

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: B4106 Zemědělská specializace

Studijní obor: Biologie a ochrana zájmových organismů

Katedra: Katedra biologických disciplín

Vedoucí katedry: doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

**Reakce společenstev plazů a obojživelníků na disturbance
v doubravách NP Podyjí**

Vedoucí bakalářské práce: Mgr. Lukáš Čížek, Ph.D.

Konzultanti bakalářské práce: RNDr. Blanka Mikátová

Mgr. Michal Berec, Ph.D.

Autor bakalářské práce: Jaroslav Baloun

České Budějovice, 2016

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně, pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Podpis:

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne: 21. 4. 2016

Podpis:

Poděkování

Děkuji školiteli a vedoucímu práce Mgr. Lukášovi Čížkovi, Ph.D, který mě od začátku terénního výzkumu vždy podpořil a s ochotou vedl mojí práci. Za pomoc se statistickým zpracováním dat a připomínky děkuji RNDr. Simoně Polákové. Za seznámení s metodikou výzkumu a za připomínky k práci děkuji RNDr. Blance Mikátové. Za zaslání literatury z Jihomoravského muzea ve Znojmě děkuji RNDr. Antonínu Reiterovi, Ph.D. Za technickou podporu v terénu děkuji Mgr. Michalu Plátkovi a RNDr. Pavlu Šebkovi.

Za dlouhodobou podporu a dávky pohody upřímně dík mým nejbližším přátelům a rodině. Zvláštní poděkování patří Štěpánovi.

Abstrakt

Práce se věnuje monitoringu plazů a obojživelníků na rozdílných stanovištích v rámci šesti lokalit NP Podyjí. Monitoring probíhal metodou bodového transektu s využitím úkrytů v podobě rybníčních folií v letech 2012 až 2015. Přínosem práce je především vyhodnocení preference stanovišť jednotlivými druhy plazů. Nejpreferovanější jsou částečně zapojená světlá stanoviště v podobě okraje lesa a světlých řídkých doubrav, nejméně preferovaný je zapojený stinný les. Na základě výsledků práce lze konstatovat příznivý vliv disturbancí na společenstva plazů a obojživelníků v doubravách NP Podyjí. Nezapojené řídké doubravy jsou ohroženy postupným zapojováním, se kterým se výrazně snižuje životní prostor řady ohrožených organismů včetně plazů a obojživelníků. Výsledky práce podporují nutnost udržení stanovišť bezlesí a řídkých světlých doubrav za použití cíleného managementu.

Klíčová slova: plazi, obojživelníci, monitoring, stanoviště, disturbance, Národní park Podyjí

Abstract

The thesis focuses on the monitoring of reptiles and amphibians of different habitats in six sampling areas in the Podyjí National Park. The monitoring was conducted by the method visually searching for reptiles along walking transect and by using black pond foils as artificial hiding places from 2012 to 2015. The thesis evaluates habitat preferences of reptile species common in the area. The most preferred were partially open habitats, such as the forest edge and open sparse oak forest. The least preferred habitat was shady, closed-canopy forest. The results demonstrate the positive effect of disturbances on most reptile species in the oak forests of Podyjí NP. Habitats suitable for numerous endangered species, including many reptiles, decline due to gradual overgrowing of sparse oak forests and woodlands. The results of this thesis highlight the importance of active conservation forest management to protect the presence of open woodlands and sparse forests.

Keywords: reptiles, amphibians, monitoring, habitats, disturbance, Podyjí National Park

Obsah

1	Úvod.....	8
2	Literární přehled.....	9
2.1	Plazy a obojživelníci.....	9
2.1.1	Vývoj obojživelníků a plazů v ČR.....	9
2.1.2	Bezlesí a ekologické nároky obojživelníků a plazů.....	12
2.1.3	Ohroženost obojživelníků a plazů.....	15
2.1.4	Přehled druhů obojživelníků NP Podyjí.....	17
2.1.5	Přehled druhů plazů NP Podyjí.....	18
2.1.6	Metody výzkumu populací obojživelníků a plazů.....	20
2.2	Shrnutí významu disturbancí pro lesní biodiverzitu.....	22
3	Metodika.....	24
3.1	Charakteristika studovaného území.....	24
3.2	O projektu.....	25
3.3	Studovaná stanoviště.....	25
3.4	Monitoring.....	27
3.5	Vyhodnocení získaných dat.....	28
4	Výsledky.....	29
4.1	Rozdíly mezi stanovišti.....	29
4.1.1	Popisné statistiky.....	29
4.1.2	Statistické srovnání jednotlivých stanovišť.....	31
4.2	Rozdíly mezi lokalitami.....	41
4.3	Metoda bodového transektu s využitím úkrytů.....	42
5	Diskuze.....	43
5.1	Rozdíly mezi stanovišti.....	43
5.2	Management stanovišť NP Podyjí.....	47
5.3	Rozdíly mezi lokalitami.....	48
5.4	Metoda bodového transektu s využitím úkrytů.....	48
5.5	Srovnání preferencí plazů a ostatních modelových skupin.....	49

6	Závěr	51
7	Literatura.....	52

1 Úvod

Vzhledem k dlouhodobému poklesu heterogenity a zvyšující se homogenizaci krajiny, která je způsobena především změnami v jejím využívání, dochází k poklesu biodiverzity. Je známo, že řada organismů preferuje stanoviště bezlesí nebo nezapojená prosvětlená lesní stanoviště. Současné lesní hospodaření vede k zapojeným homogenním lesům také na území národních parků. Vzhledem k postupnému zapojování řídkých světlých doubrav NP Podyjí zde těchto stanovišť rychle ubývá. Narůstá tak význam disturbancí, které rozvolňují a prosvětlují zapojený porost. Vedle abiotických a biotických činitelů byla v nížinných lesích iniciátorem disturbancí již od prvotního osídlení lidská činnost, která tak zastoupila úlohu vyhynulých velkých herbivorů. V přírodě se tak dodnes zachovaly druhy, jejichž areál výskytu se vlivem postglaciálního rozšiřování lesů stával čím dál omezenější. Jejich výskyt je často dodnes vázaný na stanoviště, která podléhají disturbancím. V práci si kladu za cíl prozkoumat vliv krajinných změn na plazy a obojživelníky NP Podyjí na základě stanovení preferencí rozdílných stanovišť jednotlivými druhy. Tato práce by měla potvrdit hypotézu, že disturbance v doubravách NP Podyjí mají na společenstva plazů a obojživelníků příznivý vliv.

2 Literární přehled

2.1 Plazy a obojživelníci

2.1.1 Vývoj obojživelníků a plazů v ČR

Navzdory malé velikosti ČR, jsou ve fosilním záznamu zastoupeni obojživelníci od paleozoika až po pleistocén (Nečas et al., 1997). Obojživelníci pozdního karbonu a spodního permu jako např. *Bapthes bohemicus*, *Megalocephalus*, *Discosauriscus*, *Letoverpeton*, byli popsáni z uhelných dolů (Baruš & Oliva, 1992; Nečas et al., 1997). Karbonští krytolepci byli nalezeni ve velkém množství v Plzeňské pánvi, permští pak v oblasti Boskovické brázdy, Podkrkonoší a Broumova (Baruš & Oliva, 1992). Čolci rodu *Triturus* se na našem území vyskytli v dolním oligocénu, mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*) ve spodním miocénu (Nečas et al., 1997). Z této doby jsou známy také blatnicovití (*Pelobatidae*), jejichž tehdejší zástupci měřili až 12 cm (Baruš & Oliva, 1992) a skokani rodu *Rana* (Nečas et al., 1997). Během spodního miocénu dochází vlivem vzniku říčních delt, močálů, jezer s hustou vegetací a jiných vodních biotopů v oblasti severozápadních Čech k výrazné diverzifikaci obojživelníků (Berec et al., 2015). Nález velemloka *Andrias bohemicus* v severních Čechách dokládá jejich výskyt ve třetihorách (Baruš & Oliva, 1992). První zkameněliny současných kuněk, ropuch a rosniček pochází z pliocénu (Baruš & Oliva, 1992). Blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*), ropucha zelená (*Bufo viridis*), skokan hnědý (*Rana temporaria*) a skokan zelený (*Pelophylax esculentus*) se objevují v usazeninách spodního pleistocénu (Nečas et al., 1997).

Fosílie plazů z prvohor a druhohor jsou velmi vzácné, na našem území se v té době vyskytovali dinosauři, pterosauři a mořští plazi (Nečas et al., 1997). Šupinatí plazi představují v rámci třetihor a čtvrtohor dominantní složku plazů (Berec et al., 2015). Výrazný rozvoj šupinatých plazů nastává během svrchního eocénu, kdy vzniká řada evropských endemitů, k tomu přispívá izolace v důsledku vrásnění Alp (Roček, 2002). Před hranicí eocén/oligocén dochází k úbytku plazů (Berec et al., 2015). V miocénu narůstá vliv příchozích druhů z Asie a Severní Ameriky, mezi kterými byli užovkovití hadi rodu *Coluber* a *Natrix*, kobry rodu *Naja* a varani (Nečas et al., 1997; Berec et al., 2015). Krokodýli rodu

Diplocynodon jsou známy z eocénu, nejmladší nálezy jsou ze spodního miocénu (Čerňanský et al., 2012). Nečas et al. (1997) uvádí miocenního krokodýla *Palaeocrocodylus bohemicus*, jeho výskyt na našem území dokládá existenci teplého klimatu (Čerňanský et al., 2012). Z miocénu jsou významné fosílie ze severních Čech, kde se nacházelo jezero s kajmankami, kožnatkami, želvami rodu *Testudo* a fosilními želvami rodu *Ptychogaster* (Nečas et al., 1997). Terciální usazeniny dokládají výskyt šupinatých jediným zástupcem chameleonů *Chamaeleo caroliquarti*, kruhochvostem *Palaeocordylus bohemicus*, gekonem *Euleptes gallica*, několika ještěrkami rodu *Lacerta*, slepýši a blavorem (Nečas et al., 1997; Klembara, 2012; Berec et al., 2015). Z hadů jsou na našem území zastoupení hroznýši, krajty a zmijovití hadi *Vipera platyspandyla* a *V. antiqua* (Nečas et al., 1997). Zmije rodu *Vipera* se v Evropě objevily dlouho před počátkem miocénu (Berec et al., 2015). Nejdůležitějším faktorem pro plazy a obojživelníky je distribuce tepla (Klembara, 2012). Počátkem středního miocénu před 16 miliony let nastává ochlazení klimatu, které je v korelaci s vymíráním hroznýšovitých, chameleonů a dalších teplomilných druhů (Berec et al., 2015). Berec et al. (2015) uvádí první výskyt slepýše křehkého (*Anguis fragilis*) a užovky obojkové (*Natrix natrix*) ve svrchním miocénu.

V pliocénu narůstá sezónní charakter podnebí (Berec et al., 2015). Mezi typické hady tohoto období patří vymřelé užovky rodu *Elaphe*, které představovaly nejbližší předky recentních druhů tohoto rodu (Berec et al., 2015). Ve spodním pliocénu je již poměr mezi vymřelými a recentními hady vyrovnaný (Berec et al., 2015). Zastoupení recentních druhů je větší díky jejich ekologickým nárokům, které lépe vyhovují novému podnebí (Berec et al., 2015). Vedle užovek rodu *Elaphe*, *Zamenis*, *Coronella* a *Natrix* se zde do kvartéru vyskytovala užovka žlutozelená (*Hierophis viridiflavus*) spolu s užovkou pardálí (*Elaphe quatuorlineata*), které jsou v současnosti vázány na mediterán (Berec et al., 2015). Berec et al. (2015) dále uvádí výskyt užovky stromové (*Zamenis longissimus*) a užovky hladké (*Coronella austriaca*) ve střední Evropě od spodního pliocénu. Na konci pliocénu nastává ochlazování klimatu, vymírají blavoři a varani, želva zelenavá (*Testudo hermanni*) má naposledy přirozený výskyt ve střední Evropě.

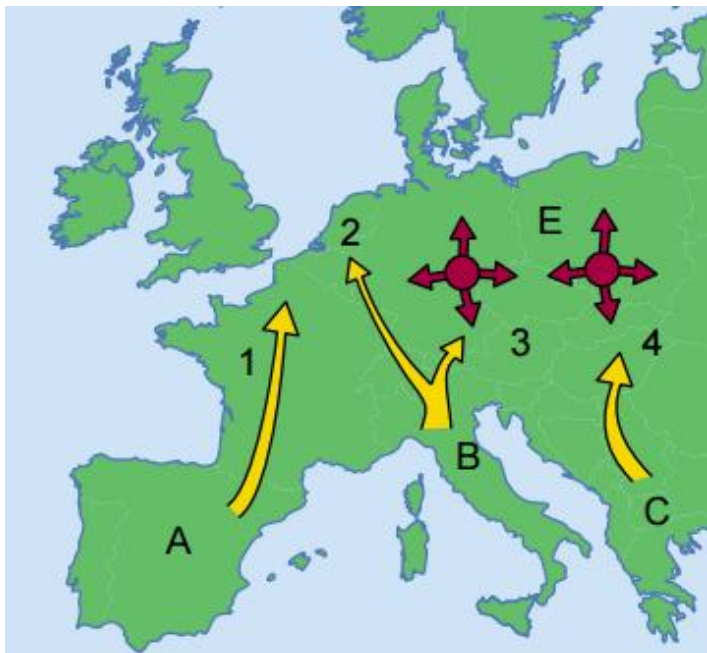
Čtvrtohory jsou charakteristické střídáním chladných a teplých klimatických cyklů (Berec et al., 2015). I když kontinentální ledovec pronikl na naše území jen

dvakrát, při každém glaciálu zde panovaly nepříznivé podmínky pro herpetofaunu, průměrná roční teplota poklesla na -8°C (Berec et al., 2015). Naproti tomu v mediteránních refugiiích byly průměrné teploty pouze o 2 až 4°C nižší než dnes (Jablonski, 2012).

Během teplejších částí glaciálu se na našem území vyskytovali eurytermní plazi, jako je zmije obecná (*Vipera berus*) a ještěrka živorodá (*Zootoca vivipara*), ostatní se během ledových dob stahují do refugii na Balkánském poloostrově, ve čtvrtohorách již dominují recentní druhy (Berec et al., 2015). Kolonizace recentních druhů po skončení doby ledové probíhala z refugii v oblasti Pyrenejského, Apeninského a Balkánského poloostrova (Griffiths, 1996; Benešová, 2015). Balkán je hlavním mediteránním refugiem, ze kterého probíhala rekolonizace našeho území, rekolonizaci z Pyrenejského a Apeninského poloostrova bránili Pyreneje a Alpy (Jablonski, 2012). Hlavním migračním koridorem ze středomořských refugii po skončení doby ledové byla Dunaj (Jablonski, 2012). Při rekolonizaci severních oblastí se uplatňují malá lokální refugia především v oblasti Alp a Karpat (Stewart & Lister, 2001; Ložek, 2009; Schmitt & Varga, 2012). Menší množství geografických bariér je příčinou rychlejší rekolonizace druhů z těchto refugii (Benešová, 2015). Ložek (2009) se domnívá, že vznik refugii teplomilných druhů v klimaticky drsnějších horských oblastech byl podmíněn vyšší stanovištní diverzitou a existencí sprašové stepi v nižších polohách, která byla pro tyto druhy nevyhovující.

Čtvrtohorní zalednění mělo zásadní význam při speciálních procesech (Baruš & Oliva, 1992). Počet vývojových linií resp. poddruhů je v často v prostorové korelaci s glaciálními refugii (Jablonski, 2012). Společenstva plazů a obojživelníků byla rozdělena postupujícím ledovcem na východní (refugia v jihovýchodní Evropě) a západní (refugia v jihozápadní Evropě), tato izolovanost způsobila diverzifikaci druhů (např. kuňka obecná a kuňka žlutobřichá, skokan krátkonohý a skokan skřehotavý), po ústupu ledovce došlo ke geografickému prolínání a křížení těchto druhů (Roček, 2002). Na vzniku nových fylogenetických linií se podílí také malá refugia severně od mediteránní oblasti, při okraji nebo uvnitř Alpského a Karpatského masivu (Stewart & Lister, 2001; Ložek, 2009; Schmitt & Varga, 2012; Benešová, 2015). Genetická analýza potvrdila, že karpatské refugium poskytlo útočiště skokanu ostronosému (*Rana arvalis*), ještěrce obecné (*Lacerta agilis*) a kuňce žlutobřiché (*Bombina variegata*), refugium ještěrky živorodé bylo

v severním Maďarsku a Rakousku (Schmitt & Varga, 2012). Genetická variabilita recentních druhů stoupá směrem na jih, což dokazuje rekolonizaci severských oblastí z nepřetržitě osídlených mediteránních refugií, při kterých se uplatnil „efekt hrdla lahve“ (Jablonski, 2012). K této rekolonizaci došlo naposledy před 10 tisíci lety po ústupu ledovce (Roček, 2002).



