

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

**Vliv změn krajinného krytu v NP Podyjí na výskyt světlomilných
organismů**

Magisterská práce

Jan Kadlec

Školitel: Mgr. Lukáš Čížek, Ph.D.

České Budějovice 2020

MAGISTERSKÁ DIPLOMOVÁ PRÁCE

Kadlec, J. (2020) **Vliv změn krajinného krytu v NP Podyjí na výskyt světlomilných organismů.** (The effect of land cover changes on the occurrence of model organisms in the Podyjí National Park., M.Sc. Thesis, in Czech) – 71 pp. Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

In this thesis, I examined the effect of past (1938) and present (2014) land use/land cover on distribution of five threatened taxa and three ecological groups of threatened plants in the Podyjí National Park. The effect of past and present levels of canopy closure varied among the model organisms that mostly inhabit open and semi-open habitats. The extent of such habitats in the park is decreasing and rather low compared to the extent of closed forest. The distribution of the studied taxa of high conservation value is mostly concentrated in the river canyon. The new zonation of the park, however, allows for active conservation management measures mostly along the park edges, while the hands-off approach prevails in the river canyon. Further increase of canopy closure in the park and specifically in the river canyon may thus increase extinction risk of light demanding taxa, including target species of the park.

Prohlašuji, že svoji magisterskou práci jsem vypracoval 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 magisterské práce, a to v nezkrácené podobě 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

.....

Podpis

PODĚKOVÁNÍ:

Děkuji všem lidem, bez jejichž pomoci a podpory bych tuto práci nevytvořil.

Za nezměrnou pomoc a trpělivost bych chtěl poděkovat především mému školiteli Mgr. L. Čížkovi Ph.D.. Za odbornou pomoc při statistických analýzách bych chtěl poděkovat RNDr.P. Šebkovi Ph.D., RNDr. J. Miklínovi, Ph.D. a ostatním členům laboratoře ekologie lesa Entomologického ústavu BC AVČR. Dále bych chtěl poděkovat Studentské Grantové Agentuře (SGA) PřF JU za financování mého projektu a Správě národního parku Podyjí, zejména Mgr. Zdeňku Mačátovi, Ph.D. a Ing. Martinu Škorpíkovi, za spolupráci na tomto projektu. A v neposlední řadě bych chtěl poděkovat za podporu mojí rodině a snoubence Oldřišce.

Obsah

1. Úvod.....	1
1.1 Úbytek biodiverzity.....	1
1.2 Světlé lesy.....	2
1.2.1 Postglaciální vývoj evropských lesů.....	3
1.2.2 Tradiční lesní hospodaření.....	5
1.2.3 Úbytek světlých lesů a jeho vliv na světlinové druhy.....	7
1.2.4 Změny krajiny a biodiverzita národního parku Podyjí.....	9
1.3 Cíle práce a hypotézy.....	10
2. Metodika.....	12
2.1 Modelové organismy: charakteristika a použitá data.....	12
2.1.1. Tesařík obrovský (<i>Cerambyx cerdo</i> , Linnaeus, 1758).....	12
2.1.2. Užovka stromová (<i>Zamenis longissimus</i> , Laurenti, 1768).....	14
2.1.3. Jasoň dymnivkový (<i>Parnassius mnemosyne</i> , Linnaeus, 1758).....	15
2.1.4. Jeřáby podrodu <i>Aria</i> (<i>Sorbus</i> subg. <i>Aria</i>).....	17
2.1.5. Křivatec český pravý (<i>Gagea bohemica bohemica</i> , (Zauschn.) Schult. et Schult. f.)	18
2.1.6. Ochranařsky významné druhy rostlin.....	19
2.2 Zkoumané území.....	20
2.2.1 Charakteristika území.....	20
2.2.3 Ochrana a management území.....	22
2.3 Práce s mapovými vrstvami v programu ArcMap.....	25
2.4 Analýza vlivu změn LU/LC na pravděpodobnost výskytu modelových organismů.....	30
3. Výsledky.....	32
3.1 Výskyt modelových organismů v polygonech mapových vrstev.....	32
3.2 Vliv LU/LC na výskyt modelových organismů.....	36

3.3. Porovnání výskytu modelových organismů se zonací NP Podyjí.....	39
4. Diskuze.....	42
5. Závěr.....	46
6. Použitá literatura	47
7. Přílohy	66

1. Úvod

1.1 Úbytek biodiverzity

Od 20. století dochází k rapidnímu úbytku biodiverzity, který by mohl naznačovat příchod dalšího masového vymírání (Diamond, 1989; Pimm *et al.*, 1995; May & Tregonning, 1998; Thomas *et al.*, 2004). Například v Británii během 40 let ubylo 38 % druhů rostlin, 54 % původních druhů ptáků a 71 % motýlích druhů. U motýlů byl pokles diverzity znatelně vyšší než u ostatních sledovaných skupin (Thomas *et al.*, 2004). V západní a střední Evropě je celkově ohrožených 13 % druhů rostlin, hub a živočichů, z toho 58 % endemických (Brooks *et al.*, 2016). Na území České republiky je pak v červených seznamech mimo jiné uváděno 127 vyhynulých a 1184 ohrožených druhů cévnatých rostlin, 175 ohrožených a 22 vymřelých obratlovců a 4342 ohrožených a 596 vymřelých druhů hmyzu (Chobot & Němec, 2017; Grulich & Chobot, 2017; Hejda, Farkač & Chobot, 2017). Úbytek biodiverzity bývá přičítán nadměrnému lovu, změně klimatu, patogenům, invazním druhům, a především ztrátě přírodních stanovišť v důsledku lidské činnosti, jako je znečištění, industrializace, intenzifikace zemědělství a urbanizace krajiny (Brook, Sodhi & Peter, 2003; Maxwell *et al.*, 2016; Dudley & Alexander, 2017; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Úbytek biodiverzity pak má dopad na funkci ekosystémů, jako je dekompozice, cykly dusíku a uhlíku, zadržování živin, nebo opylování (Cardinale *et al.*, 2012; Dirzo *et al.*, 2014).

V průběhu minulých dvou století došlo v Evropě ke změnám hospodaření, které zásadně ovlivnily podobu krajiny. Zvýšila se rozloha orné půdy a také lesů, klesla pokryvnost trvalých travních ploch (pastviny, louky), ubylo rozptýlené vegetace a různých přechodových kategorií (Thomas, 1998; Bürgi, 1999; Piussi, 2000; Devi *et al.*, 2008; Szabó, 2013; Miklín, Miklínová & Čížek, 2016). Zároveň došlo k celkové homogenizaci krajiny, jejíž příčinou je intenzifikace hospodaření spojená s opuštěním tradičních forem hospodaření a opuštěním pozemků, které se intenzivně obhospodařovat nevyplatí. Právě to umožnilo expanzi lesů, které na území České republiky v roce 1790 pokrývaly 25% rozlohy, zatímco v roce 2018 již 34,1 % (lesnatost se tedy zvýšila o 36,4 %, ÚHUL, 2020; Ministerstvo zemědělství, 2019). Zároveň lesnictví opustilo dříve běžné praktiky jako vypalování, lesní pastvu a výmladkové hospodaření a zaměřilo se na produkci průmyslově zpracovatelného dříví (Forman & Gordon, 1986;

Ellenberg, 1988; Stoate *et al.*, 2001; Whitfield *et al.* 2002). Vysoké lesy s plným zápojem korun se proto rozšířily na úkor prakticky všech dříve běžných tvarů lesa.

Spolu s nárůstem rozlohy lesů však došlo k úbytku biodiverzity v lesích (Bergman, 2001; Nieto & Alexander, 2010). Ten byl vysvětlován vyšší intenzitou moderního lesnictví (Agnoletti, 2007), což vedlo k zvýšení počtu lesních ploch chráněných před intenzivním hospodařením (Winter, 2012). K poklesu biodiverzity ale dochází i na územích, která jsou chráněna před intenzivním lesnictvím, a jeho hlavním důvodem je spíše změna struktury habitatů a snížení krajinné heterogenity, nežli přímo intenzita hospodaření (Rackham, 2003; Hallmann *et al.*, 2017; Miklín *et al.*, 2018).

