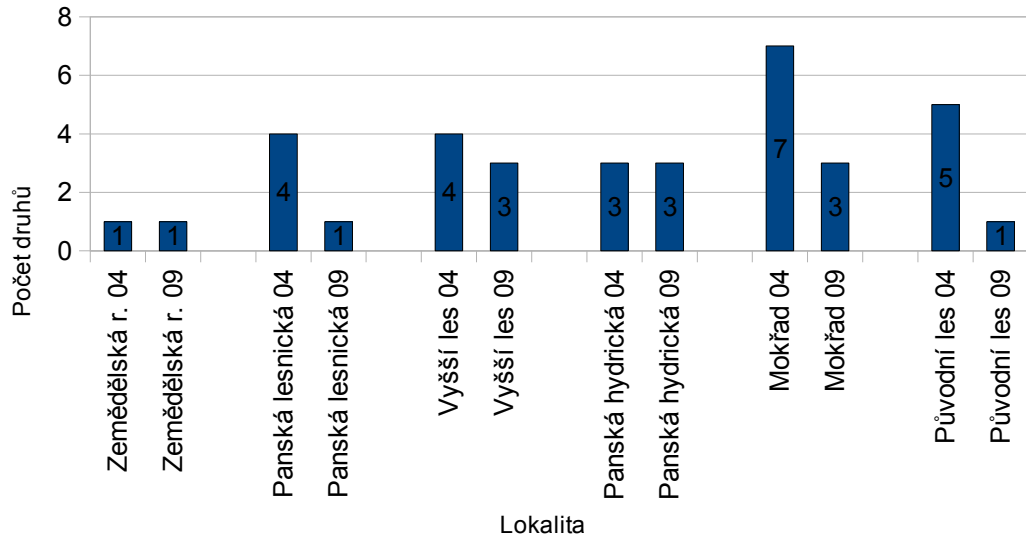
Z grafu číslo 3 je vidět, že na všech lokalitách došlo k poklesu Shannonova indexu. Nejvyšší pokles byl zaznamenán na Mokřadu. Střední pokles byl zaznamenán ve Vyšším lese a nejnižší pokles byl zaznamenán na Zemědělské rekultivaci.

5.3 Výsledky liniových odchyť

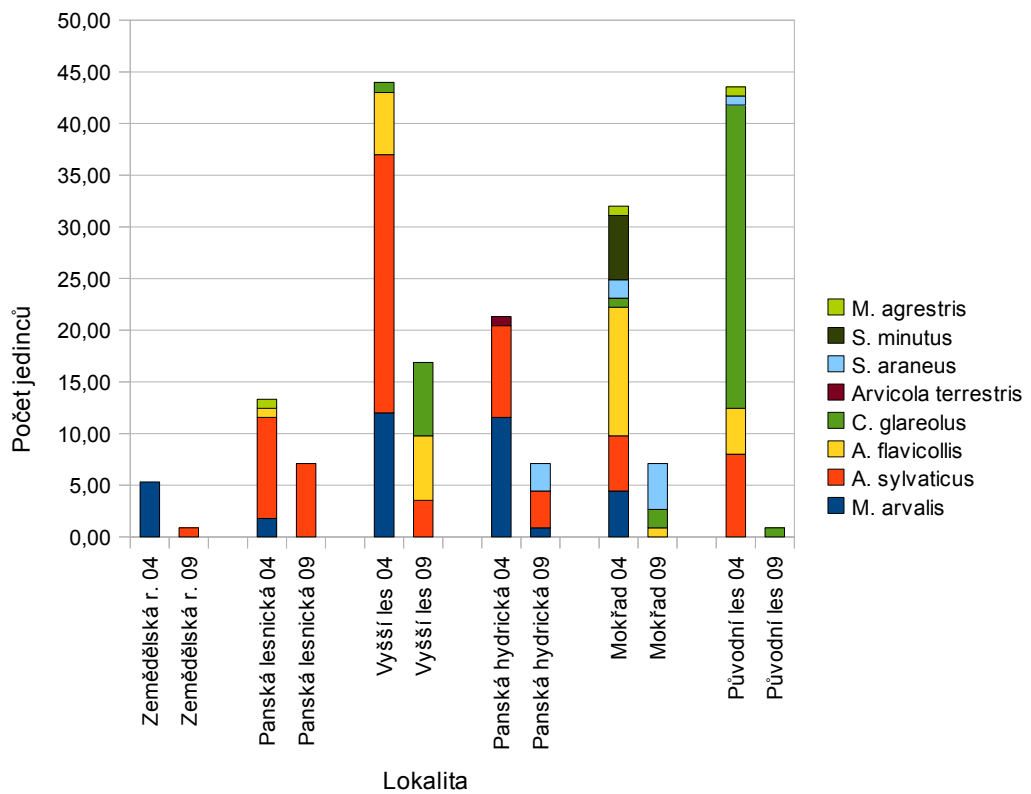
5.3.1 První odchyty (2004)