Obr. 1 – mediteránní refugia (A, B, C), drobná severní refugia (E) se znázorněnými směry rekolonizace 1 - 4. Převzato z Stewart & Lister (2001).

2.1.2 Bezlesí a ekologické nároky obojživelníků a plazů

Obojživelníci a plazi byli již v době před osídlením našeho území značně vázáni na bezlesí (Berec et al., 2015). Otevřenost krajiny spolu s teplotou prostředí a dostupností vody výrazně ovlivňuje jejich distribuci (Baruš & Oliva, 1992; Moravec, 1999; Berec et al., 2015). S oteplováním a zvlhčováním klimatu po době ledové dochází k šíření lesa, které vrcholí ve středním holocénu (Sádlo et al., 2005). Před příchodem člověka jsou druhy volné krajiny vázané na primární bezlesí, jako jsou skály, mokřady, říční nivy, váté písky, mělké půdy a sutě, toxické půdy slanisek a hadců aj. (Sádlo et al., 2005; Hédl et al., 2011; Kolář et al., 2012). Tyto druhy expandují a přežívají v sekundárním bezlesí vzniklém rozvolnění porostu vlivem pádu starých stromů, cyklickými i nepředvídatelnými disturbancemi (např. požáry,

vítr, záplavy, žír hmyzu). Kontinuita disturbancí umožňuje imigraci na nově vzniklé plošky bezlesí a emigraci ze zanikajících plošek bezlesí pozdějších sukcesních a klimaxových stádií (Konvička et al., 2006). V horských lesích se uplatňuje vítr a kůrovec (Svoboda, 2007; Kolář et al., 2012). Vera (2000) rozvíjí teorii vlivu velkých herbivorů, kteří zabraňovali zmlazování porostu a udržovali tak sekundární bezlesí, ačkoliv je člověk vyhubil, navázal na jejich činnost pastvou. Sádlo et al. (2005) shrnuje, že již před příchodem člověka vedle klimaxových lesů existovaly rozvolněné lesy v různých stádiích sukcese, které v krajině tvořily časoprostorovou pestrou mozaiku stanovišť.

Od konce mezolitu přispívá k šíření bezlesí člověk, který tento prvek v krajině rozšiřuje a stabilizuje (Konvička et al., 2006; Sádlo et al., 2005; Roleček, 2007; Kolář et al., 2012). V nově vzniklé kulturní krajině našlo domov mnoho obyvatel původní sprašové stepi, která do příchodu člověka prakticky vymizela (Ložek, 2009). Kulturní krajina s otevřenými stanovišti umožnila šíření obojživelníků a plazů (Mikátová et al., 1995; Mikátová et al., 2001; Zavadil et al., 2011; Berec et al., 2015). Otevřenost a prosvětlenost nížinných lesních porostů byla udržována vedle pastvy také osekáváním výmladků na topivo a větví na letninu pro dobytek (Konvička et al., 2006; Roleček, 2007; Kolář et al., 2012). Tradiční lesní hospodaření spočívající v udržování výmladkových a pastevních lesů vzniklo již v raném holocénu (Hédl et al., 2011). Člověk les postupně rozvolňoval a využíval, než že by jej plošně kácel (Sádlo et al., 2005). Vedle lesů zapojených tak vznikaly biologicky velmi ceněné prosvětlené lesy parkového charakteru (Kolář et al., 2012). Takto mozaikovitá krajina je vhodným útočištěm pro plazy a obojživelníky (Zavadil et al., 2011; Mikátová et al., 1995). Naleznou v ní dostatek úkrytů i ploch ke slunění, což je vzhledem k jejich poikilotermii významný faktor pro jejich distribuci. S rozvojem zapojených vysokokmenných porostů v uplynulých dvou století dochází k zatlačení světlomilných druhů na paseky a okraje lesa (Hédl et al., 2011), kde přežívají dodnes. Kdyby nebyly pěstovány vysokokmenné zapojené lesy, lesní porosty by byly také v současnosti mnohem rozvolněnější (Konvička et al., 2005). Obojživelníky vázané na lesní tůně ohrožují nové metody lesního hospodaření spojené se zpevňováním a odvodňováním lesních cest, které vede ke ztrátě tůní k rozmnožování (Konupka, 2006). Druhy otevřených stanovišť jsou ohrožené jejich zarůstáním a izolovaností (Konvička et al., 2005; Zavadil et al., 2011;

Kolář et al., 2012). Striktně bezzásahová ochrana v přírodních rezervacích je tedy přesným opakem toho, co zachování řady ohrožených druhů vyžaduje (Konvička et al., 2005; Škorpík, 2015). K rychlejšímu průběhu zapojení porostů přispívá značná eutrofizace půd, způsobená nadměrným velkoplošným přehnojováním zemědělských ploch (Zavadil et al., 2011). Zapojený stinný porost nejméně ohrožuje slepýše (Berec et al., 2015). Druhy obojživelníků obývající les potřebují osvětlená stanoviště pro vývoj pulců, kteří se živí na světlo vázanými řasami a planktonem (Zavadil et al., 2011). V současnosti najdeme tradičně obhospodařované lesy ve východní a jižní Evropě, u nás prakticky vymizely (Hédl et al., 2011). V biologicky cenných nížinných lesích by bylo vhodné provádět management podobný tomu historickému, lesy aktivně prosvětlovat, nechávat křoviny, nebo výstavky, stojící i ležící mrtvé dřevo (Kolář et al., 2012). Nově vzniklé plochy bezlesí jsou rychle kolonizovány a umožňují přežití druhů otevřené krajiny (Mikátová et al., 1995).

Změny hospodaření v krajině ve 20. století, intenzifikace zemědělství a scelování pozemků vedly ke ztrátě mozaikovitého rázu krajiny a k vymizení mnohých druhů plazů a obojživelníků (Zavadil et al., 2011; Berec et al., 2015). Hrozbou je obzvláště umělá výsadba lesa na stanoviště primárního bezlesí (Konvička et al., 2005). Vyšší biodiverzitu plazů pozorujeme ve skalnatých údolích našich řek (Mikátová et al., 2001), otevřenost těchto stanovišť ohrožují invazivní neofyty (Berec et al., 2015). Také obojživelníci potřebují pro rozmnožování a migraci nezarostlé a osluněné plochy, často obývají opuštěné písčovny, kamenolomy a výsypky (Baruš & Oliva, 1992; Sádlo et al., 2005; Kolář et al., 2012). Nesmyslná a nákladná rekultivace spojená se zavezením a osázením těchto posttěžebních stanovišť je tedy nejen zbytečná ale pro diverzitu druhovou a stanovištní i nebezpečná (Řehounek, 2010; Hlávka, 2014). Pro přežití obojživelníků je důležité zachovat pestrou mozaiku otevřených stanovišť potlačováním sukcese např. pojezdy těžké techniky ve vojenských újezdech (viz. Voska, 2013).

Pro úkryt a zimování plazů jsou důležité vinice, kamenné zidky, zahrady, hnojiště aj. (viz. Mikátová et al., 1995; Mikátová & Vlašín, 2012). Člověkem vytvořené biotopy jsou vyhledávány pro svoji členitost, nabídku potravy, pro úkryty a kladení vajec obzvláště je-li přirozených biotopů nedostatek (Musilová, 2011). V případě

nedostatku stanovišť s úkryty mohou plazi vyhledávat extrémní stanoviště v podobě černých skládek (Mikátová et al., 1995).

2.1.3 Ohroženost obojživelníků a plazů

Celosvětově jsou obojživelníci považováni za jednu z nejohroženějších skupin (Zavadil et al., 2011). Všichni naši obojživelníci a plazi, kromě slepýše východního (*Anguis colchica*), jsou zařazeni v Červeném seznamu ČR (viz Plesník et al., 2003) a jsou chráněni vyhláškou číslo 395/1992 Sb. zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny. V těchto dokumentech je specifikován status ochrany jednotlivých druhů. Jak bylo uvedeno v předchozí kapitole, hlavními příčinami úbytku populací plazů a obojživelníků je destrukce a fragmentace habitatů spojená se ztrátou migračních koridorů v důsledku zástavby, velkoplošného zemědělství, zalesňováním nelesních stanovišť a narůstající homogenitou krajiny (Mikátová et al., 1995; Griffiths, 1996; Zavadil et al., 2011; Berec et al., 2015). K ochraně plazů a obojživelníků významně přispívají dobrovolníci a neziskové organizace (Nečas et al., 1997). Jejich činnost by však měla být koordinována odborníky, neuvážené ochranné aktivity jako je reintrodukce jedinců bez znalosti jejich genetického původu vedou k degeneraci místních populací (Mikátová et al., 1995). Prakticky vyhladit menší populace plazů a obojživelníků je schopný norek americký (*Neovison vison*), hrozbou je též predace divokých prasat (Mikátová et al., 1995; Vojar, 2007; Berec et al., 2015).

Tvorba biokoridorů mezi fragmenty původního biotopu je efektivní pro stabilizaci místní populace plazů (Mikátová et al., 1995). Zvýšení mozaikovitosti krajiny lze docílit potlačením sukcese vybraných stanovišť pomocí vhodného managementu (viz. kapitola 2.1.2). Lokální časově a prostorově diferencované požáry jsou vhodným nástrojem k potlačení sukcese v době zimování plazů, v době jejich aktivity pro ně mohou představovat hrozbu (Mikátová et al., 1995). Plazi a obojživelníky ohrožuje mechanická velkoplošná seč luk (Mikátová & Vlašín, 2002; Berec et al., 2015). Lokální seč je významným nástrojem k potlačení sukcese a při časoprostorovém rozvržení a správném technickém provedení je menší hrozbou než zarůstání otevřených stanovišť (Kolář et al., 2012). Úbytek obojživelníků má dopady na batrachofágní plazi, především na užovku obojkovou (Berec et al., 2015). Kromě úbytku obojživelníků ohrožuje také vodomilné užovky rodu *Natrix*

nevhodná regulace středních a dolních toků (Berec et al., 2015). Vedle přirozených stanovišť představuje negativní dopady na místní populace plazů destrukce umělých stanovišť (především rozebírání kamenných zídek, likvidace hnojišť, zavážení terénních prohlubní) a nevhodná rekultivace důlních děl, která jsou využívána jako úkryt a zimoviště také obojživelníky (Mikátová et al., 1995; Berec et al., 2015). Čížek et al. (2007) upozorňuje na rozšiřující se mechanickou metodu celoplošné přípravy půdy před lesní výsadbou, při té dochází k frézování pasek včetně pařezů a vegetace s plazy a obojživelníky i jejich vývojovými stádii. K vymření místní populace heliofilních druhů po této fyzické likvidaci přispěje zastínění lokality vysázenými lesními dřevinami, které znemožní imigraci jedinců z nezasázených lokalit. Nebezpečí představují také hojně budované cyklostezky, na kterých hynou hadi a slepýši (Berec et al., 2015).

Obojživelníci vyžadují přítomnost vhodných suchozemských i vodních biotopů. Preferují mozaikovitou krajinu s plochami lesa i bezlesí s časově i prostorově diferencovanými sukcesními stádii, při čemž nejlépe jim vyhovují raná sukcesní stádia (Zavadil et al., 2011). Mezi další ohrožení obojživelníků patří kontaminace vod chemickými látkami (Nečas et al., 1997; Zavadil et al., 2011). Meliorace krajiny a s ní související zánik mokřadů, drobných toků a tůní, intenzifikace chovu ryb a vysazování jejich nepůvodních druhů může vést ke zničení vajíček a larválních stádií obojživelníků (Konupka, 2006; Vojar, 2007; Zavadil et al., 2011; Kolář et al., 2012). Pro přežití larev je limitující vedle chemismu vody (pH, přítomnost těžkých kovů, chlóru, kyslíku, pesticidů) také teplota vody, vegetace a sklon břehů (Konupka, 2006). Pesticidy, které do životního prostředí začaly pronikat s jejich nadměrným užitím v zemědělství mezi 70. až 90. lety minulého století, způsobují ztrátu přirozené potravy, fyziologické a morfologické změny vedoucí ke zkrácení délky života a snížení natality (Mikátová & Vlašín, 2002). Zavadil et al. (2011) podotýká, že nadměrné užívání herbicidů a insekticidů probíhá i v současnosti. Nečas et al. (1997) uvádí, že pro zvýšení stavů obojživelníků je nutné zajistit malé propojené vodní plochy v kombinaci s vhodným reintrodukčním programem. Překlenutím biokoridoru silniční sítí vede k značným úhynům při jarních migracích obojživelníků za rozmnožováním, vysoká frekvence dopravy tak může ohrozit místní populace (Puky, 2005). Konzumace žab se v Evropě stále praktikuje ve Francii, Belgii, Lucembursku a v Balkánských zemích, s tímto

méně závažným jevem souvisí zavlečení nepůvodních druhů (Vojar, 2007). V posledních letech představuje pro obojživelníky velkou hrozbu chytridiomykóza. Ta způsobuje ztíženou výměnu plynů zrohováním kůže a zpomalenost, v důsledku čehož dochází k vymírání celých populací (Vojar, 2007). Člověk její šíření podporuje především introdukcemi a obchodováním s obojživelníky za účelem chovu a konzumu (Vojar, 2007). U nás byla chytridiomykóza poprvé zaznamenána v roce 2008 a následující rok opět potvrzena, i pro naše obojživelníky je vážnou hrozbou (Civiš et al., 2010).

2.1.4 Přehled druhů obojživelníků NP Podyjí

Vzhledem ke geologickým poměrům je v NP Podyjí minimum zamokřených stanovišť, představujících ideální biotop pro obojživelníky (Reiter, 2014). Významnými stanovišti pro rozmnožování obojživelníků je meandrující tok řeky Dyje a její přítoky a vodní nádrže na území obcí (Reiter & Hanák, 2000). Kromě potoků využívá také lesní tůň a studánky k rozmnožování hojně rozšířený **mlok skvrnitý** (*Salamandra salamandra*), z čolků se zde hojně vyskytuje **čolek obecný** (*Triturus vulgaris*) a vzácněji pak druhová skupina čolka velkého, kterou zde zastupuje **čolek velký** (*Triturus cristatus*), **čolek dunajský** (*Triturus dobrogicus*) a **čolek dravý** (*Triturus carnifex*), který byl v roce 1997 prvně popsán na území ČR z oblasti Tasovic (východně od Znojma) a z lomu v Mašovicích (Reiter & Hanák, 2000). Čolci druhového komplexu čolka velkého mohou tvořit hybridní populace, oblast NP Podyjí a nejbližší okolí Znojma je nesmírně významnou oblastí styku přirozeného výskytu těchto tří čolků a umožňuje tak studium speciálních procesů (Reiter & Hanák, 2000). Z žab se zde vyskytuje **kuňka obecná** (*Bombina bombina*), vzácná **blatnice skvrnitá** (*Pelobates fuscus*) preferující krajinu stepního charakteru s volnými půdami (Zavadil et al., 2011) a **ropucha obecná** (*Bufo bufo*), která je zde naopak jedním z nejběžnějších obojživelníků (Reiter & Hanák, 2000). Otevřená antropogenní stanoviště dokáže obývat **ropucha zelená** (*Bufo viridis*), která je původně obyvatelkou stepí a lesostepí (Baruš & Oliva, 1992). Heliofilním druhem je **rosnička zelená** (*Hyla arborea*) preferující otevřené světlé lesy parkového charakteru (Baruš & Oliva, 1992; Reiter & Hanák, 2000). Z „komplexu vodních zelených skokanů“ je zde zastoupen **skokan skřehotavý** (*Rana ridibunda*),

skokan krátkonohý (*Rana lessonae*) a **skokan zelený** (*Rana esculenta*). Z ostatních skokanů je zde nejhojněji zastoupen **skokan štihlý** (*Rana dalmatina*), **skokan hnědý** (*Rana temporaria*). **Skokan ostronosý** (*Rana arvalis*) naopak patří společně s druhovým komplexem čolka velkého a blatnicí skvrnitou k nejvzácnějším druhům obojživelníků NP Podyjí (Reiter & Hanák, 2000). Podrobný popis výskytu jednotlivých druhů obojživelníků NP Podyjí a soupis lokalit přibližuje Reiter & Hanák (2000).