Druhová rozmanitost nevychází z neměnného stavu, ale z různě silných a dynamických disturbančních a následně sukcesních procesů, které zajišťují prostorovou a věkovou heterogenitu a konektivitu vegetace původních biotopů (Chapin *et al.*, 2002; Jentsch, Beierkuhnlein & White, 2002; Bengtsson *et al.*, 2003, Wilcox *et al.*, 2006; Kulakowski *et al.*, 2017; Hilmers *et al.*, 2018). Většina současných druhů rostlin a živočichů Evropy existovala již v předholocenním období (Mouton, *et al.*, 2012; Peňa *et al.*, 2015; Drag *et al.*, 2018) a mnoho z nich bez disturbanční dynamiky nemůže existovat (Šebek *et al.*, 2015). Přírozené disturbance (vítr, voda, oheň, velcí herbivorní savci) byly lidskou činností, zejména tradičním hospodařením (lesní pastva, vypalování, výmladkové hospodaření), do jisté míry nahrazeny nebo doplněny (Vera, 2000; Sandom *et al.*, 2014; Šebek *et al.*, 2015; Feurdean *et al.*, 2018). Některé typy stanovišť, které by bez lidských zásahů nevznikly (lomy, povrchové doly) hostí druhy, které existovaly pouze díky původním disturbancím (Tropek *et al.*, 2010; Bonari, *et al.*, 2017).

1.2 Světlé lesy

Jako světlé lesy lze označit stanoviště s různě roztroušenými soliterními stromy a porosty dřevin s řidším korunovým zápojem, které dovolují větší světelnou expozici podrostu. Jde tedy o velmi širokou škálu typů vegetace sahající od louky se soliterními stromy, xerothermní lesostepi, parku, sadu, zahrady, až k lesu s řídkým korunovým zápojem dřevin. Světlé lesy hostí druhy rostlin a živočichů jak bezlesí, tak lesů, včetně organismů specializovaných na světlé lesy (Konvička, Čížek & Beneš, 2006; Čížek *et al.*, 2016), patří proto k biologicky nejbohatším stanovištím mírného pásu (Mabry *et al.*, 2010; Chytrý *et al.*, 2012; Šebek *et al.*, 2015; Šebek *et*

al., 2016), na které jsou vázána specifická a v mnoha případech vzácná a ohrožená společenstva rostlin a živočichů holarktické zoogeografické oblasti (Rackham, 1998; Bengston *et al.*, 2000; Ranius & Jansson, 2000; Bergman, 2001).

Světlé lesy jsou dnes v Evropě poměrně vzácným typem stanovišť a jejich rozloha neustále klesá (Kirby & Watkins, 1998; Szabó, 2010; Miklín & Čížek, 2014). Charakter světlých lesů je pak zachován na místech se zachovaným nebo náhradním disturbančním režimem, jako jsou obory, vojenské prostory, zámecké parky, extenzivní sady, aleje, hráze rybníků nebo chráněná území (Vrba *et al.*, 2012; Čížek *et al.*, 2016).

1.2.1 Postglaciální vývoj evropských lesů

Během poslední doby ledové měla většina nižších poloh střední Evropy ráz chladné a suché stepi s kontinentálním klimatem, nízkým úhrnem srážek a s velkými teplotními rozdíly mezi sezónami (Ložek, 1973). Raný holocén měl spíše kontinentální klima s velmi teplými léty a s nízkým úhrnem srážek (Berger & Loutre, 1991). Vegetace tundry z období dryasu (11000–8300 př. n. l.) je nahrazena vegetací tajgy s majoritním zastoupením břízy a borovice v období preboreálu (8300–7700 př. n. l.). V boreálu se postupně rozšiřuje smrk (7700–6000 př. n. l.) (Huntley, 1990). Díky teplejšímu a vlhčímu klimatu v období atlantiku se značně zvyšuje poměr zalesněné krajiny oproti bezlesí (Ložek, 1973; Huntley, 1990). Hlavní lesní zóny Evropy, jako jsou střeoevropské listnaté lesy, středomořské tvrdolisté lesy, severní boreální smíšené lesy nebo jehličnaté lesy, dosáhly v pozdním atlantiku (6 500 př. n. l.) své největší rozlohy (Ložek, 1973; Huntley, 1990; Kirby & Watkins, 2015).

Rozloha, podoba a míra zápoje lesů v posglaciální Evropě je předmětem diskusí (Mitchell, 2005; Kreuz, 2008). Na jedné straně existují teorie o souvislých zapojených lesích (Iversen, 1960) a otevřených lesích na straně druhé (Vera, 1997; Bengtsson *et al.*, 2000; Vera, 2000). O přítomnosti řidších lesů, popřípadě lesostepí v nížinných lesích střední Evropy raného holocénu, svědčí majoritní zastoupení pylových zrn dubu (*Quercus*) a lísky (*Corylus*) v sedimentu (Huntley, 1990; Vera, 1997). Oba tyto druhy dřevin jsou světlomilné a v zapojeném lese jen obtížně zmlazují (Mitchell & Cole, 1998; Paluch & Bartkovicz, 2004).

Jednou z možných klíčových disturbancí byli velcí herbivorní savci, například pratuři, zubři, losi, koně, divoká prasata. Tito spásači, alespoň v některých oblastech, udržovali otevřený ráz lesů a jemnozrnnou mozaiku (Van Wieren, 1995; Bunzel-Drüke *et al.*, 1999; Vera, 2000;

Konvička, Čížek & Beneš, 2005). Vera (2000) navrhl hypotézu pastevní savany, kdy velcí spásací nedovolili houstnutí lesa a jejich tlaku odolávali trnité keře, například jalovec, trnka nebo hloh. Dřeviny jako dub, líska, třešeň mohly v těchto křovinách zmlazovat. Když vyrostly, tak keře ustoupily a nahradila je stínomilnější vegetace, která se postupně rozrůstala do prostoru. Po disturbanci, například polomu nebo požáru opět přišli spásací a usměrnili houstnoucí les. Krajinu střední Evropy tedy mohla tvořit neustále se měnící mozaika otevřených trávníků, často se soliterními stromy, a různě zapojených lesů. Tato hypotéza má však svá úskalí. V geografickém kontextu je tato teorie situovaná na oblast severně od Alp. Přítomnost velkých spásáčů by byla provázána větším výskytem koprofágních brouků, kteří jsou však přítomni až v mladších sedimentech (5000 př.n.l.), kdy se již rozvíjelo zemědělství (Whitehouse & Smith, 2010; Whitehouse & Smith, 2004). Dalším protiargumentem Verovy hypotézy je přítomnost dubových a lískových lesů v holocénním Irsku, kde nebyli velcí turovití (Mitchell, 2005). Vliv velkých spásáčů na podobu lesa tedy mohl být omezen spíše na nížinné oblasti Evropy (Whitehouse & Smith, 2010), případně mohli herbivorní savci působit jako doplněk jiných disturbancí (povodně, polomy, vývraty, požáry), které udržovaly otevřený ráz krajiny (Bengtsson *et al.*, 2000; Adámek *et al.*, 2015; Bobek *et al.*, 2019).

V současné době je velmi diskutovaným faktorem oheň, jehož role je dobře doložena v boreálních a středomořských lesních ekosystémech, kde udržoval otevřené lesy a bezlesí (Pausas & Vallejo, 1999; Flannigan, *et al.*, 2000; Niklasson & Granström, 2000; Niklasson *et al.*, 2010; Bobek *et al.*, 2019). Požáry vytvářejí mozaiku různě narušených otevřených nebo částečně otevřených ploch, kdy faktory, jako rychlost a směr větru, vlhkost půdy, orientace svahu, typ vegetace, a s nimi spojená frekvence a velikost požáru, často vedou k odlišnému výsledku (Angelstam, 1998; Adámek *et al.*, 2016; Sedláček & Marhoul, 2016). Duby a borovice jsou dřeviny odolné vůči ohni, tzv. pyrofyty, a biomasa tvořená dubovými listy nebo borovým jehličím díky přítomnosti silic velice dobře hoří (Angelstam, 1998; Ziobro *et al.*, 2016). Požárová dynamika měla nejspíše vliv na jejich výskyt na místech se silnější konkurencí jiných dřevin nebo rozvolněnost jejich vegetace na suchých erodovaných stanovištích (Gromstev, 2002; Adámek *et al.*, 2015; Adámek *et al.*, 2016). Například porost studovaný v polském Bělověžském pralese byl v první polovině 17. století zasažen požáry každých šest let (Niklasson *et al.*, 2010). Dalším příkladem jsou bory v NP České Švýcarsko, kde se starší porosty borovice lesní vyskytují díky požárům i na místech s hlubším půdním profilem (Adámek *et al.*, 2015;

Adámek *et al.*, 2016). Oheň také ovlivňuje fyzikální, chemické a biologické půdní vlastnosti, jako je dostupnost živin, kdy vypalování podrostu uvolňuje dusík z biomasy a vzniklý popel je odvanut nebo odplaven (Hubbard *et al.*, 2004; Certini, 2005; Niemeyer *et al.*, 2005). Na požárovou dynamiku jsou přizpůsobeny některé raně sukcesní rostliny osidlující ohněm otevřené plochy (Adámek *et al.*, 2016).