Z grafu č. 4 vyplývá, že nejvyšší druhová rozmanitost (7 druhů) byla na Mokřadu. Z grafu č. 5 vyplývá, že tato lokalita byla zároveň nejvyrovnanější co do zastoupení jednotlivých druhů. Druhá nejvyšší druhová rozmanitost (5 druhů) byla v Původním lese. Tato lokalita však byla v druhovém zastoupení velmi nevyrovnaná. Nad ostatními druhy tu značně převážil druh *M. glareolus* a dva druhy se tu vyskytly pouze okrajově. Následují dvě lokality, na kterých se vyskytly čtyři druhy: Panská lesnická a Vyšší les. Na obou lokalitách bylo nejvyšší zastoupení druhu *A. sylvaticus*. Na Panské lesnické však tento druh početně převážil nad ostatními druhy více než ve Vyšším lese. Na Panské hydrické, na kterém se vyskytly tři druhy drobných savců, bylo padesát procent jedinců druhu *M. arvalis*. Asi čtyřicet procent jedinců bylo druhu *A. sylvaticus* a *A. terrestris* se na lokalitě vyskytl jen jeden. Nejnižší biodiverzita byla zjištěna na lokalitě Zemědělská rekultivace, kde byl zjištěn pouze *M. arvalis*.

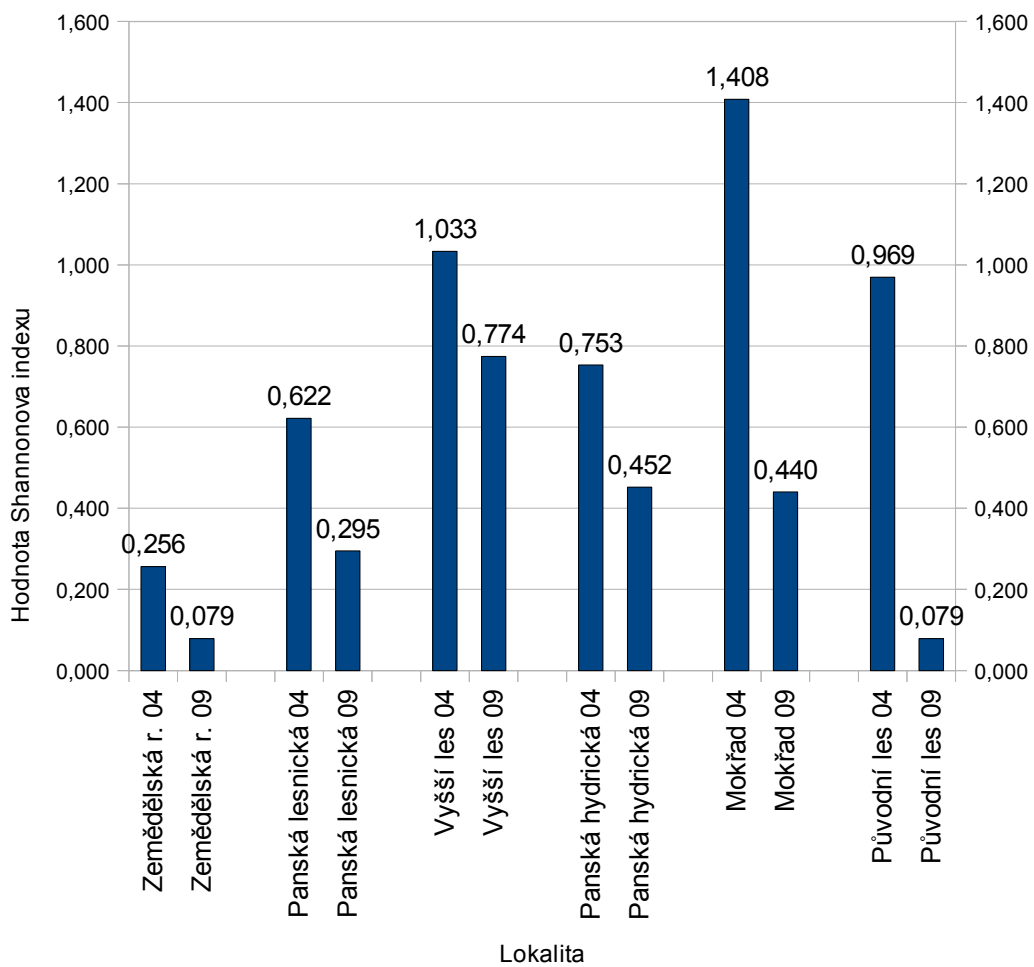
Z grafu č. 6 je vidět, že největší hodnota Shannonova indexu byla při prvních odchytech na Mokřadu. Pak následovala lesní stanoviště Vyšší les a Původní les, pak hydrická rekultivace, Panská lesnická a nejnižší hodnota byla na Zemědělské rekultivaci.