2.1.5 Přehled druhů plazů NP Podyjí

Ještěrka obecná (*Lacerta agilis*) vyžaduje otevřená stanoviště, preferuje biotopy lesostepního charakteru, přičemž je podmínkou jejího výskytu souvisle nezapojený porost (Berec et al., 2015). Z antropogenních biotopů osídluje pískovny, okraje cest, okraje luk, hráze a železniční násypy (viz. Mikátová et al., 2001). Díky těmto koridorům se může druhotně šířit i do méně vhodných stanovišť se zapojenou vegetací (Berec et al., 2015). Ještěrka obecná vyhledává otevřená stanoviště s vyvýšeninami (tvořenými např. kameny, padlými kmeny, stařinou), které bylinným patrem nezaručují v průběhu celé sezóny. Berec et al., (2015) dále uvádí jako vhodná stanoviště bezlesní biotopy na skalnatém podloží. Skalnatým stanovištěm s nedostatečnou vrstvou půdy se podle Mikátové et al. (2001) vyhýbá z důvodu nedostatku úkrytů pro zimování.

Podobné biotopové preference jako ještěrka obecná má i **ještěrka zelená** (*Lacerta viridis*), která pro své výraznější nároky na teplotu prostředí osídluje mikroklimaticky příznivé lokality s údolním fenoménem umožňující její přežití v geografických polohách již za hranicí ekologických možností druhu (Mikátová et al., 2001). To platí především pro české populace, v oblasti jižní a střední Moravy není vazba ještěrky zelené na tento ekofenomén tak zřetelná (Berec et al., 2015). V případě zarůstání stanovišť dřevinami její početnost klesá, ale pokud dojde k vykloučení dřevin, tak se její populace samovolně obnoví (Mikátová et al., 2001). Z antropogenních stanovišť NP Podyjí preferuje terasovité vinice s kamennými nevyspárovanými zídkami (Berec et al., 2015). Vzhledem k lokálnímu charakteru výskytu je možné její populace stabilizovat vhodným managementem bezlesích stanovišť (Berec et al., 2015).

Eurytopním druhem je **slepýš křehký** (*Anguis fragilis*), který nejčastěji obsazuje lesostepní biotopy. Je-li v otevřené krajině dostatek úkrytů, preferuje i bezlesou krajinu. Berec et al. (2015) dále uvádí, že vedle biotopu je jedním z limitujících faktorů jeho výskytu dostatek úkrytů. To může vysvětlovat jeho absenci na velkých zemědělských plochách bez členitostí terénu v hospodářsky intenzivně využívané krajině (Mikátová et al., 2001; Berec et al., 2015).

Xerotermofilním druhem otevřených a polootevřených biotopů je **užovka hladká** (*Coronella austriaca*), která primárně osidluje plochy se skalními výstupy a roztroušenými křovinami s populacemi ještěrek rodu *Lacerta* a slepýšů (Berec et al., 2015). Podle Mikátové et al. (2001) upřednostňuje svažité a členitý terén světlých řídkých lesů a lesních okrajů, z antropogenních biotopů pak např. železniční a silniční násypy. Vzhledem k preferenci sekundárních biotopů lze usuzovat, že k jejímu šíření v minulosti výrazně přispěl člověk, který svoji činností zvyšoval členitost krajiny (Berec et al., 2015).

Do oblasti Podyjí zasahuje svojí severní hranicí souvislého areálu rozšíření **užovka stromová** (*Zamenis longissimus*), která se vyskytuje na osluněných stanovištích lesostepního charakteru, při čemž součástí stanovišť jsou roztroušené dřeviny a členitý terén (Mikátová et al., 2001). Vedle biotopových nároků dále uvádí jako limitující faktor výskytu dostatek míst pro přezimování a kladení vajec. Pro zachování její populace je nutné zachování mozaikovitosti biotopů v maloplošně obhospodařované krajině, při čemž je vázána především na okraje lesů, křovinaté a travnaté stráně, pastviny, meze a louky (Berec et al., 2015). Musilová (2011) uvádí výraznou synantropní vazbu u izolované populace v Poohří, přestože v Podyjí tato vazba není, jsou i zde volně skládané kamenné zídky vinic vhodným stanovištěm pro tento druh, na kterých je nejvíce pozorován (Mikátová & Vlašín, 2012). Mikátová & Vlašín (2012) dále uvádí, že v Podyjí je její populace nejvíce soustředěna při toku a přítocích řeky Dyje, což odpovídá jejím nárokům na teplé ale ne příliš suché klima.

Užovka obojková (*Natrix natrix*) obsazuje zpravidla polootevřené až otevřené vlhké biotopy poblíž vodních nádrží (Berec et al., 2015). Přítomnost vodních nádrží v jejím biotopu ovlivňuje výskyt obojživelníků, jimiž se živí a tudíž může mít vliv na distribuci i jí samotné (Berec et al., 2015). Podle Mikátové et al. (2001) je schopná osídlit i suchá stanoviště bez tekoucích a stojatých vod.

Berec et al. (2015) uvádí, že je schopná z vlhkých biotopů úspěšně migrovat podél vodotečí i do oblastí výrazně sušších. Podle Mikátové et al. (2001) je ohrožena především odstraňováním naplavenin, ve kterých dochází k vývoji vajíček.

Na vodu výrazněji vázanější než užovka obojková je **užovka podplamatá** (*Natrix tessellata*), která dosahuje nejvyšší hojnosti v osluněných údolích mělkých řek s kamenitým dnem (Mikátová et al., 2001). Podyjské populace patří k severním částem jejího souvislého rozšíření (Berec et al., 2015). Je tedy výrazněji než předchozí druh citlivá na klimatické výkyvy a nedostatek vhodných míst pro kladení, zimování a lov potravy (Mikátová et al., 2001). Rozumné úpravy toků mohou být pro tento druh z dlouhodobého hlediska prospěšné (Berec et al., 2015). Vedle zásahů do biotopu a predace nepůvodními šelmami představuje i pro její početnější populace hrozbu neopodstatněné ubíjení ze strany rybářů (Mikátová et al., 2001).

2.1.6 Metody výzkumu populací obojživelníků a plazů

Na metody monitoringu plazů má zásadní vliv počasí, na kterém je závislá jejich aktivita (Vlašín & Mikátová, 2015). Vlašín & Mikátová (2007) rozlišují sběr faunistických dat a monitoring. Při sběru faunistických dat dochází k zaznamenání náhodných nálezů do mapových databází, při monitoringu se uplatňuje jednotná opakovatelná dlouholetá metodika (Vlašín & Mikátová, 2007). Uvedení autoři specifikují monitoring za účelem odhadnutí hustoty populace za pomoci vytyčení transektů např. obcházením mikrobiotopů, pravidelných liniových obchůzek stanovišť a metodou umělých úkrytů. Poslední ze zmiňovaných metod je blíže specifikována v metodice této práce. Vlašín & Mikátová (2007) zmiňují metodu zpětných odchyť (Mark and Recapture Techniques), která přispívá k odhadu místní populace. Při použití této metody jsou odchytnutí jedinci před vypuštěním označeni, metody značení spočívají např. v zastříhování ventrálních štítků hadů a prstů ještěrek, bližší specifikaci těchto metod uvádí např. Plummer & Ferner (2012). U nás popisuje metodu zastříhování ventrálních štítků u užovky stromové Mikátová & Vlašín (2012), kteří zároveň upozorňují na význam záznamu morfologických zvláštností (např. zahojených zranění, atypické uspořádání šupin), které napomáhají k identifikaci jedince při zpětném odchytu. Voženílek (2000)

zmiňuje kromě zastřihávání ventrálních štítků také barvení dorsální části těla zmijí obecných (*Vipera berus*) při výzkumu populace na lokalitě Čepec u Ústí nad Labem. Obojživelníci se pro potřeby zpětného odchyty nejčastěji značí pomocí tetování na ventrální straně těla a zastřiháváním prstů, blíže tyto metody specifikuje Holicová (2012). Vojar (2007) považuje tyto destruktivní metody výzkumu populací obojživelníků za akceptovatelné pouze v případě, jsou-li vyčerpány metody, které nesnižují obojživelníkům fitness. Mezi tyto metody, při nichž není nutná manipulace s jedinci, patří metody přímé, založené na vizuálním pozorování a metody nepřímé, založené na poslechu akustických projevů obojživelníků (Vojar, 2007). V době rozmnožování můžeme pozorovat také vývojová stádia obojživelníků (Reiter & Hanák, 2000; Zavadil et al., 2011). Při jarních migracích lze dospělé jedince zachytávat do instalovaných zemních pastí za použití záchytných bariér (Mikátová & Vlašín, 2002).

2.2 Shrnutí významu disturbancí pro lesní biodiverzitu

Ekosystém je v průběhu času vystaven výše zmíněným aktivitám člověka, postupným změnám klimatu, změnám koncentrací živin, disturbancím a sukcesi, imigraci a emigraci (popř. extinkci) živočišných i rostlinných druhů (Plesník, 2010). Disturbance je časoprostorově vymezená událost, která pozastavuje vývoj místního ekosystému, čímž ovlivňuje distribuci abiotických i biotických složek daného stanoviště (Pickett & White, 1985). Ekosystém se nachází v rovnovážném stavu jen vzácně, spíše podléhá opakovaným disturbancím (Plesník, 2010). Význam disturbancí pro plazy a obojživelníky spočívá ve vzniku bezlesí, které je jimi vyhledáváno jako vhodný habitat, migrační koridor nebo jako místo k rozmnožování (Zavadil et al., 2011; Kolář et al., 2012). Důležitá je míra propojenosti resp. vzdálenosti jednotlivých plošek bezlesí v rámci porostu, která umožňuje migrace a přežití metapopulací (Konvička et al., 2005). V případě, že dochází k zarůstání těchto plošek lesem, místní metapopulace vymřou (Konvička et al., 2005; Kolář et al., 2012; Škorpík, 2015). Nelesní stanoviště, na kterých je blokována sukcese představují biologicky nejvzácnější a zároveň nejohroženější lokality (Konvička et al., 2005; Škorpík, 2015). Vznik malých izolovaných plošek bezlesí souvisí s malým vývojovým cyklem lesa, dočasně vznikají v místech po odumřelých starých stromech (Kolář et al., 2012). Přírodní disturbance jako jsou požáry, vítr, záplavy, sesuvy, laviny i žír hmyzu, zvětšují plochy bezlesí a umožňují přežití druhů, které jsou na něj vázané (Konvička et al., 2005). Světlo milné druhy rostlin, jejichž semena mohou přežívat v půdě pod zapojenými porosty i stovky let, vyklíčí až po prosvětlení porostu (Kůrová, 2014). Dub je schopný zmlazovat pouze v otevřených porostech bez zapojeného lesa (Vera, 2000). S úpadkem tradičního lesního hospodaření (viz. kapitola 2.1.2) dochází k vytlačení dubu stínomilnými dřevinami a zanikají tak společenstva světlých doubrav nížinných lesů střední Evropy (Roleček, 2007). Roleček (2007) tedy shrnuje, že podmínkou pro zachování těchto cenných společenstev je disturbance nahrazující management obdobný tradičnímu lesnímu hospodaření (viz. také Sádlo et al., 2005; Konvička et al., 2005; Kolář et al., 2012; Škorpík, 2015). Ten by se měl uplatňovat v nížinných lesích, kde se na rozdíl od horských lesů dostatečně neuplatňují disturbance vzniklé přírodními mechanismy (Škorpík, 2015). Vrška (2016) však považuje vliv přírodních

disturbancí na přetrvání řídkých lesů NP Podyjí za dostačující. Toto tvrzení není v souladu s výsledky studie srovnávající krajinný pokryv na území NP Podyjí mezi roky 1841 a 2014, která ukazuje drastický úbytek bezlesí a řídkých lesů a ukazuje nutnost zásahu člověka pro zachování světlých řídkých lesů a biodiverzity NP Podyjí (Miklín et. al., *v přípravě*).



Obr. 2 – zánik řídkých lesů v důsledku zapojení porostu, staré duby dokazují přítomnost původního řídkého lesa v PR Svetlianska cerina. Převzato z Roleček (2007).

3 Metodika

3.1 Charakteristika studovaného území

Národní park Podyjí byl vyhlášen v roce 1992 na místě chráněné krajinné oblasti Podyjí, která zde byla od roku 1978 (Správa NP Podyjí 2016). NP Podyjí je se 63 km² nejmenším NP České republiky (Správa NP Podyjí 2016). Předmětem ochrany je kaňon řeky Dyje. Svahy kaňonu dosahují sklonu až 20° a jejich expozice je dána tokem řeky Dyje, při které se nachází rovinatá stanoviště nivních luk (Chytrý & Vicherek, 1995). Kaňon Dyje dosahuje hloubky až 200 m, terén je tak zde výrazně členitý (Chytrý & Vicherek, 1995). Nejvyšší bod NP Podyjí je 536 m. n. m., nejnižší 207 m. n. m. Území se vyznačuje mělkými a na živiny chudými půdami (Chytrý & Vicherek, 1995). Na těchto půdách roste soubor kyselých zakrslých teplomilných doubrav, které mají z hlediska biodiverzity nadnárodní význam a spolu s xerothermními vřesovisky jsou nejvýznamnějším předmětem ochrany NP Podyjí (Škorpík, 2015). V současnosti se nachází zbytky doubrav na příkrých svazích při vrcholu kaňonu řeky Dyje. Až do druhé světové války byla většina území využívána pro pastvu skotu a porosty byly pravidelně prořezávány, díky čemuž vznikala v krajině mozaika otevřených stanovišť (Šebek et al., 2015). Po druhé světové válce v souvislosti s vyhlášením pohraničního pásma bylo území prakticky opuštěné a neobhospodařované (Mikátová & Vlašín, 2012). Došlo k ukončení pastvy skotu i prořezávání porostů a postupem sekundární sukcese došlo k zapojení původních řídkých lesů a pařezin (Šebek et al., 2015). Rozloha zapojeného lesa se tak mezi roky 1938 až 2014 zvýšila o 55,4 %, rozloha rozvolněných a otevřených porostů poklesla o 69 %, výrazně se také snížila mozaikovitá struktura krajiny (Miklín et al., *v přípravě*). K tomu dopomohlo také vyhlášení CHKO a následně NP Podyjí, jehož Správa prosazovala tzv. bezzásahový management, který je na většině území uplatňován dodnes (Miklín et al., *v přípravě*). V současnosti jsou původní otevřené lesy zachovány ve zbytcích pouze ve vrcholových partiích na hraně kaňonu Dyje, při čemž většinu ostatních ploch pokrývá hustý zapojený les (Šebek et al., 2015; Miklín et al., *v přípravě*).

3.2 O projektu

Monitoring plazů a obojživelníků probíhal v rámci projektu na podporu jasoně dymnivkového, při kterém bylo v 1. zóně NP Podyjí vytvořeno v letech 2011 až 2012 dvanáct sečí. Tyto seče byly uspořádány do dvojic na šesti lokalitách. Jedna ze sečí vytvořila paseku propojenou s nivní loukou, druhá paseku oddělenou lesem (porostním žebrem). Na těchto pasekách probíhal výzkum odpovědi flóry a fauny na provedené zásahy. Vedle monitoringu plazů a obojživelníků byly mapováni denní a noční motýli, saproxyličtí, epigeičtí a květnomilní brouci, ptáci a cévnaté rostliny. Pro srovnání reakce společenstev plazů a obojživelníků a uvedených skupin na nově vzniklé plochy a sukcesi těchto ploch, probíhal monitoring také na dalších kontrolních stanovištích v rámci každé z lokalit. Jedná se o jeden z největších cílených ekologických experimentů na území České republiky (Šebek et al., 2015).

3.3 Studovaná stanoviště

Sledováno bylo celkem 6 lokalit podél řeky Dyje – Hardegg široké pole (HDN), Hargegg (HDG), Gališ nový (GLN), Gališ starý (GLS), Hlubocká louka (HLB) a Lipinská louka (LPN). Vedle vytvořené paseky propojené s loukou a paseky oddělené lesem byly v rámci každé z těchto lokalit monitorovány také čtyři kontrolní stanoviště, kterými byly zapojený les, řídký les, louka a kraj lesa. Následně jsou uvedeny charakteristiky těchto stanovišť, která jsou schematicky znázorněna spolu s lokalitami na Obr. 3. V grafech a tabulkách této práce jsou stanoviště uváděna pod zkratkou, která je v závorce u charakteristiky daného stanoviště níže.

Paseka propojená s loukou (PasKraj) - paseka o velikosti přibližně 40 x 40 m, vytvořená v předržené pařezině při úpatí svahu kaňonu a přiléhající k louce. Předržená pařezina je zapojený porost vznikající na místě v minulosti obhospodařovaných pařezin (viz. také kapitola 2.1.2).

Paseka oddělená lesem (PasLes) - paseka velikosti přibližně 40 x 40 m, vytvořená v předržené pařezině při úpatí svahu kaňonu. Od louky byla oddělena porostním žebrem širokým minimálně na výšku stojícího stromu.