Většina ekosystémů mírného pásu závislá na pastvě nebo ohni ztratila svou ekologickou integritu, když člověk tyto klíčové faktory postupně eliminoval (Johnson, 2009; Galetti *et al.*, 2018).

1.2.2 Tradiční lesní hospodaření

Člověk ovlivňuje tvář evropské krajiny odedávna (Kirby & Watkins, 1998; Rackham, 2003; Kirby & Watkins, 2015). Již ve středověku byla většina nížinných oblastí do jisté míry lidskou činností ovlivněna (Haneca & Beeckman, 2005; Szabó, 2009), do 17. století pak byly významněji osídleny a přeměněny i výše položené a méně úrodné oblasti (Sádlo, 2005). Podoba lesů pak byla ovlivněna různými způsoby lesního hospodaření, mezi které patří například vypalování, lesní pastva, hrabání lesního opadu a výmladkové hospodaření (Ellenberg, 1988; Evans, 1992; Rackham, 1998; Kirby & Watkins, 1998; Rackham, 2003; Sádlo, 2005).

Oheň byl člověkem využíván k lovu, úpravě ploch pro pěstování plodin a manipulaci druhové skladby dřevin (Caseldine & Halton, 1993; Rackham, 1998; Szabó, 2009). Zvěř mohla být pomocí ohně naháněna nebo se pásla na zmlazující vegetaci (Innes & Blackford, 2003; Salavert *et al.*, 2014; Pokorný, 2019). Z nálezů uhlíků v sedimentech vyplývá, že řízené vypalování a zejména tzv. žďáření bylo velmi častou praktikou (Sádlo, 2005).

Lesní pastva byla běžným způsobem hospodaření, jelikož zároveň zajistila potravu pro hospodářská zvířata, produkci dřeva i jiných produktů (Rackham, 1998; Hartel *et al.*, 2013), a také patřila k hlavním faktorům ovlivňující dynamiku a ráz lesních ekosystémů (Ellenberg, 1988; Kirby & Watkins, 1998; Rackham, 2003; Kirby & Watkins, 2015). Pastviny měly často podobu různorodé mozaiky travnatých stanovišť s různě roztroušenými nebo solitérními stromy, zejména duby, a křovinami (Rackham, 1998; Rackham, 2003; Konvička, Čížek & Beneš, 2006; Hartel *et al.*, 2013). Pastva zřejmě byla často kombinována s vypalováním, jelikož oheň pomáhal udržovat otevřený ráz pastvin a zbavoval je stařiny (Rozmara, 1877; Rackham, 1998; Montiel & Kraus, 2010).

Běžné bylo rovněž výmladkové hospodaření, tedy pravidelné ořezávání stromů, kdy je k maximalizaci výtěžnosti dřeva nebo letniny využíváno rychlé regenerace pomocí výmladků. (Evans, 1992; Fuller & Warren, 1993; Rackham, 1998; Siitonen & Ranius, 2015). Ořez indukoval vznik mikrostanovišť, jako jsou dutiny, dřevokazné houby nebo obnažené dřevo, klíčových pro saproxylické organismy (Šebek *et al.*, 2013). Těžba dřeva v pastevních lesích byla řešena různě, podle tradice a typu lesa. K běžným praktikám patřilo pařezení, tedy pravidelné mýcení stromů, které se obnovují výmladky (Fuller & Warren, 1993; Rackham, 2003; Szabó, 2009; Müllerová, Hédl & Szabó, 2015).

Pařeziny složené pouze z jedné etáže, u kterých je využíváno výmladnosti z kořenů, se nazývají výmladkové nebo také nízké (jednoetážové) lesy (Fuller & Warren, 1993; Simon & Vacek, 2008). Lesy, kde byly ponechány jednotlivé stromy často generativního původu, tzv. výstavky, se nazývají sdružené nebo také střední lesy (Evans, 1992; Fuller & Warren, 1993). Interval obmytí spodní etáže se různí od 5 až 50 let. Jeho délka závisí na úživnosti půdy, účelu zpracování dřeva, druhu a stáří dřevin (Fuller & Warren, 1993). Kratší obmytí umožňovalo produkci palivového dřeva a kulatina byla získávána těžbou výstavků (Fuller & Warren, 1993). Výmladkové porosty mohou vznikat i bez lidského zásahu působením ohně (Rozmara, 1877).

Mezi další formy tradičního hospodaření patří například hrabání lesního opadu a jeho používání jako steliva (Bürgi & Gimmi, 2007). Časté narušování humusové vrstvy vedlo k zvýšení acidity, snížení produktivity a úživnosti stanovišť (Thomas, 1998; Bürgi, 1999; Szabó, 2013; Vild, Kalwij & Hédl, 2015). Přispívalo tak k prosvětlování lesů a změnám složení vegetace (Ellenberg, 1988; Dzwonko & Gawronski, 2002; Vild, Kalwij & Hédl, 2015).

Zásadní změny v lesním hospodaření v Evropě probíhají zhruba od 18. století a byly způsobeny nástupem průmyslové revoluce, která přinesla větší poptávku po surovinách, včetně průmyslově zpracovatelného dřeva (Thomas, 1998; Bürgi, 1999; Szabó, 2013; Savill, 2015). Pastevní lesy byly převáděny na bloky orné půdy nebo vysoké lesy, kdy původní stromy byly často odstraňovány a nahrazeny smrkem nebo dalšími jehličnany (Bürgi, 1999; Vera, 2000; Szabó, 2013; Hartel & Plieninger, 2014; Savill, 2015). Pařeziny byly buď ponechávány růstu (předrženy) a často převáděny na tzv. nepravou kmenovinu, nebo mýceny a nahrazeny novou výsadbou dřevin (Rozmara, 1876; Konvička, Čížek & Beneš, 2006; Lenoč, 2014). Omezení až zákaz využití ohně, lesní pastvy, hrabání steliva spolu s atmosférickou depozicí dusíku vedly

ke zvýšení úživnosti lesních půd (Thomas, 1998; Bürgi, 1999; Hubbard *et al.*, 2004; Niemeyer *et al.*, 2005; Szabó, 2013; Vild, Kalwij & Hédli, 2015).

1.2.3 Úbytek světlých lesů a jeho vliv na světlinové druhy

Upouštění tradičního hospodaření a následná homogenizace a zarůstání světlých lesů probíhalo poměrně rychle. Například Bürgi (1999) uvádí že výmladkové lesy v roce 1820 tvořily 30 % nížinných lesů ve Švýcarsku a v roce 1985 již méně než 15 %. Na území České republiky pak světlé lesy, především ve formě nízkých a středních lesů, byly hojné na území jižní Moravy, kde měly nejspíš stabilní podobu od 14. až do 20. století, kdy mezi 20. až 40. lety došlo k jejich rapidnímu úbytku a převodu na zapojenější lesy (Müllerová, Szabó & Hédli, 2014). Například Miklín & Čížek (2016) dokládají 75 % úbytek světlých lesů mezi roky 1938 a 2014 na devíti lokalitách jižní Moravy. Původní rozloha a úbytek pastevních lesů na území České republiky nejsou přesně známy. Rozloha pastevních lesů je dnes mizivá, nachází se prakticky jen v oborách (Konvička, Čížek & Beneš, 2006). Plieninger *et al.* (2015) udává, že rozloha pastevních lesů u nás je 857 km², z toho je 86 km² extenzivních sadů, 457 km² pastvin s roztroušenými stromy a 314 km² pastvin v otevřených lesích. Tato čísla vycházejí z databáze projektu LUCAS (Eurostat, 2020) a zdají se přinejmenším výrazně nadsazená.