Graf č. 4: Porovnání počtu druhů při prvních a opakovaných odchycích pro linie.



Graf č. 5: Porovnání abundance jednotlivých druhů při prvních a kontrolních odchycích pro linie.



Graf č. 6: Porovnání výsledků výpočtu Shannonova indexu pro linie.

5.3.2 Opakované odchyty (2009)

Z grafu č. 4 vyplývá, že nejvyšší druhová rozmanitost (3 druhy) byla ve Vyšším lese, na Panské hydrické a na Mokřadu. Z grafu č. 5 vyplývá, že nejvyrovnanější byl Vyšší les. Také tu byl zjištěn největší počet jedinců. Panská hydrická a Mokřad byli přibližně stejně vyrovnané. Na ostatních stanovištích byl zaznamenán vždy jen jeden druh. V Původním lese byl zaznamenán druh *M. galreolus*. Na Panské lesnické byl zaznamenán druh *A sylvaticus*. Na Zemědělské rekultivaci byl zaznamenán druh *A sylvaticus*.

Z grafu č 6 je vidět, že největší hodnota Shannonova indexu byla při opakovaných odchycích na Mokřadu. Pak následoval Vyšší les a Původní les, pak Panská hydrická, Panská lesnická a nejnižší hodnota byla na Zemědělské rekultivaci.

5.3.3 Porovnání obou termínů odchyť (2004 vs. 2009)

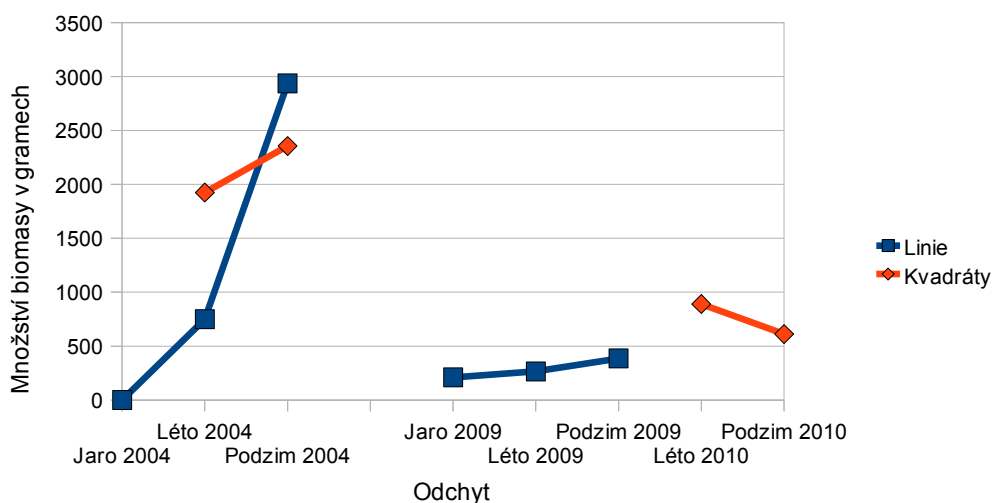
Na grafu číslo 5 je dobře patrný pokles početnosti všech druhů i celkového počtu odchycených jedinců na všech stanovištích ($Z=2,081$; $p=0,037$). Na stanovištích Vyšší les, Panská hydrická a Mokřad se vyrovnanost oproti prvním odchytům zvýšila. Žádný druh zde svou početností výrazně nepřevyšoval ostatní. Na ostatních stanovištích byl při opakovaných odchycích zaznamenán vždy jen jeden druh. Dá se tedy říct, že na ostatních stanovištích vyrovnanost klesla a úplně převážil jeden druh nad ostatními.