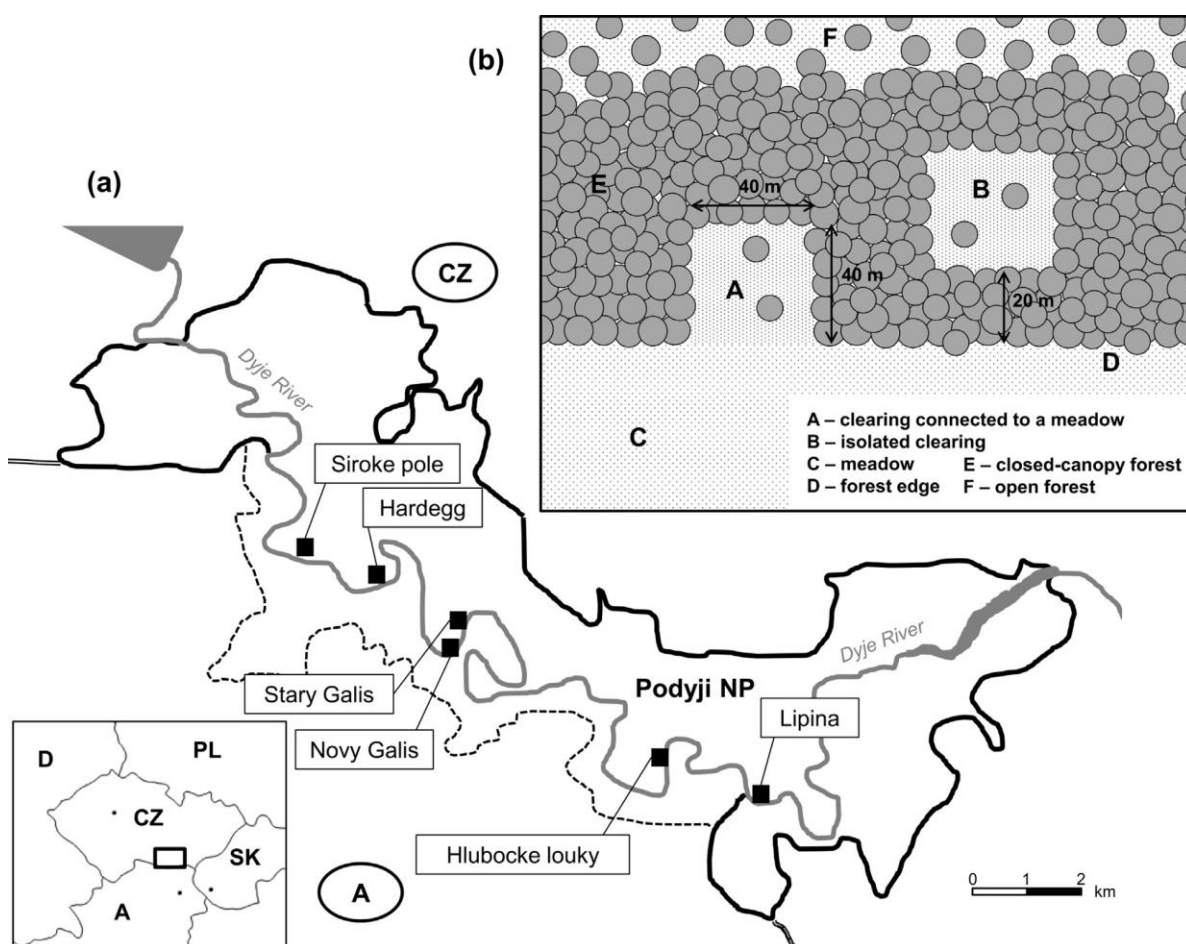
Zapojený les (Les) – stanoviště zapojeného lesa na úpatí svahu kaňonu Dyje, jde o porost charakteru předržených pařezin, ve kterém byly vytvořeny experimentální plochy (PasKraj, PasLes). Porost zapojeného lesa je složen z dubu (41 %), habru

(37 %), lípy srdčité (18 %), a dalších druhů (4 %) a jeho průměrná otevřenost je 5,7 % (Šebek et al., 2015). Převládají zde tedy výmladkové dřeviny.

Řídký les (Řídký) – porost s nezapojeným korunovým patrem, stanoviště odpovídá světlému řídkému lesu až lesostepi při horní hraně kaňonu. Tento řídký les zahrnuje v rámci evropské soustavy NATURA 2000 stanoviště eurosibiřské stepní doubravy a dubohabřiny asociace Galio-Carpinetum (Vrška, 2016). Tyto lesy jsou složeny převážně z dubu (90 %), lípy srdčité (5 %), habru (4 %), a dalšími druhy (1 %), jejich průměrná otevřenost je 16,9 % (Šebek et al., 2015). Škorpík (2015) je považuje za jedno z nejhodnotnějších stanovišť NP Podyjí mezinárodního významu.

Louka (Louka) – nivní louka ležící mezi řekou Dyje a zapojeným lesem (Les) na úpatí kaňonu. Toto stanoviště je každoročně koseno (Správa NP Podyjí, 2016).

Kraj lesa (Kraj) – okraj lesa mezi nivní loukou (Louka) na dně Dyjského kaňonu a zapojeným lesem (Les).



Obr. 3 – lokality a schéma stanovišť v rámci každé z lokalit. Převzato z Šebek et al. (2015).

3.4 Monitoring

Monitoring plazů a obojživelníků probíhal podle metody bodového transektu s využitím úkrytů v podobě rybníčních fólií (Vlašín & Mikátová, 2015). Tato metoda spočívá podle uvedených autorů ve vymezení 1 km dlouhého transektu s 20 body, přičemž na každém z těchto bodů je jedna folie, které jsou od sebe vzdálené v rozsahu od 20 do 200m. Transekt je veden po křivce napříč habitaty na dané lokalitě, při čemž na každém z těchto habitatů je umístěn počet folií, který odpovídá procentuální rozloze daného habitatu v rámci studované lokality (Vlašín & Mikátová, 2015). Minimální doba od instalace folií do prvního transektu by měla být jeden měsíc (Vlašín & Mikátová, 2015).

V rámci výzkumu zastoupení plazů a obojživelníků na stanovištích v NP Podyjí byly na každém z šesti stanovišť v rámci šesti lokalit (viz. Obr. 3) instalovány 4 rybníční folie. Celkem tedy bylo instalováno 144 folií. Zapisování byli plazi a obojživelníci na transektu mezi fóliemi, na foliích i pod nimi. Při odkrytí folie je zvíře pod ní pozorováno vizuálně, nebo odchyceno pro další výzkum (Vlašín & Mikátová, 2015). Každá z folií byla ve dvou rozích připevněna na pevně k zemi pomocí 200 mm dlouhých hřebíků s širokou podložkou, na druhé straně byla zatížena kameny, pro snadnější orientaci byla u každé folie umístěna 1 m dlouhá barevně zvýrazněná dřevěná lať. Pod folií je nahrnut substrát (stařina, listí, drobné větve) z okolního terénu, do kterého se zvířata schovávají (Vlašín & Mikátová, 2015). Samotná folie byla z černého polyetylenu o šířce 0,75 mm, plocha folie byla 1 m², folie je známá pod obchodním názvem Firestone PondGard. Na komplementárnost metody transektu a umělých úkrytů pro sledování plazů poukazuje Reading (1997), který jako úkryt využil pozinkovaný vlnitý plech o rozměrech 76x65 cm. Reading (1997) prováděl monitoring v Anglii na nížinném vřesovišti, na kterém instaloval v letech 1993 - 1995 až 270 hexagonálně uspořádaných úkrytů. Ještěři kromě slepýše byli při tomto výzkumu nalézáni nejčastěji při transektu mezi úkryty, hadi spolu se slepýšem pod úkryty. Obdobná pozorování těchto skupin při transektu mezi úkryty a pod úkryty uvádí Vlašín & Mikátová (2015).

3.5 Vyhodnocení získaných dat

V této práci byly vedle mých dat, získaných v terénu v letech 2013 – 2015, zahrnuta data od RNDr. Blanky Mikátové a RNDr. Mojmíra Vlašína z let 2012 – 2015. Data statisticky zpracovala RNDr. Simona Poláková.

Pro analýzy byla využita data z let 2012 – 2015 z šesti lokalit. Na každé lokalitě byli plazi sčítáni v rámci šesti rozdílných stanovišť - řídký les, zapojený les, kraj lesa, louka, paseka propojená s loukou a paseka oddělená lesem. Analyzoval se počet jedinců plazů v daném roce v daném stanovišti a na dané lokalitě. Testy byly provedeny jak pro celkový počet jedinců bez ohledu na druh, tak pro jednotlivé druhy zvlášť.

V prvním kroku byla data shrnuta pomocí popisné statistiky (Descriptive statistics). Výsledky této statistiky jsou uvedeny v kapitole 4.1.1 popisné statistiky. Dále byly provedeny analýzy srovnávající jednotlivá stanoviště. Data o početnosti plazů neměla normální rozdělení, proto byly rozdíly testovány neparametrickou metodou. Jednalo se o Friedmanův test, který zohledňuje, že jednotlivé typy stanovišť na jedné lokalitě si mohou být podobnější než stejné typy stanovišť na různých lokalitách. Jednotlivé roky vystupovaly jako opakování měření. Pokud hlavní test srovnávající rozdíly mezi stanovišti vyšel průkazně, byl proveden post hoc test srovnávající jednotlivé dvojice prostředí.

Popisné analýzy byly provedeny v programu STATISTICA 12, Friedmanův test v programu R 3.2.3 (<https://cran.r-project.org/>). Grafy jsou výstupem z programu Microsoft Office Excel 2007.

Monitoring plazů probíhal od roku 2011, ale až od roku 2012 byla sledována všechna stanoviště. Z tohoto důvodu nebyla data z roku 2011 zahrnuta do statistického vyhodnocení a v této práci tedy nejsou zahrnuta. Obojživelníci, kteří byli na sledovaných stanovištích pozorováni v počtu jednotek jedinců, nemohli být statisticky hodnoceni.

4 Výsledky

4.1 Rozdíly mezi stanovišti

4.1.1 Popisné statistiky

Z tabulky 1 vyplývá, že z ještěřů převládala ještěrka zelená následovaná slepýšem, nejméně pak byla v Podýjí zastoupena ještěrka obecná. Zástupci všech plazů, kromě užovky podplamaté, byli pozorováni na všech typech stanovišť. Užovka podplamatá nebyla zaznamenána na pasece propojené s loukou. Pro všechny druhy kromě slepýše byl nejméně vyhovujícím stanovištěm zapojený les. Slepýš byl naopak na tomto stanovišti zaznamenán nejvíce ze všech sledovaných stanovišť.

Celkově bylo na všech stanovištích v letech 2012 až 2015 pozorováno 4447 jedinců plazů. Počty jedinců jednotlivých druhů na stanovištích udává Tab. 1, celkový počet všech plazů na stanovištích Tab. 2. Nejbohatším stanovištěm byl kraj lesa (1343 jedinců plazů), následovaný řídkým lesem (1284 jedinců) a pasekou propojenou loukou (1056 jedinců). Na stanovišti paseka oddělená lesem bylo pozorováno 520 jedinců, na stanovišti louka 506 jedinců plazů. Nejchudším stanovištěm byl zapojený les (249 jedinců plazů) (viz. Tab. 2 a Obr. 4).

Největší rozdíly mezi průměrem a mediánem můžeme v Tab. 2 pozorovat v rámci stanoviště kraj lesa a řídký les, dále na stanovišti paseka oddělená lesem a paseka propojená s loukou. Tyto stanoviště se vyznačují největší mírou heterogenity prostředí pro plazy. Podle rozsahu dolního a horního kvartilu lze odvodit nejvyšší variabilitu plazů na stanovišti kraj lesa, paseka propojená s loukou, řídký les a paseka oddělená lesem.

Tab. 1 - počty jedinců druhů na stanovištích a jejich celkový počet.

Stanoviště	L. agilis	L. viridis	A. fragilis	N. natrix	N.tessellata	C.austriaca	Z.longissimus
Kraj	11	969	161	78	13	35	76
Les	4	30	170	23	5	6	11
Louka	9	236	60	79	55	23	44
PasKraj	4	313	135	42	0	17	34
PasLes	5	347	99	30	2	8	29
Řídký	7	937	120	15	12	120	73
Celkem	40	2832	745	267	87	209	267

Tab. 2 - hodnoty popisných statistik všech plazů v rámci stanovišť.

Stanoviště	Průměr	Medián	Minimum	Maximum	Dolní kvartil	Horní kvartil	Suma plazů
Kraj	191,9	76	11	969	13	161	1343
Les	35,6	11	4	170	5	30	249
Louka	72,3	55	9	236	23	79	506
PasKraj	77,9	34	0	313	4	135	1056
PasLes	74,3	29	2	347	5	99	520
Řídký	183,4	73	7	937	12	120	1284

Z celkového počtu 4447 jedinců **všech plazů** jich 30,2 % preferovalo kraj lesa, 28,9 % řídký les, 23,9 % paseku propojenou s loukou, 11,7 % paseku oddělenou lesem, 11,4 % louku a 5,6 % zapojený les.

Z celkového počtu 745 jedinců **slepýše křehkého** jich 22,8 % preferovalo zapojený les, 21,6 % kraj lesa, 18,1 % paseku propojenou s loukou, 16,1 % řídký les, 13,3 % paseku oddělenou lesem a 8,1 % louku.

Z celkového počtu 40 jedinců **ještěrky obecné** jich 27,5 % preferovalo kraj lesa, 22,5 % louku, 17,5 % řídký les, 12,5 % paseku oddělenou lesem, 10 % zapojený les a 10 % paseku propojenou s loukou.

Z celkového počtu 2832 jedinců **ještěrky zelené** jich 34,2 % preferovalo kraj lesa, 33,1 % řídký les, 12,3 % paseku oddělenou lesem, 11,1 % paseku propojenou s loukou, 8,4 % louku a 1,1 % zapojený les.

Z celkového počtu 267 jedinců **užovky obojkové** jich 29,6 % preferovalo louku, 29,2 % kraj lesa, 15,7 % paseku propojenou s loukou, 11,2 % paseku oddělenou lesem, 8,6 % zapojený les a 5,6 % řídký les.

Z celkového počtu 87 jedinců **užovky podplamaté** jich 63,2 % preferovalo louku, 14,9 % kraj lesa, 13,8 % řídký les, 5,7 % zapojený les, 2,3 % paseku oddělenou lesem. Žádní jedinci tohoto druhu nebyli pozorováni na pasece propojené s loukou.

Z celkového počtu 209 jedinců **užovky hladké** jich 57,4 % preferovalo řídký les, 16,7 % kraj lesa, 11 % louku, 8,1 % paseku propojenou s loukou, 3,8 % paseku oddělenou lesem a 2,9 % zapojený les.

Z celkového počtu 267 jedinců **užovky stromové** jich 28,5 % preferovalo kraj lesa, 27,3 % řídký les, 16,5 % louku, 12,7 % paseku propojenou s loukou, 10,9 % paseku oddělenou lesem a v 4,1 % zapojený les.

4.1.2 Statistické srovnání jednotlivých stanovišť

Rozdíl mezi stanovišti byl prokázán pomocí programu R 3.2.3 Friedmanovým testem. Pouze u ještěrky obecné nebyl mezi stanovišti prokázán průkazný rozdíl.

Výsledky Friedmanova testu jsou uvedeny pro všechny plazy dohromady (Tab. 3) a následně pro každý druh zvlášť (Tab. 4 - 9). Tabulky jsou doplněné grafickým znázorněním preferencí stanovišť pro všechny plazy (Obr. 4) a pro jednotlivé druhy (Obr. 5 – 11). Pořadí stanovišť v komentářích výsledků je podle početnosti nálezů plazů řazeno od nejpreferovanějšího k nejméně preferovanému.