Pařezinové hospodaření vyhovuje mnoha rostlinám a živočichům raně sukcesních stádií lesa (Thomas, 1998; Müllerová, Hédli & Szabó, 2015). Například světlinové druhy motýlu preferují plochy staré 2 až 3 roky po obmytí, což je spojeno s výskytem živných rostlin housenek, a diverzita ptáků kulminuje okolo 5 až 7 roku (Fuller & Henderson, 1992; Warren & Thomas, 1992; Fuller & Warren, 1993). V důsledku změn struktury lesa byla společenstva původně světlomilných oligotrofních druhů nahrazena generalisty snázejícími stinné a vlhčí podmínky (Beneš *et al.*, 2006; Hédli, Kopecký & Komárek, 2010; Kopecký, Hédli & Szabó, 2013; Saniga *et al.*, 2014). Dříve běžné druhy živočichů vázané na světlé fáze lesa jsou dnes ohrožené, některé i lokálně vymřelé (Bergman, 2001; Nieto & Alexander, 2010; Beneš *et al.*, 2006; Spitzer *et al.*, 2008; Seibold *et al.*, 2015). Například mnoho druhů motýlů přežívá za nepříliš vhodných podmínek v ekotonech na lesních okrajích (Konvička & Kuras, 1999; Valimaki & Itamies, 2005; Konvička, Čížek & Beneš., 2006). Ze světlinových druhů rostlin pak přežily především ty druhy, které se dobře šíří (Hédli *et al.*, 2011).

Jedním z aspektů světlých lesů, především lesních pastvin, a klíčovou složkou udržující biodiverzitu jsou solitérní, často staré stromy, které nabízejí celou škálu mikrostanovišť, jako osluněné odumírající větve, obnažené dřevo, dřevokazné houby a dutiny (Lindenmayer, Laurance & Franklin, 2012; Siitonen & Ranius, 2015; Šebek *et al.*, 2016). Ve střední Evropě hrají tuto roli hlavně staré duby (*Quercus*) (Ranius & Jansson, 2000; Ranius, 2002; Whitehouse & Smith, 2010). Ty hostí množství organismů, jimž dominují brouci (25 %) vázaní na různé typy dřeva mrtvých nebo odumírajících stromů (Speight, 1989; Stokland *et al.*, 2012). Staré stromy, zejména duby (*Quercus*) potřebují růst mimo plný zápoj korun (Miklín *et al.*, 2018; Scharnweber *et al.*, 2019). V současnosti však těchto volně rostoucích dubů ubývá kvůli expanzi zapojeného lesa (Bengston, *et al.*, 2000; Miklín *et al.*, 2018), a odstraňování solitérních stromů z hospodářsky využívaných ploch (Rackham, 1998; Vera, 2000). Organismy na ně vázané jsou proto často ohroženy, například páchník hnědý (*Osmoderma barnabita*), roháč obecný (*Lucanus cervus*), tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*), kovařík fialový (*Limoniscus violaceus*), krasec dubový (*Eurythyrea quercus*) (Davies *et al.*, 2008; Miklín & Čížek, 2014; Šebek *et al.*, 2016; Hejda *et al.*, 2017).

Mnoho ohrožených druhů rostlin a hub vázaných na světlé lesy přežívá v posledních refugiiích nebo za suboptimálních podmínek v ekotonech. Z vyšších cévnatých rostlin jsou to například zvonovec liliolistý, lýkovec vonný, střevičník pantoflíček (*Cypripedium calceolus*), vstavač nachový a vstavač bledý (Konvička, Čížek & Beneš, 2006; Grulich & Chobot, 2017). Ohroženými světlinovými houbami jsou například hřib Fechtnerův (*Butyriboletus fechtneri*), hřib moravský (*Aureoboletus moravicus*), mochromůrka císařská (*Amanita caesarea*) nebo lanýž letní (*Tuber aestivum*) (Kotlaba, 1995; Holec, 2000). Úbytek světlých lesů postihl i obratlovce, zejména ptáky jako například tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*), jeřábka lesního (*Bonasa bonasia*), dudka chocholatého (*Upupa epops*) a lelka lesního (*Caprimulgus euopaneus*) (Hudec & Šťastný, 2005a,b; Chobot & Němec, 2017).

Problém úbytku světlých lesů se týká i chráněných území, kde je míra jejich úbytku podobná jako ve volné krajině (Miklín & Čížek, 2014; Miklín & Čížek, 2016; Miklín, Miklínová & Čížek, 2016). Tradiční ochrana přírody často považuje lidmi ovlivněné ekosystémy za pozměněné a poškozené. Cestou k „nápravě“ je pak vyloučení nebo minimalizace vlivu člověka na přírodu, nejčastěji formou tzv. bezzásahového přístupu (Bengtsson *et al.*, 2000; Vrška *et al.*, 2006; Schultze *et al.*, 2014), tedy ponechání vlivu pouze přírodních procesů, tj. sukcesních a

disturbančních vlivů bez zásahů člověka. Tento přístup však bez adekvátního režimu disturbancí, například bez velkých zvířat a ohně, a zejména na malých rozlohách znamená téměř nerušenou spontánní sukcesí vedoucí ke zvýšení korunového zápoje (Schultze *et al.*, 2014). V České republice je v současné době 8 900 ha lesů v bezzásahovém režimu (Ministerstvo zemědělství, 2019).

1.2.4 Změny krajiny a biodiverzita národního parku Podyjí

Výše uvedené změny hospodaření a krajinného krytu významně ovlivnily i podobu národního parku Podyjí (dále NP). Jejich dopad byl na území NP po druhé světové válce umocněn vysídlením původního obyvatelstva a vznikem “železné opony“, tedy faktickým opuštěním většiny forem hospodaření (Štěpánek, 1992; Boucníková & Kučera, 2005; Wittig & Zacharias, 2006; Woodcock *et al.*, 2008, Rašín & Chromý, 2010, Škorpíková *et al.*, 2012; Škorpík, 2020c; Stejskal, 2020a). To na jedné straně přispělo k zachování některých přírodních hodnot NP, na straně druhé vedlo k rychlým změnám krajinného krytu, kdy například stovky hektarů pastvin a pastevních lesů, vedených do poloviny 20. století jako nelesní plochy, byly ponechány sukcesí nebo zalesněny (Správa NP Podyjí, 2020a). Pokryv lesů na území NP vzrostl z 66,7 % v roce 1841 na 88,5 % v roce 2014. Naopak rozloha bezlesí klesla z 33,3 % na 11,5 %. Zároveň došlo k značné homogenizaci vegetace, jen mezi lety 1938 a 2014 výrazně vzrostlo procentuální zastoupení zapojených lesů, a to na úkor ostatních kategorií, zejména otevřených lesů a bezlesí. Otevřené lesy a lesostepi tvořily ve 30. letech minulého století asi 27,7 % v roce 2014 jen 8,6 % z rozlohy NP (Miklín *et al.*, 2016).

Postupné zarůstání a homogenizace krajinného pokryvu vedly k ochuzení bioty bezlesí a světlých lesů. Z území NP vymizelo mnoho nelesních světlinových druhů. Doloženo je vymizení 35 nočních a denních motýlů, jako například jasoň červenooký (*Parnassius apollo*), žluťásek barvoměnný (*Colias myrmidone*) nebo přástevník dubový (*Tyria jacobaeae*). Z toho počtu je pak 10 druhů nezvěstných od založení NP, například bourovec dubový (*Lasiocampa quercus*) (Čížek & Miklín, 2019). Dále na území NP nebo okolí Znojma vymizelo i několik druhů ptáků preferujících světlé lesy jako tetřívka obecná (*Tetrao tetrix*), mandelík hajní (*Coracias garullus*), ůuhák menší (*Lanius minor*) a ůuhák rudohlavý (*Lanius senator*) (Škorpíková *et al.*, 2012).