Z grafu číslo 4 vyplývá pokles počtu vyskytujících se druhů na většině lokalit. Největší pokles biodiverzity byl zaznamenán v Původním lese a na Mokřadu. Na těchto lokalitách byl zaznamenán pokles o 4 druhy. Na Panské lesnické poklesl počet druhů o 3 a ve Vyšším lese poklesl počet druhů o 1. Na Panské hydrické a Zemědělské rekultivaci k poklesu biodiverzity nedošlo.

Z grafu číslo 6 je vidět, že po přepočtu na 400 past'onocí došlo na všech lokalitách k poklesu Shannonova indexu. Nejvyšší pokles byl zaznamenán na Mokřadu. Druhý nejvyšší pokles byl zaznamenán v Původním lese. Pak následovala stanoviště Panská lesnická, Panská hydrická a Vyšší les. Nejnižší pokles byl zaznamenán na Zemědělské rekultivaci.

5.4 Zhodnocení změn biomasy

Na grafu č. 7 je vidět nárůst množství biomasy drobných zemních savců při prvních kvadrátových odchytech. Při opakovaných kvadrátových odchytech je naopak patrný pokles biomasy v průběhu sezóny. Dále je vidět nárůst množství biomasy drobných zemních savců při prvních i při druhých liniových odchytech.



Graf č. 7: Porovnání změn biomasy pro liniové (modrá) kvadrátové (oranžová) odchyty.

6 Diskuse

Schweigera a kol. (2000) uvádějí, že hustota a složení „společenstva drobných savců je silně ovlivněna velikostí ploch, na kterých se vyskytují. Je tudíž potřeba mít na paměti, že plochy, reprezentující jednotlivé typy rekultivací pro účely odchyťů nebyly shodně velké. Zejména u mokřadních ploch jsme se nevyhnuli odchyťům i na okrajích biotopu, což samozřejmě mohlo ovlivnit výskyt druhů. Těmto chybám jsme se snažili vyhnout, pokud to charakter lokality dovozoval.

Při opakování odchyťů došlo k celkovému poklesu početnosti drobných savců. K tomuto jevu došlo na lokalitách, na kterých probíhá sukcese, i na lokalitách, na kterých je klimax. Z toho usuzují, že pokles abundance je způsoben vlivem, který působí na všechny sledované populace. Nedá se tedy říct, že by změny na jednotlivých stanovištích byly hlavní příčinou poklesu abundance drobných savců. Pro přesné určení příčiny poklesu abundance by bylo potřeba dlouhodobé sledování populací drobných savců na sledovaných lokalitách. Za nejpravděpodobnější příčinu považují kolísání abundance v důsledku populační dynamiky. To souhlasí s faktem, že drobní savci jsou klasickými příklady extrémních změn v hustotě populace (Stenseth a Ims, 1993).

Výsledky výpočtu biomasy jsou v souladu s tvrzením, že abundance a biomasa drobných zemních savců je vlivem populační dynamiky v normálním stavu rostoucí od počátku ke konci sezóny. Tento stav je vidět v levé části grafu č 7 v kapitole výsledky (odchyty jaro 2004 až podzim 2009). Dojde-li však k dlouhodobému poklesu abundance a biomasy drobných zemních savců dochází k podobnému poklesu mezi počátkem a koncem sezóny (Stoddart, 1979). Tento stav je vidět v pravé části grafu č. 7 v kapitole výsledky (odchyty Léto 2010 a Podzim 2010).