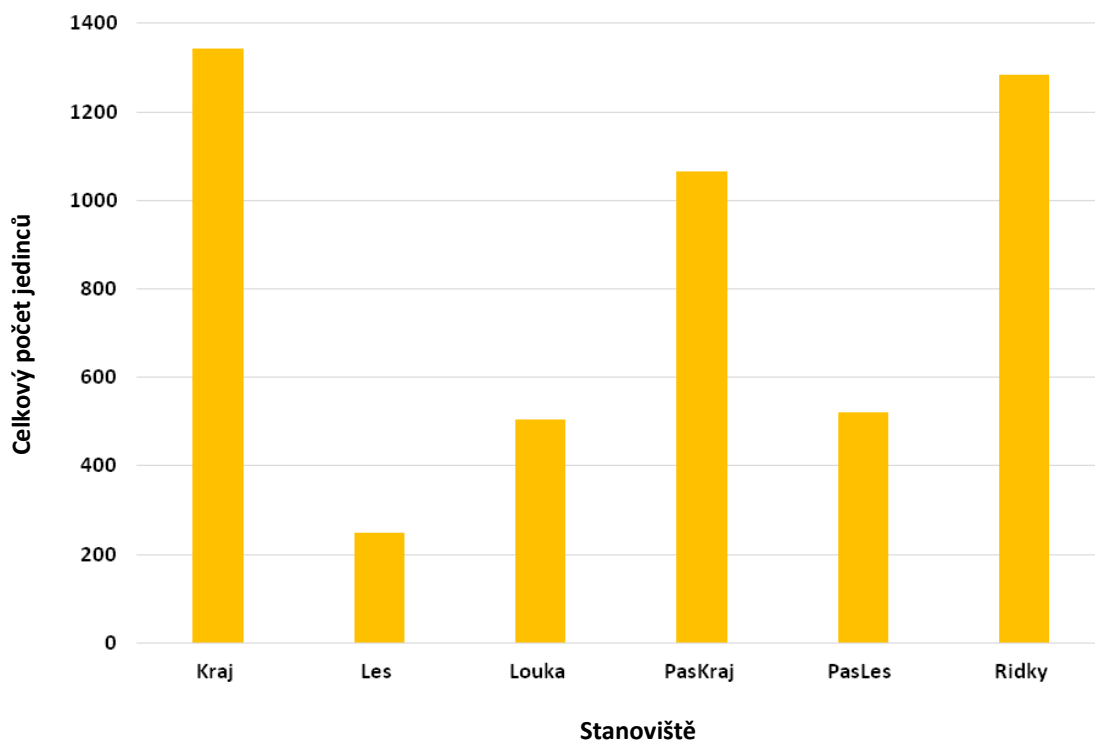
Všichni plazi

V počtu jedinců všech plazů mezi stanovišti byl prokázán rozdíl (Friedman $\chi^2 = 91,3$; $df = 5$; $p < 0,001$).

Nejpreferovanějšími stanovišti byl **kraj lesa** a **řídký les**, mezi nimi navzájem nebyl průkazný rozdíl. Kraj lesa a řídký les se průkazně lišily od všech ostatních stanovišť. **Paseka propojená s loukou** se průkazně lišila od kraje lesa, zapojeného lesa a řídkého lesa. Nelišila se od louky a paseky oddělené lesem. Následovala **paseka oddělená lesem** a **louka**. Tato dvě stanoviště se nelišila od paseky propojené s loukou a od sebe navzájem. Paseka oddělená lesem a louka se průkazně lišila od kraje lesa, zapojeného lesa a řídkého lesa. Nejméně preferovaný byl **zapojený les**, který se průkazně lišil od všech ostatních stanovišť (viz. Tab. 3 a Obr. 4).

Tab. 3 – výsledky Friedmanova testu porovnávající celkovou početnost plazů bez ohledu na druh na sledovaných typech stanovišť. Nad diagonálou je hodnota testového kritéria (Friedman χ^2), pod diagonálou hladiny významnosti (p) pro jednotlivá stanoviště.

	Kraj	Les	Louka	PasKraj	PasLes	Řídký
Kraj		24	20,2	20,2	23	0,167
Les	<0,001		19,2	13,5	12,5	24
Louka	<0,001	<0,001		0,044	0,667	23
PasKraj	<0,001	<0,001	0,835		0,167	24
PasLes	<0,001	<0,001	0,415	0,682		24
Řídký	0,683	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	



Obr. 4 – Celkové počty jedinců plazů bez ohledu na druh podle typů stanovišť

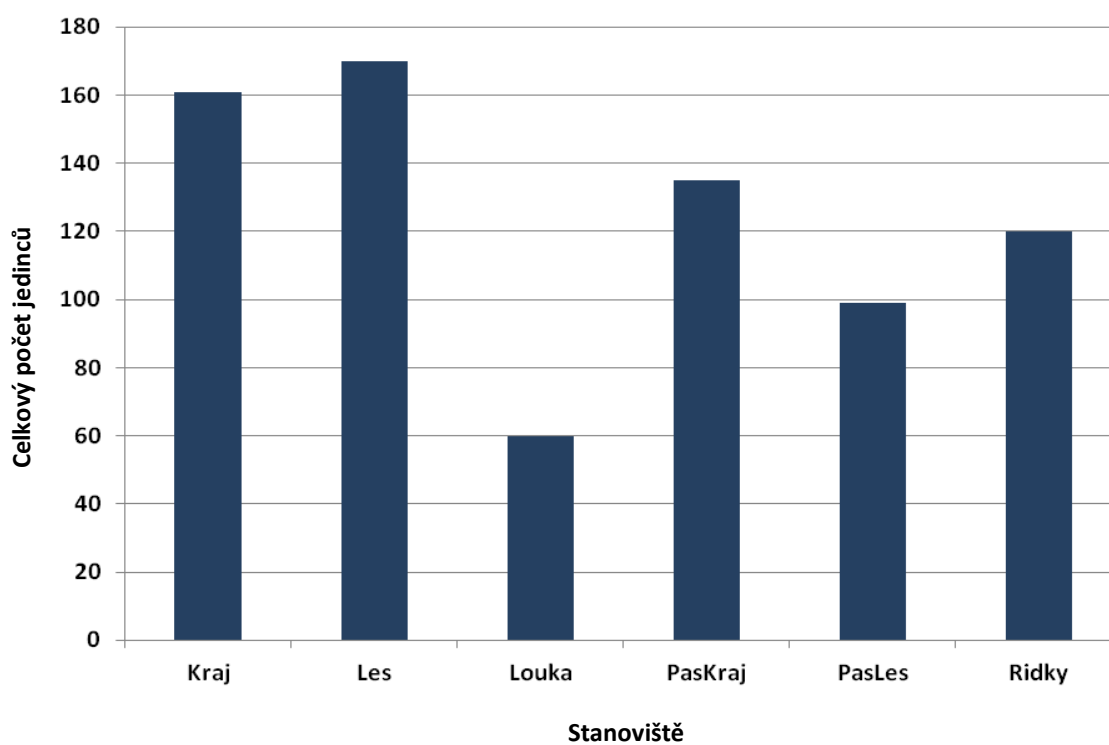
Slepýš křehký

V počtu jedinců slepýšů mezi stanovišti byl prokázán rozdíl (Friedman $\chi^2 = 32,589$; $df = 5$; $p < 0,001$).

Zapojený les se průkazně lišil od louky a paseky oddělené lesem. Zapojený les se nelišil od kraje lesa, paseky propojené s loukou a řídkého lesa. **Kraj lesa** se průkazně lišil od louky, paseky oddělené lesem a řídkého lesa, nelišil se od zapojeného lesa a paseky propojené s loukou. **Paseka propojená s loukou** se průkazně lišila od louky, od ostatních stanovišť se nelišila. **Řídký les** se průkazně lišil od kraje lesa a louky, nelišil se od zapojeného lesa, paseky propojené s loukou a paseky oddělené lesem. **Paseka oddělená lesem** se průkazně lišila od kraje lesa a zapojeného lesa. Nejméně preferovaná byla **louka**, která se průkazně lišila od všech ostatních stanovišť kromě paseky oddělené lesem (Tab. 4 a Obr. 5).

Tab. 4 – výsledky Friedmanova testu pro slepýše křehkého. Nad diagonálou je hodnota testového kritéria (Friedman χ^2), pod diagonálou hladiny významnosti (p) pro jednotlivá stanoviště.

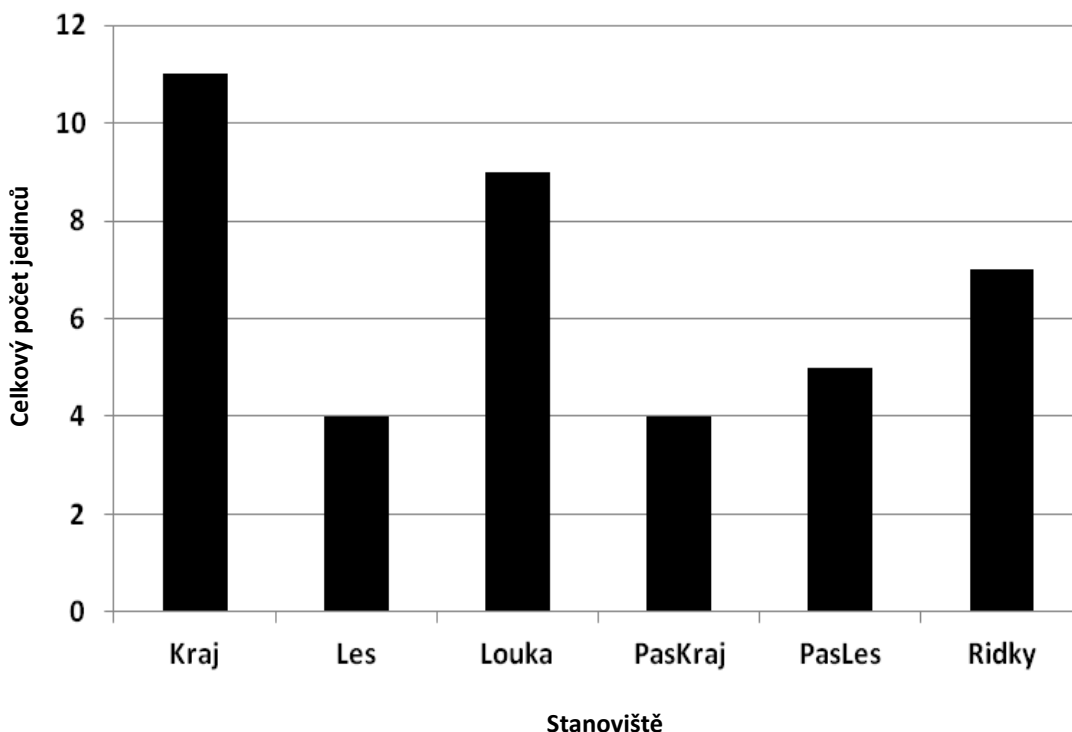
	Kraj	Les	Louka	PasKraj	PasLes	Řídký
Kraj		1,1	16,7	0,5	5,8	4,2
Les	0,297		16,7	0,05	6,5	0,428
Louka	<0,001	<0,001		14,7	3,5	8,9
PasKraj	0,491	0,819	<0,001		0,18	0,16
PasLes	0,016	0,01	0,061	0,670		0,182
Řídký	0,041	0,513	0,003	0,683	0,669	



Obr. 5 – grafické znázornění preferencí stanovišť pro slepýše křehkého.

Ještěrka obecná

V počtu jedinců ještěrky obecné mezi stanovišti nebyl prokázán rozdíl (Friedman $\chi^2 = 2,7259$; $df = 5$; $p = 0,7421$). Rozdíly v preferencích stanovišť tedy nebyly statisticky prokázány.



Obr. 6 – grafické znázornění preferencí stanovišť pro ještěrku obecnou.

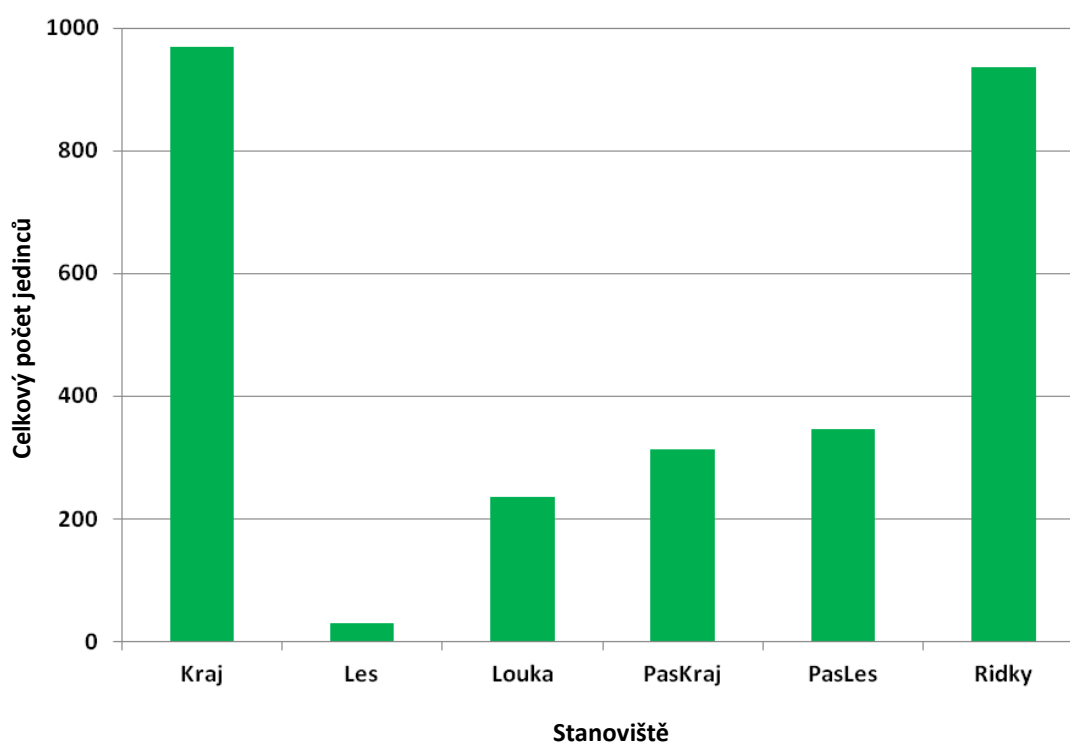
Ještěrka zelená

V počtu jedinců ještěrky zelené mezi stanovišti byl prokázán rozdíl (Friedman $\chi^2 = 92,115$; $df = 5$; $p < 0,001$).

Nejpreferovanějšími stanovišti byly **kraj lesa** a **řídský les**, které se od sebe vzájemně nelišily a od všech ostatních stanovišť se průkazně lišily. **Paseka oddělená lesem** a **paseka propojená s loukou** se nelišily od louky a od sebe navzájem, průkazně se lišily od řídkého lesa, kraje lesa a zapojeného lesa. **Louka** se průkazně lišila od řídkého lesa, kraje lesa a zapojeného lesa, nelišila se od paseky propojené s loukou a paseky oddělené lesem. Nejméně preferovaný **zapojený les** se průkazně lišil od všech ostatních stanovišť (Tab. 5 a Obr. 7).

Tab. 5 – výsledky Friedmanova testu pro ještěrku zelenou. Nad diagonálou je hodnota testového kritéria (Friedman χ^2), pod diagonálou hladiny významnosti (p) pro jednotlivá stanoviště.

	Kraj	Les	Louka	PasKraj	PasLes	Řídký
Kraj		24	20,2	20,2	24	0,727
Les	<0,001		15,7	23	21	24
Louka	<0,001	<0,001		1,087	1,087	24
PasKraj	<0,001	<0,001	0,297		0,16	16,7
PasLes	<0,001	<0,001	0,297	0,683		16,7
Řídký	0,393	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	



Obr. 7 – grafické znázornění preferencí stanovišť pro ještěrku zelenou.

Užovka obojková

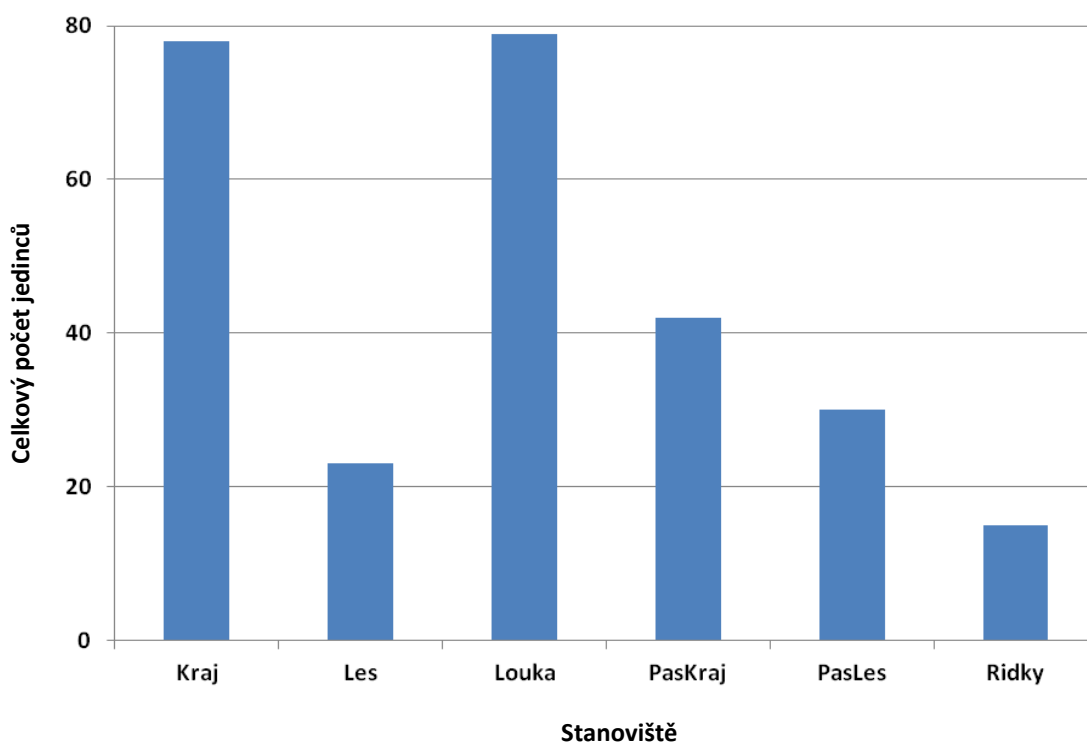
V počtu jedinců užovky obojkové mezi stanovišti byl prokázán rozdíl (Friedman $\chi^2 = 48,402$; $df = 5$; $p < 0,001$).