Navzdory dlouhodobým ztrátám otevřených stanovišť je území NP Podyjí stále jedním z nejvýznamnějších ohnisek biodiverzity světlých lesů, lesostepí a stepí v České republice. Postupující zarůstání NP ale může ohrožovat světlomilné organismy a vést tak k dalšímu ochuzení přírodní rozmanitosti NP. To může být v rozporu s hlavním smyslem jeho existence jako chráněného území, tedy s ochranou přírody ve smyslu zachování biodiverzity (Dudley, Shadie & Stolton, 2013). Některé z těchto organismů jsou navíc zvláště chráněny zákony České republiky nebo Evropské unie, případně patří mezi předměty ochrany NP Podyjí (koniklec velkokvětý (*Pulsatilla grandis*), střevíčník pantoflíček (*Cypripedium calceolus*), tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*), roháč obecný (*Lucanus cervus*) a kovařík fialový (*Limoniscus violaceus*) (Reiterová & Škorpík, 2012), nebo je zachování jejich populací v NP Podyjí klíčové pro jejich existenci globálně (jeřáb kornoutolistý (*Sorbus cucullifera*) a jeřáb podyjský (*S. thayensis*) (Lepší *et al.*, 2015; Lepší & Lepší, 2016). Stále probíhá diskuse o dalším směřování péče o území NP Podyjí (Škorpík, 2015; Vrška, 2016; Čížek & Miklín, 2019), tedy nakolik má být území NP spravováno s ohledem na potřeby biodiverzity, která se v něm aktuálně nachází, nebo zda má být na většině území NP cílem ochrany minimalizace lidských zásahů i za cenu ochuzení jeho přírodní rozmanitosti.

1.3 Cíle práce a hypotézy

Cílem této diplomové práce je přispět do diskuse o směřování NP Podyjí údaji o vlivu krajinného pokryvu území NP a jeho změn na biotu otevřených stanovišť. Pro kvantifikaci změn struktury krajiny používám mapy jednotlivých tříd krajinného krytu NP Podyjí z leteckých snímků z let 1938 a 2014 (Miklín, Miklínová & Čížek, 2016). Biotu otevřených stanovišť zastupují ochránářsky významné nebo pro NP Podyjí typické organismy, pro které existuje dostatek informací o jejich rozšíření na území NP. Jde o tesaříka obrovského (*Cerambyx cerdo*), užovku stromovou (*Zamenis longissimus*), jasoně dymnivkového (*Parnassius mnemosyne*), jeřáby podrodu *Aria* (*Sorbus* subg. *Aria*), křivatec český pravý (*Gagea bohemica bohemica*) a ochránářsky významné druhy rostlin.

Mými specifickými cíli jsou:

- I. Určit vliv současného krajinného krytu na výskyt modelových organismů. Testovat nulovou hypotézu: Přítomnost modelových organismů je nezávislá na kategoriích současného krajinného krytu.
- II. Určit vliv historického krajinného krytu na výskyt modelových organismů (vliv krajinného krytu z roku 1938 nebo interakce mezi 1938 a 2014). Nulová hypotéza: Přítomnost modelových organismů nezávisí na kategoriích krajinného krytu v r. 1938.
- III. Odhadnout, jak změny krajiny ovlivnily rozlohu stanovišť modelových organismů.
- IV. Odhadnout, do jaké míry současná zonace NP Podyjí respektuje rozšíření a potřeby modelových organismů.

2. Metodika

2.1 Modelové organismy: charakteristika a použitá data

Pro účely této práce jsem jako “modelové“ zvolil ty organismy, pro které jsou k dispozici bodová data o jejich rozšíření na území NP od jiných autorů nebo moje vlastní (tesařík obrovský). Většinou jde o druhy významné z ochrannářského nebo vědeckého hlediska pro studované území. Výsledkem je soubor druhů rostlin a živočichů, které převážně preferují otevřená nebo polootevřená stanoviště: tesařík obrovský, užovka stromová, jasoň dymnivkový, jeřáby podrodu *Aria*, křivatec český, a pak ochrannářsky významné druhy rostlin z databáze Správy NP Podyjí.

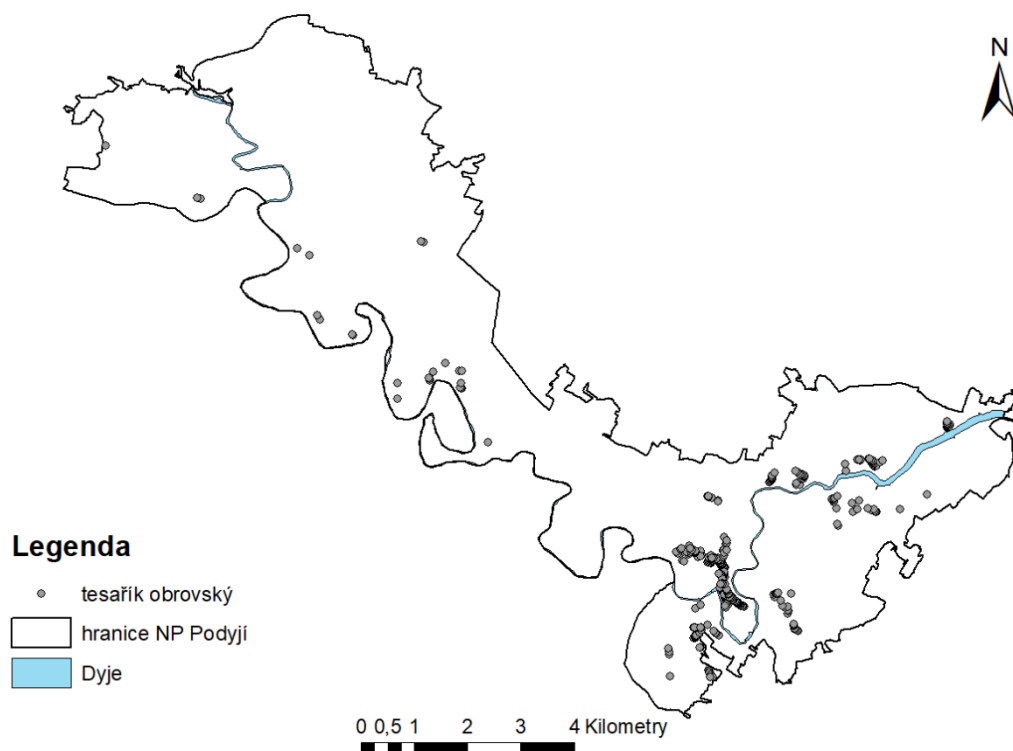
2.1.1. Tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*, Linnaeus, 1758)

Jeden z největších druhů tesaříků (Cerambycidae) střední Evropy. Vyskytuje se na většině území Evropy až po Írán (Sama, 1988; Sláma, 1998; Sama, 2002). Vyvíjí se především v kmenech živých dubů (*Quercus* spp.) (Sláma, 1998; Čížek *et al.*, 2015). Preferuje staré osluněné stromy s větším průměrem kmene (Sláma, 1998; Buse, Schröder & Assmann, 2007). Na svazích kaňonu Dyje v Podyjí běžně využívá i stromy s průměrem kmene kolem 20 cm (Plátek *et al.*, 2019). Jeho přítomnost indikují oválné výletové otvory s průměrem okolo 2 cm. Ty také slouží jako vstupní body specifických organismů, a kvůli tomu je tesařík obrovský považován za „ekosystémového inženýra“ (Buse, Zabransky & Assmann, 2008; Čížek *et al.*, 2015). Dospělci relativně dobře létají a jsou schopni disperze na vzdálenost několika kilometrů (Drag & Čížek, 2018)

Tesařík obrovský ubývá zejména v severní a střední Evropě (Sláma, 1998; Buse, Schröder & Assmann, 2007; Buse, Zabransky & Assmann, 2008). Hlavním důvodem je zřejmě úbytek starých dubů (Buse, Zabransky & Assmann, 2008; Albert *et al.*, 2012). Mezinárodní svaz ochrany přírody (International Union for Conservation of nature, dále IUCN) jej v Evropě považuje za téměř ohrožený taxon (Horák *et al.*, 2010; Nieto & Alexander, 2010), u nás má status ohroženého druhu (Hejda *et al.*, 2017). V Evropské unii je tesařík obrovský přísně chráněným druhem z přílohy II a IV, Směrnice o stanovištích (92/43/EHS). V ČR je zvláště chráněn jako silně ohrožený druh dle vyhláška č. 395/1992 Sb., příloha III.

Na území EVL Podyjí, a tedy i v NP, je tento brouk předmětem ochrany (Reiterová & Škorpík, 2012; Škorpík, 2020a). V NP je považován za běžný druh se stabilní velikostí populace (Reiterová & Škorpík, 2012), bližší informace o jeho početnosti však nejsou k dispozici.