Největší biodiverzita byla při liniových i kvadrátových odchytech zjištěna na hydriky rekultivovaných lokalitách. To platí, i přes pokles abundance, pro první i opakované odchyty. To je v souladu s požadavky většiny druhů drobných savců na obývaný biotop. Většina drobných savců žijících v ČR vyhledává v rámci svého biotopu vlhčí stanoviště. Hryzec vodní (*Arvicola terrestris*) a hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*) jsou pak na vodní prostředí vázání (Anděra a Horáček, 1982). Tento fakt ukazuje důležitost zahrnutí hydriky rekultivací do rekultivačních

plánů. Mokřady a další vodní plochy jsou důležité nejen pro vysokou diverzitu prostředí, ale také pro zadržování vody v krajině a snížení nebezpečí vodní eroze. Zadržovaná voda se může odpařovat, a tím dochází k ochlazování krajiny. To je velmi důležité v oblastech povrchových dolů, kde jsou velká území zbavena vegetačního pokryvu. Na těchto lokalitách nedochází k přirozenému ochlazování transpirací, a to vede k přehřívání krajiny (Pecharová a kol., 2004). Na důležitost mokřadních ekosystémů poukazuje i práce Zilvarové (2010). V této práci byl zkoumán výskyt obojživelníků a plazů na Velké podkrušnohorské výsypce v porovnání s výskytem na Smolnické výsypce a v bývalém dole Stannum (Horní Slavkov). Při pozorováních byla zjištěna největší biodiverzita na Velké podkrušnohorské výsypce, což je podle autorky způsobeno velkým množstvím různorodých lokalit. Dalším, kdo se zabýval biodiverzitou drobných savců, byli Cudlín a kol. (2010). Prováděli odchyty do živochytných pastí a největší biodiverzitu zjistili na mokřadním stanovišti, což také potvrzuje význam mokřadních lokalit.

Po hydricky rekultivovaných plochách následují z hlediska biodiverzity plochy rekultivované lesnický. Což opět platí pro první i opakované odchyty. Na těchto plochách záleží na stáří lesního porostu a stáří rekultivace. V mladých porostech, které nejsou zapojené, dochází k větším výkyvům teplot (Pecharová, 2004) a také zde není tolik úkrytů, které by chránili drobné savce před predací. Tomu napovídá vývoj na lokalitě Vyšší les. Na rozdíl od prvních odchytů (2004) na této lokalitě nebyl při opakovaných liniových a kvadrátových odchycích (2009, 2010) zaznamenán hraboš polní (*Microtus arvalis*), který je pro lesní stanoviště netypický (Mitchell-Jones a kol., 1999). Také došlo ke zvětšení populace norníka rudého (*Myodes glareolus*), který je naopak pro lesní stanoviště typický (Mitchell-Jones a kol., 1999). To je způsobeno sukcesí na lokalitě, která se projevila zapojením porostu a změnou bylinného patra. To podporuje názor Schweigera a kol. (2000), kteří poukazují na souvislost mezi místní vegetací a výskytem drobných savců. Tvrdí, že výskyt drobných savců je závislý na tom, jaká vegetace roste na sledovaném místě a jak tato vegetace vyhovuje požadavkům jednotlivých druhů na biotop. Při změně vegetačního pokryvu dojde na lokalitě i ke změně druhového zastoupení drobných savců. Druhy, kterým vyhovovaly podmínky stanoviště před

změnou, jsou částečně nebo zcela vytlačeni druhy, kterým vyhovují nové podmínky více (Schweiger a kol. 2000).

Na Panské lesnické došlo k poklesu biodiverzity. Místo čtyř druhů, které byly zjištěny při prvních odchytech (2004), byl při opakovaných odchytech (2009) zjištěn pouze jeden druh a to myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*). Její populace byla při prvních odchytech (2004) nejpočetnější. Populace ostatních druhů, které při opakovaných odchytech (2009) nebyly zjištěny, byly při prvních odchytech (2004) málo početné. Z těchto skutečností usuzuji, že na stanovišti je stálá populace jednoho druhu drobných savců (*Apodemus sylvaticus*).

V Původním lese byl při opakovaných odchytech zjištěn pouze jeden druh. Tím byl norník rudý (*Myodes glareolus*) a to ve velmi nízkém počtu (odchycen byl pouze jeden jedinec). Situace je podobná jako u myšice křovinné na Panské lesnické. Při druhých odchytech (2009) byl zaznamenán pouze druh, jehož populace byla při prvních odchytech (2004) nejnižší.