Nejpreferovanější byla **louka** následovaná **krajem lesa**, tyto stanoviště se mezi sebou vzájemně nelišily. Louka se průkazně lišila od zapojeného lesa, řídkého lesa, paseky propojené s loukou a paseky oddělená lesem. Kraj lesa se průkazně lišil

od zapojeného lesa, paseky oddělené lesem a řídkého lesa. **Paseka propojená s loukou a paseka oddělená lesem** se od sebe vzájemně nelišily. Paseka propojená s loukou se průkazně lišila od řídkého lesa, zapojeného lesa a louky. Paseka oddělená lesem se průkazně lišila od kraje lesa a louky. **Zapojený les a řídký les** od sebe vzájemně nelišily, obě tato stanoviště se průkazně lišila od kraje lesa, paseky propojené s loukou a louky (viz. Tab. 6 a Obr. 8).

Tab. 6 – výsledky Friedmanova testu pro užovku obojkovou. Nad diagonálou je hodnota testového kritéria (Friedman χ^2), pod diagonálou hladiny významnosti (p) pro jednotlivá stanoviště.

	Kraj	Les	Louka	PasKraj	PasLes	Řídký
Kraj		9,8	0,222	1,636	7,2	20
Les	0,002		18,2	4,3	0,8	2,3
Louka	0,637	<0,001		10,7	11,6	19,2
PasKraj	0,201	0,039	0,001		2	9,8
PasLes	0,007	0,371	<0,001	0,157		2,1
Řídký	<0,001	0,134	<0,001	0,002	0,088	



Obr. 8 – grafické znázornění preferencí stanovišť pro užovku obojkovou.

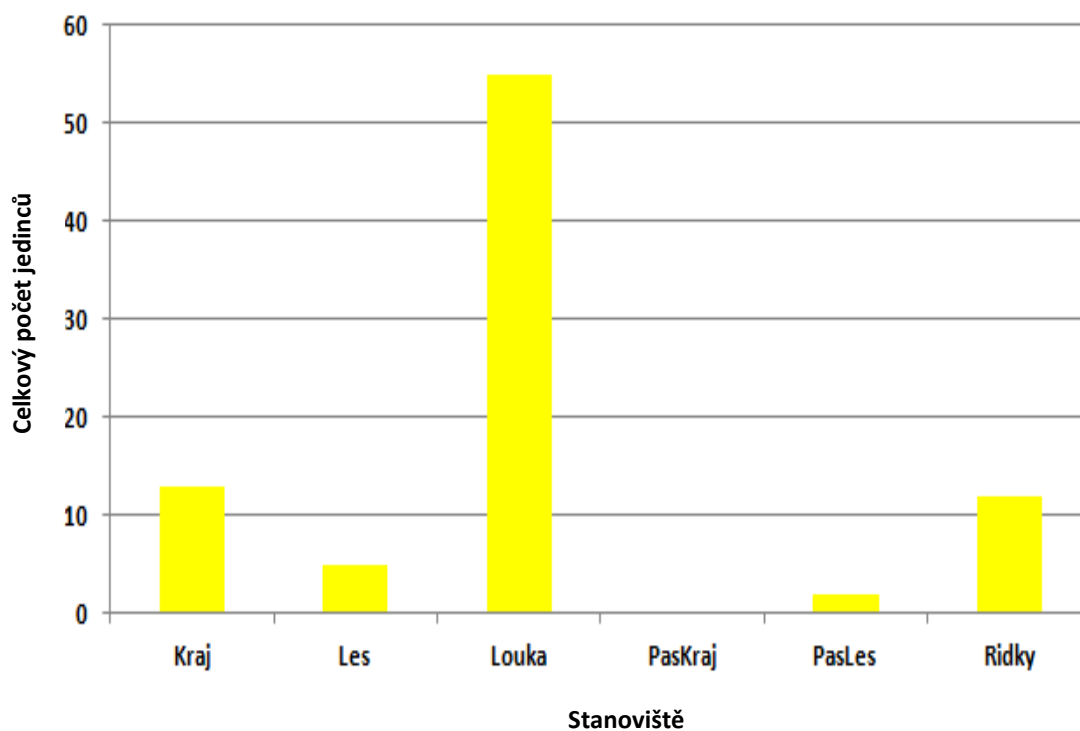
Užovka podplamatá

V počtu jedinců užovky podplamaté mezi stanovišti byl prokázán rozdíl (Friedman $\chi^2 = 42,939$; $df = 5$; $p < 0,001$).

Louka se průkazně lišila od všech ostatních stanovišť. **Kraj lesa** a **řídský les** se od sebe vzájemně nelišily, průkazně se lišily od louky a paseky propojené s loukou. Statistický rozdíl mezi řídkým lesem a pasekou oddělenou lesem byl „na hraně průkaznosti“ (viz. Tab. 7). **Zapojený les** a **paseka oddělená lesem** se od sebe vzájemně nelišily, průkazně se lišily od louky. Statistický rozdíl mezi pasekou oddělenou lesem a krajem lesa byl „na hraně průkaznosti“ (viz. Tab. 7). **Paseka propojená s loukou** se průkazně lišila od řídkého lesa, louky a kraje lesa, ale statistický rozdíl mezi krajem lesa byl „na hraně průkaznosti“ (viz. Tab. 7).

Tab. 7 – výsledky Friedmanova testu pro užovku podplamatou. Nad diagonálou je hodnota testového kritéria (Friedman χ^2), pod diagonálou hladiny významnosti (p) pro jednotlivá stanoviště.

	Kraj	Les	Louka	PasKraj	PasLes	Řídký
Kraj		1,8	9,9	6	3,571	0
Les	0,179		13,2	3	0,2	1,6
Louka	0,002	<0,001		16	16	6,3
PasKraj	0,05	0,083	<0,001		2	7
PasLes	0,058	0,654	<0,001	0,157		3,6
Řídký	1	0,206	0,013	0,008	0,059	



Obr. 9 – grafické znázornění preferencí stanovišť pro užovku podplamatou.

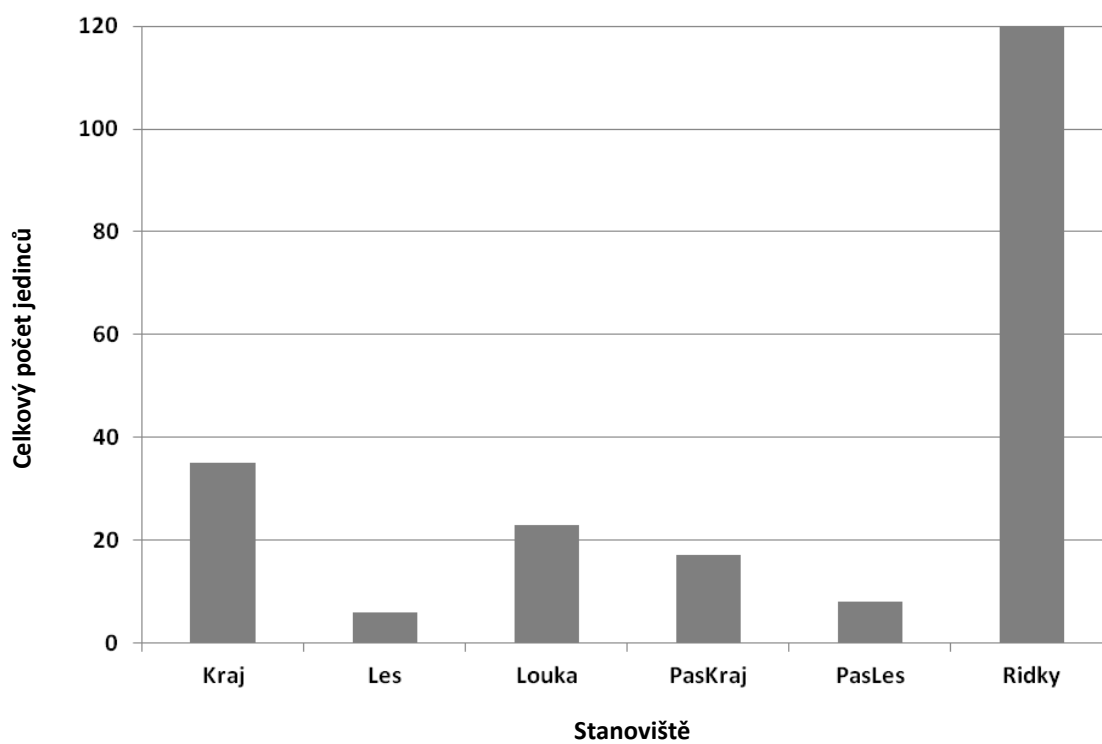
Užovka hladká

V počtu jedinců užovky hladké mezi stanovišti byl prokázán rozdíl (Friedman $\chi^2 = 42,932$; $df = 5$; $p < 0,001$).

Nejpreferovanější byl **řídký les**, který se průkazně lišil od všech ostatních stanovišť. **Kraj lesa** se průkazně lišil od zapojeného lesa, paseky oddělené lesem a řídkého lesa, nelišil se od louky a paseky propojené s loukou. **Louka** se průkazně lišila od řídkého lesa, od ostatních stanovišť se nelišila. **Paseka spojená s loukou** se průkazně lišila od zapojeného a řídkého lesa, od jiných stanovišť se nelišila. Nejméně preferovanými stanovišti byla **paseka oddělená lesem** a **zapojený les**, která se od sebe vzájemně nelišila. Paseka oddělená lesem se průkazně lišila od řídkého lesa a kraje lesa, avšak kraj lesa byl „na hraně průkaznosti“ (viz. Tab. 8). Od zapojeného lesa, louky a paseky propojené s loukou se paseka oddělená lesem nelišila. Zapojený les se průkazně lišil od kraje lesa, paseky propojené s loukou a řídkého lesa, nelišil se od louky a paseky oddělené lesem (viz. Tab. 8 a Obr. 10).

Tab. 8 – výsledky Friedmanova testu pro užovku hladkou. Nad diagonálou je hodnota testového kritéria (Friedman χ^2), pod diagonálou hladiny významnosti (p) pro jednotlivá stanoviště.

	Kraj	Les	Louka	PasKraj	PasLes	Řídký
Kraj		7,1	2,6	1,9	4	9,8
Les	0,008		3	4,5	0,666	15,7
Louka	0,109	0,083		0,286	0,818	12,6
PasKraj	0,166	0,035	0,593		2,3	11,6
PasLes	0,046	0,414	0,366	0,132		15,7
Řídký	0,002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	



Obr. 10 – grafické znázornění preferencí stanovišť pro užovku hladkou.

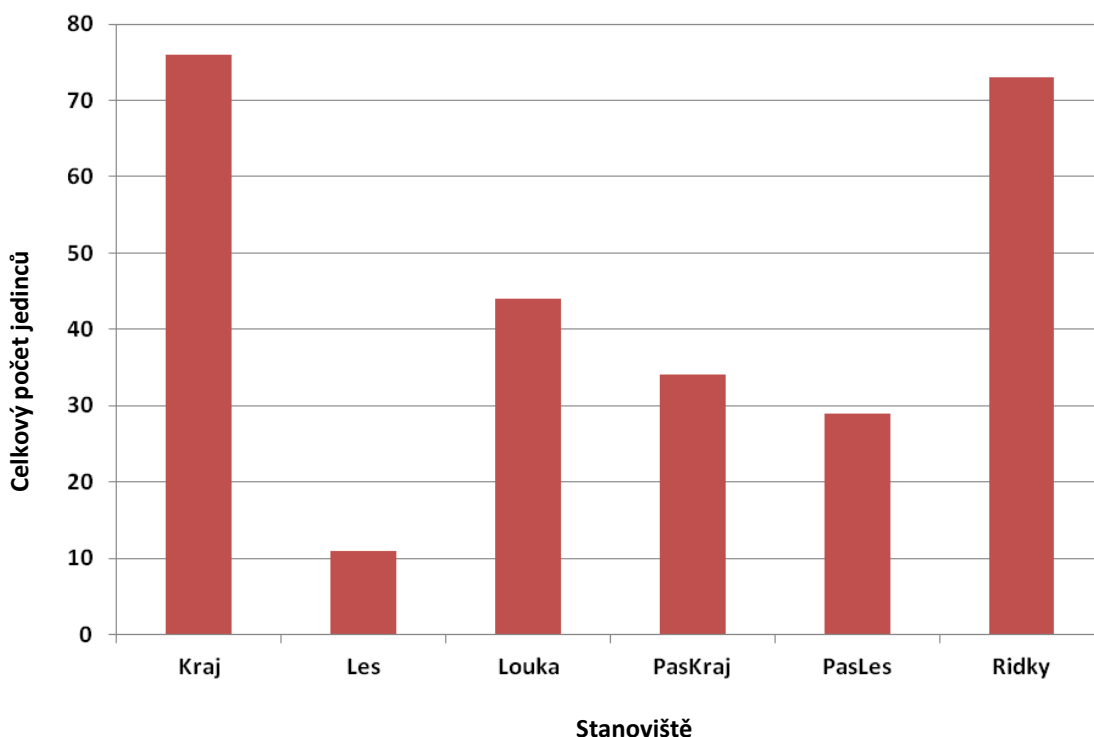
Užovka stromová

V počtu jedinců užovky stromové mezi stanovišti byl prokázán rozdíl (Friedman $\chi^2 = 39,619$; $df = 5$; $p < 0,001$).

Nejpreferovanější byl **kraj lesa** následovaný **řídkým lesem**. Kraj lesa a řídký les se mezi sebou nelišily, průkazně se lišily se od všech ostatních stanovišť. Stanoviště **louka** následovaná **pasekou propojenou s loukou** a **pasekou oddělenou lesem** se mezi sebou nelišila, průkazně se lišila od kraje lesa, zapojeného lesa a řídkého lesa. Nejméně preferovaný byl **zapojený les**, který se průkazně lišil od všech ostatních stanovišť (Tab. 9).

Tab. 9 – výsledky Friedmanova testu pro užovku stromovou. Nad diagonálou je hodnota testového kritéria (Friedman χ^2), pod diagonálou hladiny významnosti (p) pro jednotlivá stanoviště.

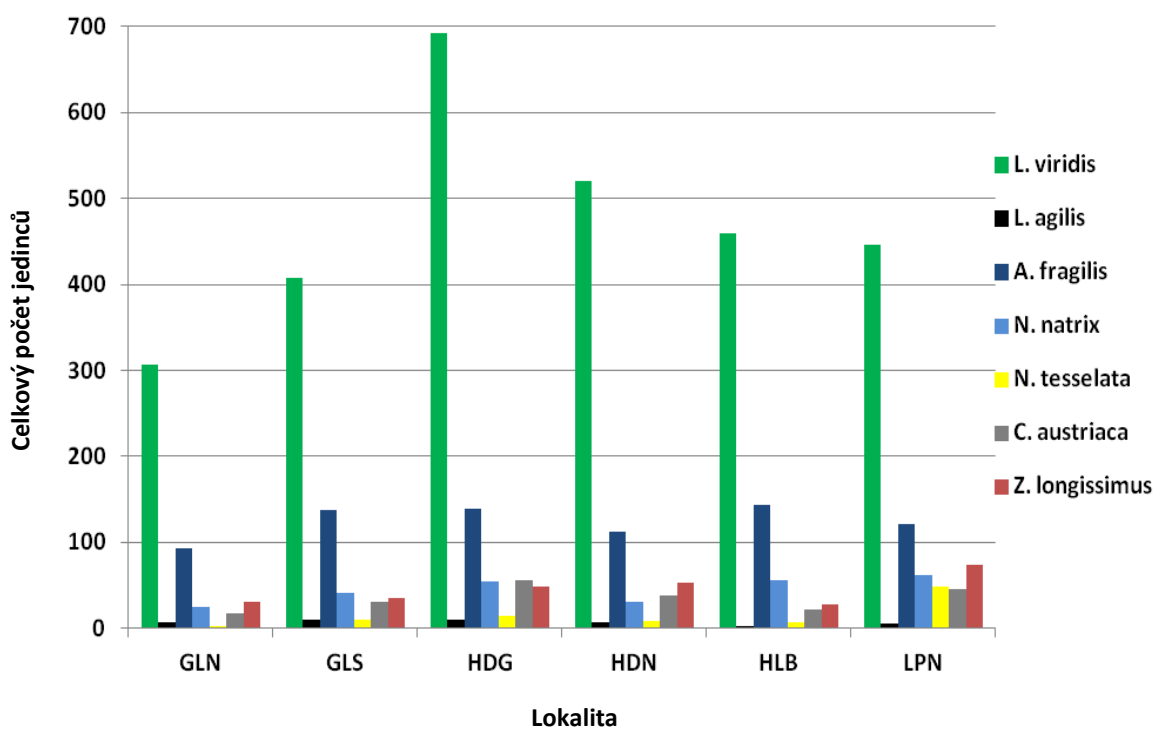
	Kraj	Les	Louka	PasKraj	PasLes	Řídký
Kraj		21	4,3	7,2	13,3	0,2
Les	<0,001		8	5,5	6,3	15,2
Louka	<0,039	0,005		0	0	6,5
PasKraj	0,007	0,018	1		0,6	8
PasLes	<0,001	0,013	1	0,438		5,8
Řídký	0,655	<0,001	0,013	0,005	0,016	



Obr. 11 – grafické znázornění preferencí stanovišť pro užovku stromovou.