Data o výskytu tesaříka zahrnují 453 bodů. 116 stromů s výletovými otvory zaznamenal v roce 2010 M. Plátek, dalších 337 stromů jsem zaznamenal během mapování v letech 2018 a 2019 (Obr. 1). Při mapování jsem prošel NP Podyjí tak, abych obsáhl co nejvíce polygonů krajinného krytu NP Podyjí (viz níže) a hledal jsem živé duby s výletovými otvory a požerky larev pod kůrou (Obr. 2) a zaznamenával jejich GPS souřadnice.



Obrázek 1. Bodové záznamy stromů s výletovými otvory tesaříka obrovského v NP Podyjí.



Obrázek 2. Typický strom s výletovými otvory tesaříka obrovského v NP Podyjí. Na obrázku můžeme vidět příklad starého dubu s a) výletovým otvorem tesaříka obrovského, b) výletový otvor poškozený činností šplhavců a c) typické požerky larev.

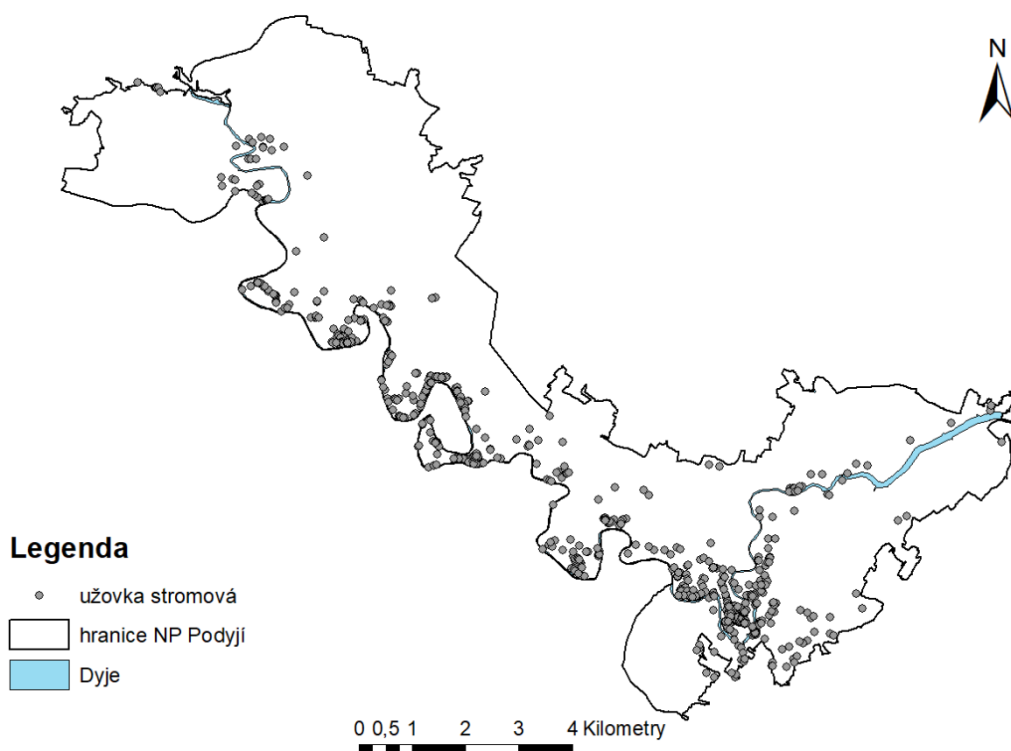
2.1.2. Užovka stromová (*Zamenis longissimus*, Laurenti, 1768)

Náš největší had, vyskytuje se od Španělska po Írán, Českou republikou probíhá severní hranice rozšíření (Zavadil, Musilová & Mikátová, 2008). V našich podmínkách upřednostňuje slunná a teplá stanoviště s bohatě strukturovanou vegetací a dostatkem úkrytů, jako roztroušené křoviny, kamenné zídky, pastviny poblíž otevřených listnatých lesů, využívá i stavby, terasy, vinice, komposty, silniční a železniční násypy, zahrady, zemědělské stavby (Gomille, 2002; Zavadil, Musilová & Mikátová, 2008, Musilová, 2011; Mikátová & Vlašín, 2012). Často je vázána na říční údolí, kde se projevuje údolní fenomén (Gomille, 2002). NP Podyjí obývá 1200-1500 jedinců a jde o největší z našich tří populací. Výskyt je soustředěn na stanovištích lesostepního charakteru ve východní části NP, jeho centrem jsou zídky vinice Šobes, kde žije asi polovina populace (Zavadil, Musilová & Mikátová, 2008).

Hlavními příčinami jejího ohrožení je úbytek vhodných stanovišť, jejich zarůstání a zastínění, zcelování pozemků, modernizace a likvidace hospodářských budov, zpevňování skládaných

zídek a likvidace kompostů (Waitzmann, 1993; Edgar & Bird, 2006; Zavadil, Musilová & Mikátová, 2008). Užovka stromová je druhem, který v zájmu Evropského společenství vyžaduje přísnou ochranu, směrnice 92/43/EHS, příloha IV (The Council of European Communities, 1992). V České republice je dle vyhlášky č. 395/1992 Sb., příloha III, zvláště chráněna jako kriticky ohrožený druh.

Data o výskytu užovky stromové v NP Podyjí (Obr. 3) jsou výsledkem průzkumů Blanky Mikátové a Mojmíra Vlašína mezi lety 2000 až 2011. Jedná se o 1051 záznamů získaných pozorováním a odchytu hadů v terénu nebo pomocí umělých úkrytů. Zaznamenávány byly nálezy živých i mrtvých jedinců a také svleček (Vlašín & Mikátová, 2015).



Obrázek 3. Bodové záznamy Užovky stromové (*Zamenis longissimus*) v NP Podyjí.

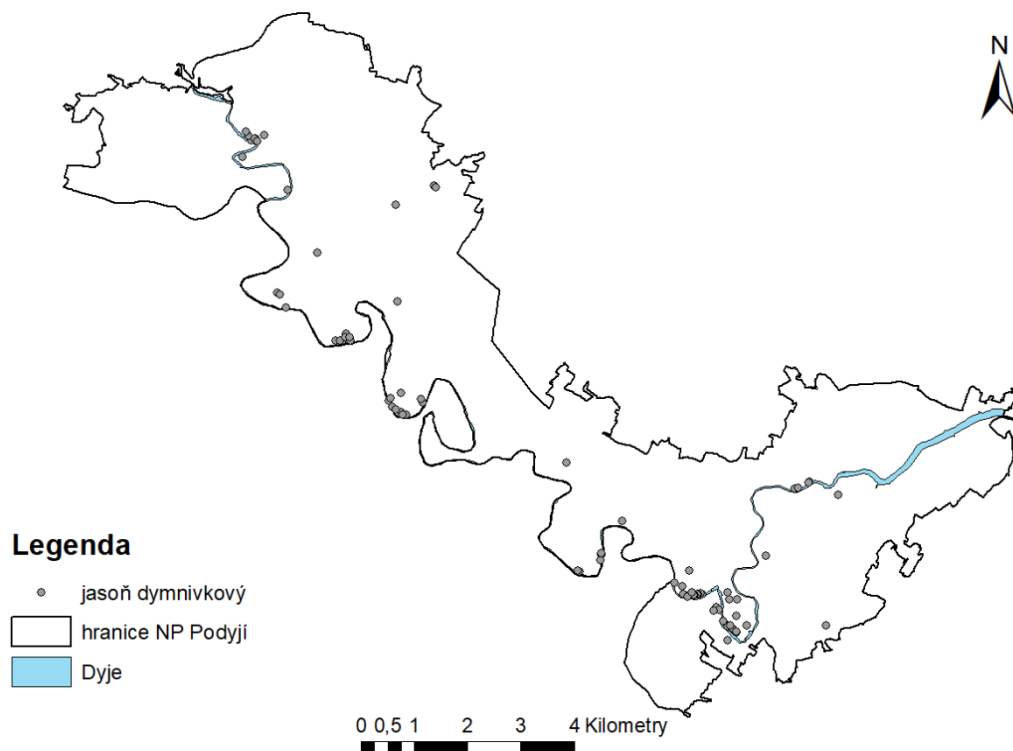
2.1.3. Jasoň dymnivkový (*Parnassius mnemosyne*, Linnaeus, 1758)

Světломilný motýl z čeledi otakárkovití (*Papilionidae*), vyskytuje se roztroušeně od Pyrenejí po Ťan-Šan (Beneš *et al.*, 2002). Vyskytuje se od nížin po horní hranici lesa. Živnou rostlinou je dymnivka (*Corydalis* spp.), typicky lesní rostlina, kterou však housenky potřebují osluněnou (Schwarz, 1948; Konvička & Kuras, 1999; Beneš *et al.*, 2002). Motýl tak závisí na častých

disturbancích. Tento druh preferuje světlé lesy, lesostepi, paseky a celkově otevřenější prostředí (Ebert & Rennwald, 1991; Luoto *et al.*, 2001; Macek *et al.*, 2015). Naše zbývající populace jsou většinou odkázány na přechodná stádia sukcese, např. paseky nebo ekotony (Konvička & Kuras, 1999; Valimaki & Itamies, 2005; Beneš *et al.*, 2002).