Na stanovištích, kde proběhla zemědělská rekultivace, byla biodiverzita nejnižší. Při prvních liniových odchytech (2004) byla zjištěna přítomnost pouze hraboše polního (*Microtus arvalis*), který je pro tyto lokality typický (Mitchell-Jones a kol., 1999). Při prvních kvadrátových odchytech (2004) se kromě hraboše polního (*Microtus arvalis*) objevila jedna myš domácí (*Mus musculus*), která pravděpodobně pouze migrovala přes lokalitu. Je totiž typická pro blízkost lidských obydlí (Mitchell-Jones a kol., 1999), odkud může být snadno zavlečena na blízké zemědělské plochy. Některé populace myši domácí se na léto stěhují do lidských obydlí a na přilehlá pole (Pelikán, 1981; Boursot a kol., 1993). Zajímavou skutečností byl odchyt jednoho jedince melanické formy hraboše polního. Při opakovaných liniových odchytech (2009) se na lokalitě objevila pouze myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*). Existence stálé populace tohoto druhu se však nepotvrdila. Při opakovaných kvadrátových odchytech (2010) se na lokalitě vyskytoval pouze hraboš polní (*Microtus arvalis*). Myšice se na lokalitu pravděpodobně dostaly ze sousedního stanoviště (Panská lesnická). Jak uvádí Szacki a kol. (1993) a Kozakiewicz a Szacki (1995) u myšice křovinné (*Apodemus sylvaticus*) byl pozorován pohyb na vzdálenost větší než 1 000 m. Při opakovaných odchytech se nepotvrdila přítomnost stálé

populace myši domácí (*Mus musculus*), ani melanické formy hraboše polního (*Microtus agrestis*).

7 Závěr

Na zájmovém území Velké podkrušnohorské výsypky proběhly v roce 2004 dva kvadrátové a tři liniové odchyty drobných zemních savců. V roce 2009 byly zopakovány tři liniové a v roce 2010 byly zopakovány dva kvadrátové odchyty. Účelem bylo zjistit a porovnat biodiverzitu různých typů rekultivací a stanovit vliv stáří rekultivací na biodiverzitu drobných savců.

Celkem bylo odchyceno 485 drobných zemních savců. Z toho 376 při prvních odchycích v roce 2004 a 109 při opakování odchytů (2009, 2010).

Při prvních kvadrátových odchycích byl největší počet druhů na Mokřadu, kde se vyskytlo 8 druhů (*A. flavicollis*, *A. Sylvaticus*, *M. arvalis*, *M. agrestis*, *M. minutus*, *M. glareolus*, *S. araneus* a *S. minutus*). Druhý nejvyšší počet druhů byl na ve Vyšším lese (6 druhů: *A. flavicollis*, *A. sylvaticus*, *M. arvalis*, *M. glareolus*, *S. Araneus* a *S. minutus*). Nejméně druhů se vyskytovalo na Zemědělské rekultivaci (2 druhy: *M. musculus* a *M. arvalis*).

Při druhých kvadrátových odchycích byl největší počet druhů na Mokřadu, kde se vyskytlo 6 druhů (*A. flavicollis*, *A. Sylvaticus*, *A. terrestris*, *M. agrestis*, *M. glareolus* a *S. araneus*). Druhý nejvyšší počet druhů byl ve Vyšším lese (5 druhů: *A. flavicollis*, *A. Sylvaticus*, *M. agrestis*, *M. glareolus* a *S. araneus*). Nejméně druhů se vyskytovalo na Zemědělské rekultivaci (1 druh: *M. arvalis*).

Při porovnání prvních a opakovaných kvadrátových odchytů je patrný pokles počtu vyskytujících se druhů na všech lokalitách. Přesto zůstala nejvyšší biodiverzita na Mokřadu, nejnižší zůstala na Zemědělské rekultivaci a prostřední hodnota biodiverzity zůstala ve Vyšším lese.