4.2 Rozdíly mezi lokalitami

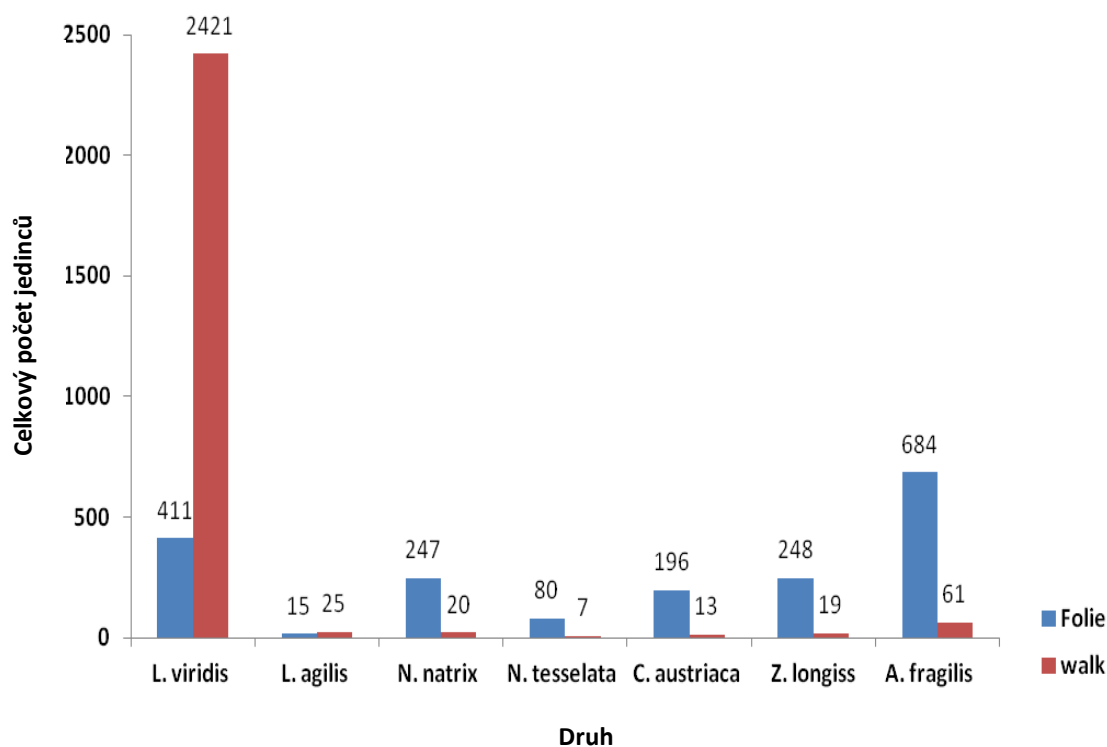
Na Obr. 12 je uveden součet jednotlivých druhů plazů ze všech stanovišť (paseka propojená s loukou, paseka oddělená lesem, kraj lesa, les, řídký les, louka) v rámci jedné lokality (GLN, GLS, HDG, HDN, HLB a LPN) pozorovaných mezi roky 2012 až 2015. Z Obr. 12 je patrné, že nejvíce hadů bylo pozorováno na lokalitě Lipinská louka (LPN). Rozdíly mezi lokalitami nebyly statisticky testovány, neboť nebylo záměrem této práce je srovnávat.



Obr. 12 – součet jedinců plazů ze všech stanovišť v rámci jedné lokality.

4.3 Metoda bodového transektu s využitím úkrytů

Obr. 13 rozlišuje množství jedinců příslušných druhů pozorovaných při této metodě mezi foliemi popř. na foliích („walk“) a pod foliemi („folie“). Z Obr. 13 je patrné, že pod foliemi byli nejvíce nalézáni hadi a slepýš, ještěrky pak byly vidány nejvíce při transektu mezi foliemi. Minimální počet zvířat zaznamenaných během „walk“ vedl k tomu, že pro potřeby statistického hodnocení jsme metody nerozlišovali.



Obr. 13 – porovnání počtu všech jedinců pozorovaných pod foliemi a při transektu.

5 Diskuze

Obojživelníci nebyli na sledovaných lokalitách prakticky zaznamenáni, proto nemohou být statisticky vyhodnoceni a zahrnuti ve výsledcích této práce. Jejich absenci lze vysvětlit relativně velkou vzdáleností sledovaných stanovišť od vodních ploch a jejich suchým charakterem (Reiter & Hanák, 2000). Zaznamenáno bylo pouze pět migrujících jedinců ze skupiny hnědých skokanů a na stanovišti řídký les, na lokalitě Gališ nový (21. 8. 2014) byl při mírném dešti pozorován 20 cm dlouhý mlok skvrnitý (Obr. 14).



Obr. 14 - mlok skvrnitý na lokalitě Gališ nový v řídkém lese na okraji kaňonu Dyje. Foto autor.

5.1 Rozdíly mezi stanovišti

Z plazů byl průkazný rozdíl v preferenci stanovišť dokázán u všech druhů s výjimkou ještěrky obecné. Počty pozorování ještěrky obecné jsou natolik nízké, že nelze vyhodnotit její stanovištní preference. Nízká početnost její populace v Podyjí je zřejmě dána konkurenčním tlakem ještěrky zelené.

Všichni plazi

Soustředění plazů na ekotonu kraj zapojeného lesa mezi zapojeným lesem a loukou odpovídá jejich biotopovým preferencím vzhledem k jejich behaviorální termoregulaci (Berec et al., 2015). Tomu odpovídá i jejich zastoupení na stanovišti řídký les a paseka propojená s loukou, na kterých mají rovněž dostatek stinných

úkrytů i míst ke slunění v těsné blízkosti. Podle Mikátové et al. (2001) je dostatek úkrytů v krajíně jedním s limitujícími faktorů distribuce plazů.

Slepýš křehký

Relativně rovnoměrné zastoupení slepýše na sledovaných stanovištích potvrzuje jeho širokou přizpůsobivost. Mikátová et al. (2001) uvádí, že vedle zastínění lokality vyžaduje dostatek úkrytů např. v podobě kamenů a spadaneho listí. Nízké počty pozorování slepýše na stanovišti louka zřejmě souvisí s nedostatkem vhodných úkrytů pro tento druh v rámci tohoto stanoviště.

Ještěrka obecná

Jde o jediný druh plaza, u kterého nebyl pomocí Friedmanova testu dokázán v preferenci stanovišť rozdíl. Tento výsledek je v rozporu s popsányi ekologickými nároky a biotopovými preferencemi tohoto druhu (Mikátová et al., 2001; Berec et al., 2015). Statistický výsledek u tohoto druhu může být neprůkazný díky nízké početnosti a velké variabilitě v záznamech v rámci sledovaných stanovišť. Výrazně nižší stavy ještěrky obecné než ještěrky zelené (Obr. 6 a 7) pravděpodobně souvisí s vyšší agresí a průbojností ze strany ještěrky zelené (Mikátová et al., 2001). Vzhledem k tomu, že užovka hladká preferuje stejná stanoviště jako ještěrka obecná (Obr. 6 a 10), lze uvažovat i predační tlak ze strany tohoto hada, který jako potravu upřednostňuje ještěrku obecnou před ještěrkou zelenou (Berec et al., 2015). Vzhledem k tomu, že je užovka hladká schopna požírat také mladé ještěrky zelené, slepýše a drobné hlodavce (Mikátová et al., 2001), patrně nebude konkurenční tlak užovky hladké na ještěrku obecnou tak výrazný jako ze strany ještěrky zelené.

Ještěrka zelená

Jakožto heliofilní plaz vyžaduje jako ještěrka obecná dostatek míst ke slunění a blízkost úkrytu v podobě vegetace, kamenů, padlých kmenů apod. (Berec et al., 2015). To odpovídá jejím preferencím sledovaných stanovišť, kde na kraji lesa vyhledává úkryt v keřovité vegetaci a v řídkém lese mezi kameny a v dutinách stromů. Na obou těchto nejpreferovanějších stanovištích může dle potřeby vyhledat dostatek míst ke slunění. Prosvětlení porostu v podobě vytvořených pasek je pro ni příznivé, v původním zapojeném lese se vyskytuje pouze sporadicky a při migraci na jiná stanoviště. Zapojený les je překážkou pro jedince migrující mezi krajem lesa na dně Dyjského kaňonu a řídkým lesem na hraně kaňonu. Z výsledků je patrné,

že k překonání zapojeného lesa výrazně napomáhá rozvolnění porostu (viz. srovnání PasLes a Les na Obr. 7). V klestu ponechaném po seči na obou pasekách vyhledávají ještěrky při vyrušení úkryt a zároveň je využíván jako plocha ke slunění.



Obr. 15 – zbarvení samce ještěrky zelené v době rozmnožování v řídkém lese na lokalitě Galíšnový. Foto autor.

Užovka obojková

Její zastoupení na sledovaných stanovištích klesá se vzdáleností stanovišť od vodního zdroje, tj. řeka Dyje, ke které přímo přiléhá stanoviště louka. To odpovídá předpokladu pro biotopové preference českých populací tohoto druhu, který uvádí Berec et al. (2015) na základě studie provedené v Rakousku Grillitschem a Cabelou v roce 2001 (viz. Berec et al., 2015, str. 349). Preferenci stanoviště louka a kraj lesa lze také zdůvodnit tím, že tato stanoviště leží jako jediná v rovinatém terénu, kterému dává tento had podle Mikátové et al. (2001) přednost. Z hadů se s přehledem nejvíce vyskytovala na stanovišti louka a zapojený les, což dokazuje její širokou přizpůsobivost vůči prostředí (Berec et al., 2015).



Obr. 16 - samice užovky obojkové pod folií na kraji lesa v lokalitě Hlubočká louka. Foto autor.

Užovka podplamatá

Výsledky (Obr. 9) jasně ukazují striktní vazbu tohoto hada na vodní prostředí (Berec et al., 2015). Nálezy ve vyšších polohách kaňonu především v řídkém lese (Obr. 9) souvisí s migrací mezi zimovišti a plochami při řece Dyji na dně kaňonu (Mikátová et al., 2001). Tato užovka nebyla pozorována na pasece propojené s loukou (Obr. 9), ale vzhledem k tomu že byla přítomna na stanovištích od louky vzdálenějších, lze její výskyt na tomto stanovišti předpokládat. To podporuje fakt, že sousední stanoviště louka se vyznačuje nejpočetnějšími nálezy tohoto druhu společně s užovkou obojkovou. To je dáno vazbou těchto hadů na vodní prostředí. Z etologického hlediska bylo zajímavé chování samice zaznamenané pod folií společně se samcem užovky stromové na stanovišti louka na lokalitě Lipinská louka dne 28. 4. 2014. Po vypuštění se opakovaně vracela, syčela a útočila se vztyčenou přední třetinou těla „v útočném stylu kobry“. Vzhledem k tomu, že tento druh není teritoriální, je možné toto chování zdůvodnit graviditou samice, která má tendenci setrvávat v blízkosti úkrytů nebo míst ke kladení vajec (Berec et al., 2015).

Užovka hladká

Zastoupení na stanovištích odpovídá biotopovým nárokům tohoto druhu (Berec et al., 2015). K podobným výsledkům došla také Mikátová et al. (2001), která uvádí zastoupení tohoto druhu na okrajích lesa, v porostech řídkého lesa a v křovinatých biotopech v 42 %, na ruderálních plochách v 9 % a na zahradách, starých zdech a dalších stanovištích v 49 %. Pro prospívání druhu v Podyjí je nutné udržení světlých nezapojených lesů, kterým dává tento druh vzhledem k jeho ekologickým nárokům přednost.

Užovka stromová

Tento vlajkový druh NP Podyjí byl pozorován v celkovém počtu 267 jedinců. Mikátová & Vlašín (2012) uvádí, že je v Podyjí nejvíce soustředěna na strukturně bohatších stanovištích. Tomu odpovídá její výrazně vyšší počet nálezu na stanovišti kraj lesa, který je strukturovanějším stanovištěm ve srovnání se sousední loukou a zapojeným lesem (Obr. 11). Vytvořené paseky výrazně zvyšují stanovištní strukturu a jsou tak tímto druhem více preferované než okolní zapojený les (Obr. 11). Užovka stromová nachází na vytvořených pasekách vedle místa ke slunění i dostatek úkrytů v podobě starých pařezů a klestu. Mikátová & Vlašín, (2012) dochází ke stejným výsledkům ohledně stanovištních preferencí užovky stromové a upozorňují také na význam vinic s volně skládanými zídkami pro tento druh.

5.2 Management stanovišť NP Podyjí

Škorpík (2015) uvádí, že pro malou rozlohu NP Podyjí, absenci původních spásáčů a značné ovlivnění území lidskou činností není reálné, aby fungovala přirozená dynamika disturbancí, která by dostatečně zamezila zapojování původních porostů řídkých lesů. Zapojování těchto porostů vede ke snižování druhové rozmanitosti živočichů i rostlin (Šebek et al., 2015). Zapojování porostů teplomilných doubrav NP Podyjí (stanoviště řídký les), které mají podle Škorpíka (2015) z hlediska biodiverzity mezinárodní význam, je dáno ukončením tradičního lesního hospodaření a opuštěním území po druhé světové válce (Miklín et al., *v přípravě*). Paradoxně vyhlášení NP Podyjí vedlo ke konzervaci území, na kterém jsou Správou NP Podyjí prováděny jen omezené zásahy pro prosvětlení lesních porostů (Škorpík, 2015). Nezasahování do vývoje ekosystému je ospravedlňováno

nedostatečným poznáním dynamiky vývoje nížinných lesů a nemožností napodobit přírodní disturbance (Vrška, 2016). Toto tvrzení ale vylučuje řada dosavadních studií (např. Konvička et al., 2006, Šebek et al., 2015, Miklín et al., *v přípravě*). Podle Škorpíka (2015) jsou zde lidské zásahy v podobě managementu pro podporu biodiverzity nezbytné a nahrazují přirozené již neexistující vazby v ekosystému, např. činnost velkých herbivorů a tradiční lesní hospodaření (také Miklín et al., *v přípravě*).

5.3 Rozdíly mezi lokalitami

V rozdílu mezi lokalitami není patrný výrazný rozdíl (viz. Obr. 12). To lze vysvětlit relativně malým územím NP Podyjí, obdobným klimatem a podobnou strukturou a mikroklimatem jednotlivých stanovišť v rámci každé ze sledovaných lokalit (Šebek et al., 2015). Územím NP Podyjí probíhá ve směru od severozápadu k jihovýchodu klimatický gradient od mírně teplé k teplé oblasti (Chytrý & Vicherek, 1995). Tento fakt by mohl vysvětlovat, že nejvíce hadů bylo v rámci sledovaných lokalit pozorováno na Lipinské louce (LPN), která leží nejvíce na jihovýchod (viz. Obr. 12). Zásadní význam pro distribuci hadů na této lokalitě má blízkost nedaleké vinice Šobes. S tím souvisí i nejvíce nálezů užovky stromové v rámci lokalit na Lipinské louce, která se hojně soustřeďuje na volně skládaných kamenných zídkách vinice Šobes (Mikátová & Vlašín, 2012). Dalším významným faktorem, kterým lze zdůvodnit vysoké počty nálezů hadů na Lipinské louce, je návaznost řídkého lesa na vytvořené paseky. U ostatních lokalit je mezi vytvořenými pasekami a řídkým lesem plocha hustého zapojeného lesa. Zapojený les není na rozdíl od řídkého lesa hady preferován během aktivity a ani jako zimoviště.