Hlavními důvody ohrožení jsou změny druhového složení lesa, opuštění výmladkového hospodaření a lesní pastvy a nahrazení světlých lesů lesy zapojenými (Novák & Spitzer, 1982; Warren, 1991; Sparks *et al.*, 1994; Bergman, 1999). Podle červeného seznamu ohrožených druhů IUCN je jasoň dymnivkový v Evropě považován za kriticky ohrožený druh (Van Swaay *et al.*, 2010). V červeném seznamu ohrožených druhů ČR má status ohroženého druhu (Hejda *et al.*, 2017). V rámci Evropské unie je dle směrnice 92/43/EHS, příloha IV, přísně chráněn (The Council of European Communities, 1992). Motýl vymřel v Čechách, na Moravě zbývá několik populací, z nichž ta v NP Podyjí patří mezi ty početnější (Zapletal, 2013). Pozitivně zde reaguje na prosvětlování (Šebek *et al.*, 2015).

Body výskytu jasoně jsou souhrnem záznamů pozorování imag na území NP Podyjí v letech 2000–2016 v databázi mapování motýlů ČR (zdroj dat: www.lepidoptera.cz). Celkem se jedná o 183 záznamů (Obr. 4).



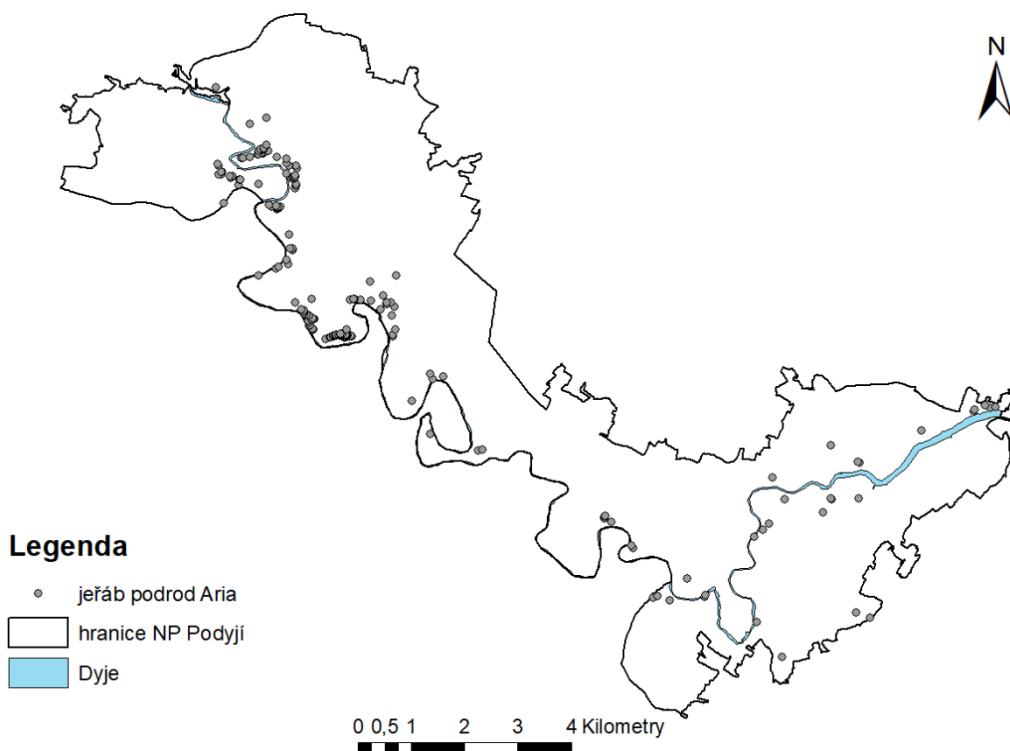
Obrázek 4. Bodové záznamy Jasoně dymnivkového (*Parnassius mnemosyne*) v NP Podyjí.

2.1.4. Jeřáby podrodu *Aria* (*Sorbus* subg. *Aria*)

V Evropě jsou jeřáby tradičně děleny do pěti podrodů (Rich, 2010). Podrod *Aria* s ostatními podrody často hybridizuje a vytváří mnoho polyploidních apomixních linií a druhů, často s velmi malým areálem rozšíření (Cornier, 2009; Meyer, 2005; Rich T, 2010; Vít *et al.*, 2012). Z NP Podyjí jsou známy čtyři linie nebo “druhy” tohoto podrodu. Jde o diploidní, velmi variabilní jeřáb muk (*Sorbus aria*, Crantz), dále triploidní jeřáb kornoutolistý (*S. cucullifera*, M. Lepší & P. Lepší), tetraploidní mikro druhy jeřáb dunajský (*S. danubialis*, (Jávorka) Kárpáti) a jeřáb podyjský (*S. thayensis*, M. Lepší & P. Lepší) (Lepší *et al.*, 2015; Lepší & Lepší, 2016; Vít *et al.*, 2012; Šefl, 2007). Jeřáb kornoutolistý a jeřáb podyjský jsou významnými stenoendemickými taxony (druhy) NP Podyjí a NP Thayatal.

Jeřáby podrodu *Aria* jsou vázány na teplé oblasti a reliktní stanoviště typu skalnatých útesů a strmých stěn se stepní vegetací (Danihelka *et al.*, 2012; Lepší *et al.*, 2013; Lepší *et al.*, 2015), preferují otevřený ráz krajiny a zástin způsobený korunovým zápojem ohrožuje jejich dlouhodobé přežití a rozmnožování. Na území NP Podyjí se tento problém projevuje převahou vzrostlých, starších jedinců v populaci například j. podyjského (Lepší *et al.*, 2015; Lepší & Lepší, 2016;). V červeném seznamu ohrožených rostlin jsou tyto druhy uvedeny jako: jeřáb muk (zranitelný), jeřáb kornoutolistý (kriticky ohrožený), jeřáb dunajský (téměř ohrožený) a jeřáb podyjský (kriticky ohrožený) (Grulich & Chobot, 2017).

Záznamy výskytu celkem 303 jedinců jeřábů podrodu *Aria* (*S. aria* - 171, *S. cucullifera* - 75, *S. thayensis* - 12, *S. danubialis* - 45) vytvořil Martin a Petr Lepší mezi lety 2009 a 2012 (Obr. 5) (Lepší *et al.*, 2015). Jeřáby mapovali v NP Podyjí na šesti liniích, 4 směřovaly po obou březích od Ledových slují na Nový Hrádek, další potom od Eduardovy skály po Ledové sluje a od Nového Hrádku až do Znojma a od Fugnitzu k hranicím NP Podyjí (M. Lepší, pers. comm.).



Obrázek 5. Bodové záznamy jeřábů podrodu *Aria* (*Sorbus* subg. *Aria*) v NP Podyjí.