Při prvních liniových odchycích byla nejvyšší druhová rozmanitost (7 druhů: *A. flavicollis*, *A. Sylvaticus*, *M. arvalis*, *M. agrestis*, *M. glareolus*, *S. araneus* a *S. minutus*) na Mokřadu. Druhá nejvyšší druhová rozmanitost (5 druhů: *A. flavicollis*, *A. Sylvaticus*, *M. agrestis*, *M. glareolus* a *S. araneus*) byla v Původním lese. Další jsou dvě lokality, na kterých se vyskytly čtyři druhy: Panská lesnická (*A. flavicollis*, *A. Sylvaticus*, *M. arvalis* a *M. agrestis*) a Vyšší les (*A. flavicollis*, *A. Sylvaticus*, *M.*

arvalis a *M. glareolus*). Na Panské hydrické se vyskytly tři druhy drobných savců (*A. Sylvaticus*, *A. Terrestris* a *M. arvalis*) a nejnižší biodiverzita byla zjištěna na lokalitě Zemědělská rekultivace, kde byl zjištěn pouze *M. arvalis*.

Při opakování liniiových odchyťů jsem zjistil, že nejvyšší druhová rozmanitost byla lokalitě Panská hydrická (4 druhy: *A. flavicollis*, *A. Sylvaticus*, *M. arvalis* a *S. araneus*). Druhá nejvyšší (3 druhy) byla ve Vyšším lese (*A. flavicollis*, *A. Sylvaticus* a *M. glareolus*), a na Mokřadu (*A. flavicollis*, *M. glareolus* a *S. araneus*). Na ostatních stanovištích byl zaznamenán vždy jen jeden druh. Na Panské lesnické a Zemědělské rekultivaci *A. Flavicollis* a v Původním lese *M. glareolus*.

Z porovnání prvních a opakovaných odchyťů je patrný pokles počtu vyskytujících se druhů na většině lokalit. Největší pokles biodiverzity byl zaznamenán v Původním lese a na Mokřadu. Na těchto lokalitách byl zaznamenán pokles o 4 druhy. Na Panské lesnické poklesl počet druhů o 3 a ve Vyšším lese poklesl počet druhů o 1. Na Panské hydrické a Zemědělské rekultivaci k poklesu biodiverzity nedošlo.

Při obou liniiových a prvním kvadrátovém odchyťu byl vývoj biomasy drobných zemních savců typický. Na počátku sezóny bylo množství biomasy nízké a s průběhem sezóny rostlo. Při druhých kvadrátových odchyťech došlo k opačnému vývoji. Od počátku sezóny došlo k poklesu biomasy. To bylo pravděpodobně způsobeno dlouhodobou populační dynamikou.

Výsledky ukazují velkou důležitost mokřadních biotopů, které mají vliv na celkovou diverzitu krajiny. To potvrzují i další výzkumy prováděné na Velké podkrušnohorské výsypce.

8 Citovaná literatura

Aulagnier S., Haffner P., Mitchell-Jones A.J., Moutou F., Zima J., (2009): Mammals of Europe, North Africa and the Middle East. A&C Black Publisher Ltd, London.

Altieri M.A., (1994): Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems. Haworth Press, New York.

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

Anonymus (1998): Rekultivace. Mostecká uhelná společnost a.s..

Barbier E.B., Burgess J.C., Folke C., (1994): Paradise lost? The ecological economics of biodiversity. Earthscan, London.

Barret G., Peles J., (1999): Landscape ecology of small mammals. Springer-Verlag, New York.

Bejček V., (1983): Sukcese a produktivita drobných savců na výsypkách v Mostecké pánvi. Nakladatelství Československé akademie věd, Praha.

Boursot, P., Auffray J.C., Britton-Davidian J., Bonhomme F., (1993): The evolution of house mice. Annual Review in Ecology and Systematics. 24: 119-152.

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. 12th International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral

Production SWEMP 2010, Prague, Czech Republic, May 24-26. 2010. Pp 57 – 65.

Diffendorfer J.E., Gaines M.S., Holt R.D., (1995): Habitat fragmentation and movements of three small mammals (*Sigmodon*, *Microtus*, and *Peromyscus*). *Ecology*. 76: 827-839.

Dykyjová D., (1989): *Metody studia ekosystémů*. Praha.

Eppink F.V., J.C.J.M. van den Bergh, Rietveld P., (2004): Modelling biodiversity and land use: urban growth, agriculture and nature in a wetland area. *Ecological Economics*. 51: 201-216.