5.4 Metoda bodového transektu s využitím úkrytů

Folie zvyšují heterogenitu prostředí, jsou využívány jako místo pro slunění ještěrek, které na nich mohou lovit hmyz, jsou také vyhledávány drobnými zemními savci, kteří jsou potravou pro hady (Vlašín & Mikátová, 2015). Úkryt pod folií je nejvíce vyhledáván hady a slepýšem, což má zásadní význam pro jejich monitoring, ještěrky jsou nejvíce nalézány při transektu mezi foliemi (Obr. 13). To potvrzuje komplementárnost transektu a umělých úkrytů při sledování plazů (Reading, 1997; Vlašín & Mikátová, 2015). Berec et al. (2015) upozorňují na riziko

zvýšené predace na místech s umělými úkryty vzhledem ke zvýšené koncentraci plazů především ze strany divokých prasat. Během tříletého terénního výzkumu však nebylo pozorováno vyhrabávání plazů ukrytých pod foliemi. Predaci plazů prasaty nezjistila ani Malinová et al. (2011). K poškození folií docházelo během zimního období, tedy v době kdy plazi hibernovali na zimovištích. Otázkou zůstává, jestli toto poškození bylo způsobeno zvěří, lidmi nebo abiotickými faktory.

5.5 Srovnání preferencí plazů a ostatních modelových skupin

Šebek et al. (2015) srovnával v souvislosti s obnovou pařezin v NP Podyjí preferenci stanovišť u následujících modelových skupin a došel k uvedeným závěrům. **Motýli** nejvíce preferují stanoviště louka, přibližně stejně preferovaná je paseka propojená s loukou, řídký les, kraj lesa, méně paseka oddělená lesem, nejméně zapojený les. **Můry** nejvíce preferují zapojený les, následuje řídký les, paseka propojená s loukou, kraj lesa a paseka oddělená lesem. **Epigeičtí brouci** nejvíce preferují kraj lesa a louku, výrazně méně zbylá stanoviště, při čemž řídký les preferují nejméně. **Saproxyličtí brouci** nejvíce preferovali paseku propojenou s loukou, paseku oddělenou lesem, řídký les, kraj lesa, nejméně pak zapojený les. **Květnomilní brouci** nejvíce preferují paseku propojenou s loukou, nejméně zapojený les. Paseka oddělená lesem je preferována méně než paseka propojená s loukou, řídký les a kraj lesa. **Ptáci** nejvíce preferují řídký les a nejméně louku. **Cévnatým rostlinám** nejvíce vyhovuje řídký les, následuje louka, paseka propojena s loukou, paseka oddělená lesem, kraj lesa, nejméně preferují zapojený les. Kromě mūr je tedy pro distribuci uvedených skupin limitující přítomnost otevřených nezapojených stanovišť. To odpovídá i stanovištním preferencím plazů (viz. Obr. 4 – 11), které také potvrdil Šebek et al. (2015). Z velmi ohrožených druhů rostlin NP Podyjí vázaných na nezapojená stanoviště řídkých lesů uvádí Škorpík (2015) např. lýkovec vonný (*Daphne cneorum*), jeřáb kornoutolistý (*Sorbus cuculifera*), jeřáb podyjský (*Sorbus thayensis*) a volovec vrbolistý (*Buphtalmum salicifolium*). Z bezprostředně ohrožených bezobratlých, kteří jsou vázáni na světlé řídké lesy, uvádí Škorpík (2015) sklípkánka hnědého (*Atypus affinis*), stepníka moravského (*Eresus moravicus*), pakudlanku jižní (*Mantispa styriaca*), tesařika obrovského (*Cerambyx cerdo*) a krasce *Acmaeoderella flavofasciata*. V případě

ponechání porostů samovolnému vývoji k jejich zapojení jsou bezprostředně ohroženy vyhynutím nejen tyto druhy řídkých lesů NP Podyjí (Šebek et al., 2015; Škorpík, 2015; Miklín et al., *v přípravě*).

6 Závěr

Výsledky potvrzují význam vytvořených experimentálních ploch v podobě pasek. Paseka propojená s loukou zvyšuje plochu ekotonu okraje lesa mezi zapojeným lesem a loukou, který je pro plazy nejvíce preferovaným stanovištěm. Paseka oddělená lesem zvyšuje heterogenitu prostředí zapojeného lesa, je významným stanovištěm při migraci plazů přes zapojený les. V rámci lesních porostů jsou plazi nejvíce zastoupeni v řídkém lese.

Vazba na otevřená až polootevřená nezapojená stanoviště byla průkazně potvrzena u pěti ze sedmi druhů plazů NP Podyjí. Vzhledem k nedostatku dat nebyla u ještěrky obecné tato vazba statisticky potvrzena, ale vzhledem k jejím doloženým biotopovým preferencím je zřejmá. Slepýš křehký je přizpůsobený široké škále biotopů a v NP Podyjí není bezprostředně vázán na otevřená a nezapojená stanoviště. Obojživelníci nebyli při monitoringu pozorováni v dostatečném množství jedinců pro stanovení jejich stanovištních preferencí. Vzhledem k dlouhodobému vývoji, který směřuje k zapojení i zbývajících porostů řídkých doubrav v NP Podyjí, mají disturbance pro udržení optimálních stanovištních podmínek pro plazy zásadní význam. Toto zjištění podporuje myšlenku aktivního managementu lesních stanovišť v NP Podyjí, který by měl zamezit dalšímu zapojování porostů a obnovit původní plochy řídkých prosvětlených doubrav.

7 Literatura

- BARUŠ Vlastimil, KRÁL B., OLIVA O., OPATRNÝ E., REHÁK I., ROČEK Z., ROTH P., ŠPINAR Z., VOJTKOVÁ L. & BARADLAIOVÁ M., 1992: *Obojživelníci: Amphibia*. 1.vyd. Praha: Academia, 338 s., fot. na příl. Fauna ČSFR. ISBN 80-200-0433-5.
- BENEŠOVÁ Markéta, 2015: Role severních refugií ve fylogeografii Evropy The role of northern refugia in Europe phylogeography. Praha, Univerzita Karlova v Praze Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce Doc. RNDr. Pavel Hulva, Ph.D.
- BEREC Michal, BREJCHA J., FALTÝNEK Z.F., GVOŽDÍK V., IVANOV M., JEŘÁBKOVÁ L., JIRKŮ M., KOTLÍK P., MORAVEC J., MUSILOVÁ R., ŠIROKÝ P., VESELÝ M. & ZAVADIL V., 2015: *Plazi: Reptilia*. Vyd. 1. Praha: Academia, 531 s. ISBN 978-80-200-2416-9.
- CIVIŠ Petr, VOJAR J. & BALÁŽ V., 2010: Chytridiomycosis, a Threat to Amphibians in the Czech Republic? *Ochrana přírody*, 4, 18-20.
- ČERŇANSKÝ Andrej, 2012: Crocodylian and turtle finds from the Lower Miocene of the Baňa Dolina mine in Veľký Krtíš (Slovakia). *Acta Geologica Slovaca*, 4(2), 113-123.
- ČÍŽEK Lukáš, ROLEČEK J. & DANIHELKA J., 2007: Celoplošná příprava půdy v lesích a její důsledky pro biodiverzitu. *Živa*, 6, 266-268.
- GRIFFITHS Richard, 1996: Newts and salamanders of Europe. Illustrated by Bas Teunis, Paul Benson and Samantha Elmhurst. London: *Academic Press*. ISBN 01-230-3955-X.
- HÉDL Radim, SZABÓ P., RIEDL V. & KOPECKÝ M., 2011: Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě I. Formy a podoby. *Živa*, 2, 61-63.
- HÉDL Radim, SZABÓ P., RIEDL V. & KOPECKÝ M., 2011: Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě II. Lesy jako ekosystém. *Živa*, 3, 108-110.
- HLÁVKA Radek, 2014: Biologicky šetrné rekultivace posttěžebních prostorů. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze.
- HOLICOVÁ Tereza, 2012: Individuální značení a rozpoznávání obojživelníků. Jihočeská univerzita, České Budějovice.

- CHYTRÝ Milan & VICHEREK J., 1995: *Lesní vegetace Národního parku Podyjí/Thayatal*. 1. vyd. Praha: *Academia*. ISBN 80-200-0377-0.
- JABLONSKI Daniel, 2012: Kde se vzali naši hadi? *Naše příroda*, 4, 24-29.
- KLEMBARA Jozef, 2012: A new species of *Pseudopus* (Squamata, Anguillidae) from the early Miocene of Northwest Bohemia (Czech Republic). *Journal of Vertebrate Paleontology*, 4, 854 – 866.
- KOLÁŘ Filip, MATĚJŮ J, LUČANOVÁ M., CHLUMSKÁ Z., ČERNÁ K., PRACH J., BALÁŽ V. & FALTEISEK L., 2012: Ochrana přírody z pohledu biologa: proč a jak chránit českou přírodu. 1. vyd. v českém jazyce. Praha: *Dokořán*. ISBN 978-80-7363-414-8.
- KONUPKA Petr, 2006: Ochrana obojživelníků v zemědělsko-lesní krajině Veřovických vrchů. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno.
- KONVIČKA Martin, ČÍŽEK L. & BENEŠ J., 2005: Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Olomouc: *Sagittaria*. ISBN 80-239-6590-5.
- KONVIČKA Martin, ČÍŽEK L. & BENEŠ J., 2006: Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. 2. vyd. Olomouc: *Sagittaria*. ISBN 80-239-8801-8.
- KŮROVÁ Jana, 2014: Ke studiu půdní semenné banky. *Živa*, 2, 66-67
- LOŽEK Vojen, 2009: Refugia, migrace a brány II. Ve světle dnešních poznatků. *Živa*, 5, 194-198.
- MALINOVÁ J., 2011: Složení potravy prasete divokého (*Sus scrofa*) v NP Podyjí. Manuscript. Uloženo ČZU Praha, Správa NP Podyjí
- MIKÁTOVÁ Blanka & VLAŠÍN M., 2002: Ochrana obojživelníků. 3., upr. vyd. Brno: *EkoCentrum*, 137 s. Metodika Českého svazu ochránců přírody, č. 1. ISBN 80-902203-9-8.
- MIKÁTOVÁ Blanka & VLAŠÍN M., 2012: Rozšíření a biologie užovky stromové (*Zamenis longissimus*) na území národních parků Podyjí a Thayatal a v jejich blízkém okolí. *Znojmo (Thayensia)*, 9, 51-81.
- MIKÁTOVÁ Blanka; VLAŠÍN M. & ZAVADIL V., 2001: Atlas rozšíření plazů v České republice: Atlas of the distribution of reptiles in the Czech Republic. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. ISBN 80-860-6450-6.

- MIKÁTOVÁ Blanka, ROTH P. & VLAŠÍN M., 1995: Ochrana plazů. 1. vyd. Praha: *Ministerstvo životního prostředí České republiky*. ISBN 80-853-6879-X.
- MIKLÍN Jan, GAJDOŠOVÁ K. & ČÍŽEK L., 2016 (v přípravě): Změny krajinného krytu na území Národního parku Podyjí mezi lety 1938 a 2014, Česká republika.
- MORAVEC Jiří, 1999: Obojživelníci, plazi: želvy, krokodýli, haterie, ještěři, dvouplazi, hadi, ocasatí, červoři, žáby. 1. vyd. Praha: *Albatros*, 183 s. ISBN 80-000-0719-3.
- MUSILOVÁ Radka, 2011: Ekologie a status užovky stromové (*Zamenis longissimus*) v severozápadních Čechách. Praha, Autoreferát disertační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze.
- NEČAS Petr, MODRÝ D. & ZAVADIL V., 1997: Czech recent and fossil amphibians and reptiles: an atlas and field guide. Frankfurt am Main: Edition Chimaira, 94 s. ISBN 3-930612-11-9.
- PICKETT T. Steward & WHITE P., 1985: The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Orlando, Fla.: *Academic Press*. ISBN 01-255-4520-7.
- PLESNÍK Jan, 2010: Příroda jako proudící mozaika Co přinesly novější poznatky ekosystémové ekologie. *Ochrana přírody*. 3, 27-30.
- PLESNÍK Jan, HANZAL V. & BREJŠKOVÁ L., 2003: Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Red list of threatened species in the Czech Republic. Vertebrates = Die Rote Liste der gefährdeten Arten der Tschechischen Republik. Der Wirbeltiere. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. *Příroda* (Agentura ochrany přírody a krajiny ČR). ISBN 80-860-6433-6.
- PLUMMER V. Michael & FERNER J.W., 2012: Marking Reptiles. In: *California*, s. 143-150. ISBN 9780520952072.
- PUKY Miklós, 2005: Amphibian road kills: a global perspective. *Wildlife Impacts and Conservation Solutions*, (online), 325-338.
- ROČEK Zbyněk, 2002: Historie obratlovců: evoluce, fylogeneze, systém. Vyd. 1. Praha: *Academia*, 512 s., [16] s. barev. obr. příl. ISBN 80-200-0858-6.

- ROLEČEK Jan, 2007: Vegetace subkontinentálních doubrav ve střední a východní Evropě. Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Brno.
- ŘEHOUNEK Jiří, ŘEHOUNKOVÁ K. & PRACH K., 2010: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. 1. vyd. České Budějovice: *Calla*. ISBN 978-80-87267-09-7.
- SÁDLO Jiří, 2005: Krajina a revoluce: významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny Českých zemí. Vyd. 1. Praha: *Malá Skála*. ISBN 80-867-7602-6.
- SCHMITT Thomas & VARGA Z., 2012: Extra-Mediterranean refugia: The rule and not the exception? *Frontiers in Zoology*. 2012, 9(1), 22-44.
- SPRÁVA NÁRODNÍHO PARKU PODYJÍ [online]. [cit. 2016-04-13]. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/>
- STEWART R. John & LISTER M.A., 2001: Cryptic northern refugia and the origins of the modern biota. *Trends in Ecology*, 16(11), 608-613.
- SVOBODA Miroslav, 2007: Efekt disturbancí na dynamiku horského lesa s převahou smrku. *Fakulta lesnická a dřevařská ČZU*, Praha, 105-108,.
- ŠEBEK Pavel., BACE R., BARTOŠ M., BENEŠ J., CHLUMSKÁ Z., DOLEŽAL J., DVORSKÝ M., KOVÁŘ J., MACHAC O., MIKÁTOVÁ B., PERLÍK M., PLÁTEK M., POLÁKOVÁ S., ŠKORPÍK M., STEJSKAL R., SVOBODA M., TRNKA F., VLAŠÍN M., ZAPLETAL M. & ČÍŽEK L., 2015: Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 358, 80-89.
- ŠKORPÍK Martin, 2015: Co může přinést a způsobit bezzásahový režim v NP Podýjí? *Fórum ochrany přírody*, 4, 17-23.
- VERA F.W., 2000: *Maria. Grazing ecology and forest history*. Wallingford: *CABI Publishing*. ISBN 08-519-9442-3.
- VLAŠÍN Mojmir & MIKÁTOVÁ B., 2015: Terénní výzkum plazů dostává ustálenou podobu. *Zooreport magazín pro přátele Zoo Brno*, (online).

- VLAŠÍN Mojmir & MIKÁTOVÁ B., 2007: Metodika sledování výskytu plazů v České republice. Vyd. 1. Brno: ZO ČSOP Veronica. Metodika (Český svaz ochránců přírody). ISBN 978-80-254-1344-9.
- VOJAR Jiří, 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana: doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. 1. vyd. Louny: Český svaz ochránců přírody, ZO Hasina Louny. ISBN 978-80-254-0811-7.
- VOSKA Václav, 2013: Vliv vojenské činnosti na výskyt a chování plazů a obojživelníků v oblasti VVP Brdy. Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita. České Budějovice.
- VOŽENÍLEK Petr 2000: Ty zmije. Praha: Ministerstvo životního prostředí. ISBN 80-721-2156-1.
- VRŠKA Tomáš 2016: Trochu informačního světla do temnoty bezzásahovosti. *Fórum ochrany přírody*, 1, 10-13.
- Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny [online]. [cit. 2016-04-14]. Dostupné z:
http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/58170589E7DC0591C125654B004E91C1/%24file/Z%20114_1992.pdf
- ZAVADIL Vít, SÁDLO J. & VOJAR J., 2011: Biotopy našich obojživelníků a jejich management: metodika AOPK ČR. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. ISBN 978-80-87457-18-4.