Fahrig L., (1997): Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management*. 61: 603-610.

Gontier M., Balfors B., Mörtberg U., (2006): Biodiversity in environmental assessment—current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review*. 26: 268-286.

Hook D.D., (1993): Wetlands: history, current status, and future. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12: 2157-2166.

Kozakiewicz M., Kozakiewicz A., Łukowski A., Gortat T., (1993): Use of space by bank voles (*Clethrionomys glareolus*) in a polish farm landscape. *Landscape Ecology*. 8: 19-24.

Kozakiewicz M., Szacki J., (1995): *Movements of small mammals in a landscape: patch restriction or nomadism?* University of Minesota Press, Minneapolis.

Krebs Ch.J., Boutin S., Boonstra R., Sinclair A.R.E., Smith J.N.M., Dale M.R.T., Martin K., Turkington R., (1995): Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle, *Science*. 269: 1112-1115.

Levins R., (1969): Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological society of America*. 15: 237-240.

Lidicker W.Z., (1995): *Landscape approaches in mammalian ecology and conservation*. University of Minnesota press, Minneapolis, Minnesota.

Mitchell-Jones A. J., Amori G., Bogdanowicz W., Krystufek B., Reijnders P. J., Spitzenberger F., Stubble M., Thissen J. B. M., Vohralik V., Zima J. (1999): *The atlas of European mammals*. Academic press, London.

Pandolfi J.M., (2008): *Encyclopedia of ecology*. Elsevier, Oxford.

Pecharová E., Hezina T., Procházka J., Příkryl I., Pokorný J., (2001): Restoration of spoil heaps in Northwestern Bohemia using wetlands. – In: Vymazal J. (ed.): *Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

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., (1975): K ujednocení odchytového kvadrátu a linie pro zjišťování populační hustoty drobných savců v lesích. *Lynx*.

Pelikán, J., (1981): Patterns of reproduction in the house mouse. *Symposium of Zoological Society, London*. 205-229.

Reichman O.J., Price M.V. (1993): Ecological aspects of heteromyid foraging. In: Genoways, H.H. & Brown, J.H. Shippensburg, P.A. (eds): Biology of the Heteromyidae. American Society of Mammalogists Special Publication 10.

Reichholf J., (1996): Savci. Ikar, Praha.

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: 383–400.

Shannon C.E., Weaver W., (1949): The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana.

Slootweg R., Kolhoff A., (2003): A generic approach to integrate biodiversity considerations in screening and scoping for EIA. *Environmental Impact Assessment Review*. 26: 657-681.

Stenseth N.C., Ims R.A., (1993): The biology of lemmings. *Linnean Society Symposium Series Number 15*, Academia press, London, United Kingdom.

Stoddart D.M., (1979): Ecology of small mammals. Chapman and Hall Ltd, London.

Szacki J., Babinska-Werka J., Liro A. (1993): The influence of landscape spatial structure on small mammals movements. *Acta theriologica*. 38: 113-123.

Šarapatka B., Niggli U., (2008): Zemědělství a krajina: cesty k vzájemnému souladu. Bioinstitut, Olomouc.

Šímová I., (2004): Sukcese zooplanktonu a zoobentosu ve vodní nádržích oblasti narušené povrchovou těžbou nerostů. Disertační práce, Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

Štýs S., (2001): Rekultivace severočeského hnědouhelného revíru v proměnách času. In: Sborník referátů, Mezinárodní konference - 50 let sanace a rekultivace krajiny po těžbě uhlí. Teplice, SD a.s..

United Nations, (1993) Documents adopted by the Conference, UN sales no. E.93.I.8, United Nations, New York.

Volný S., (1985): Deteriorizace a rekultivace krajiny. VŠZ v Brně.

Wagner J., Merriam G., (1990): Use of spetial elements in a farmland mosaic by a woodland rodent. Biologiccaal Conservation. 54: 263-279.

Walker L., Moral R., (2003): Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press, Cambridge.

Wilson D. E., Cole F. R., Nichols J. D., Rudran R., Foster M. S., (1996): Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals. Smithsonian institution press, Washington and London.

Zilvarová, V. (2010): Vliv způsobu rekultivace ploch po povrchové těžbě na biodiverzitu – modelová skupina obojživelníci, plazi. Bakalářská práce, Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.