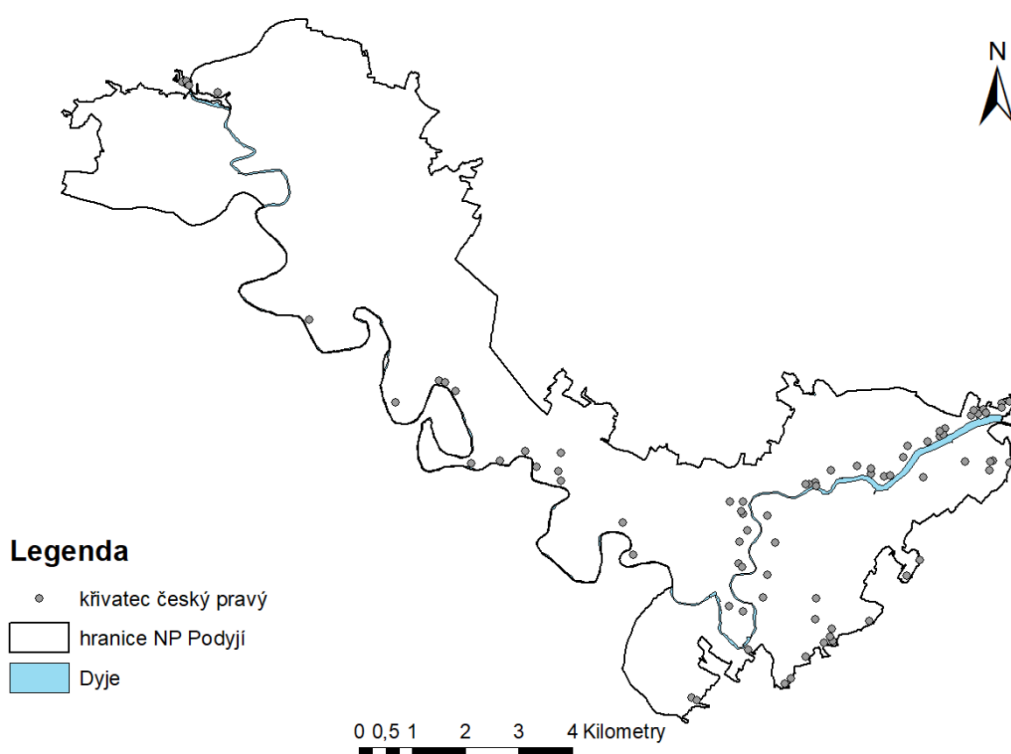
2.1.5. Křivatec český pravý (*Gagea bohémica bohémica*, (Zauschn.) Schult. et Schult. f.)

Jedná se o nominátní poddruh okruhu *Gagea bohémica* sensu lato (Rix & Woods, 1981; Peruzzi, 2008). Drobná, žlutě kvetoucí rostlina z čeledi liliovitých (*Liliaceae*) rozšířená od Německa až po severozápadní Maďarsko (Štěpánková, 2010). Rostlina má k dispozici relativně málo semen a rozmnožuje se spíše vegetativně pomocí cibulek, které umožňují šíření na krátkou vzdálenost (Slater, 1990; Černý *et al.*, 2011). Vyskytuje se především na mělkých nebo písčitých půdách, xerothermních trávnících a skalnatých terasách (Joshi, 1940; Slater, 1990; Němec *et al.*, 2017). Roste i v otevřených dubových lesích, a dokonce i v řidších porostech trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) (Černý *et al.*, 2011). Křivatec český pravý se v NP Podyjí vyskytuje na hrubozrnných zvětralinách žul na Havranickém vřesovišti, dále pak na teráskách, a okrajích skalních ploten jižně orientovaných svahů kaňonu (Danihelka *et al.*, 2002; Němec *et al.*, 2017).

Jedním z hlavních důvodů ohrožení této rostliny je hromadění biomasy, zarůstání suchých trávníků a upuštění od extenzivní pastvy dobytka (Perevolotsky *et al.*, 2011; Köhler *et al.*, 2016;

Elias, Hölzel & Tischew, 2018). V České republice je chráněn jako silně ohrožený druh, vyhláška č. 395/1992 Sb., příloha II.

Bodové záznamy výskytů křivatec českého pravého jsou souborem záznamů rostlin archivovaným správou NP Podyjí (20 záznamů) a nálezů v letech 2008 až 2017, kdy byl výskyt křivatec mapován na základě průzkumu ověřených i sporných lokalit na Moravě a Rakousku (57 záznamů) (Němec *et al.*, 2017) (Obr. 6). Data výskytů křivatec českého pravého a dalších vyšších cévnatých rostlin archivované správou NP Podyjí z větší míry vznikla v rámci projektu prof. RNDr. Jiřího Vicherka, CSc. „Studium fytocefondy a fytoocenóz v NP Podyjí-Thayatal“, řešeného mezi lety 1993-1995, (č. projektu 206/93/2052).



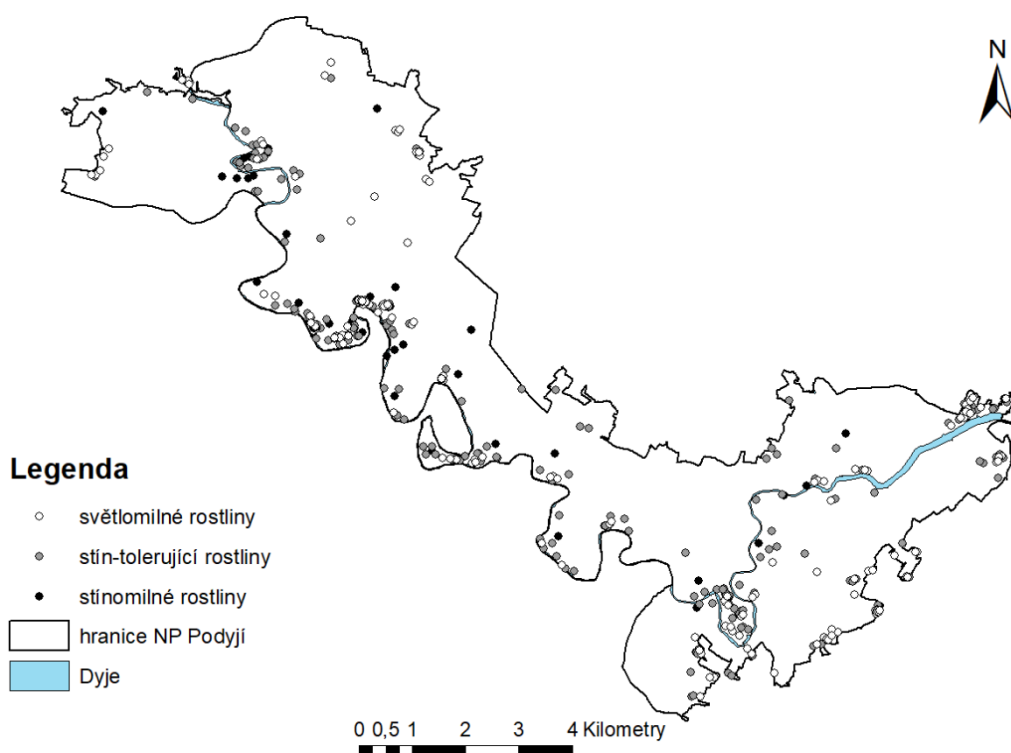
Obrázek 6. Bodové záznamy křivatec českého pravého (*Gagea bohemica bohemica*) v NP Podyjí.

2.1.6. Ochranařsky významné druhy rostlin

V NP Podyjí se dále vyskytuje mnoho vzácných druhů rostlin s různými habitatovými nároky (Grulich, 1997). Pro účely této práce používám bodová nálezová data z databáze nálezů vzácných a ohrožených druhů rostlin Správy NP (Příloha 1). Vyloučeny byly druhy vodní,

mokřadní, druhy uvedené v posledním Červeném seznamu k v kategorii ohrožení nižší než „near threatened“ (Grulich & Chobot, 2017) a druhy v běžné, v Červeném seznamu neuváděné.

Data výskytu ostatních rostlin jsou souborem záznamů rostlin archivovaným správou NP Podyjí, která vznikla v rámci projektu „Studium fytozooce a fytoocenóz v NP Podyjí-Thaytal“ viz. kapitola 2.1.5.. Celkem se jedná o soubor 464 bodových záznamů 138 druhů vyšších cévnatých rostlin. Jednotlivé druhy rostlin jsem rozdělil podle hodnoty Ellenbergova indikačního čísla pro světlo na: stínomilné rostliny (3,4), 40 záznamů, stín-tolerující rostliny (5-7), 236 záznamů, a světlomilné rostliny (8,9), 188 záznamů (Obr. 7) (Chytrý *et al.*, 2018).



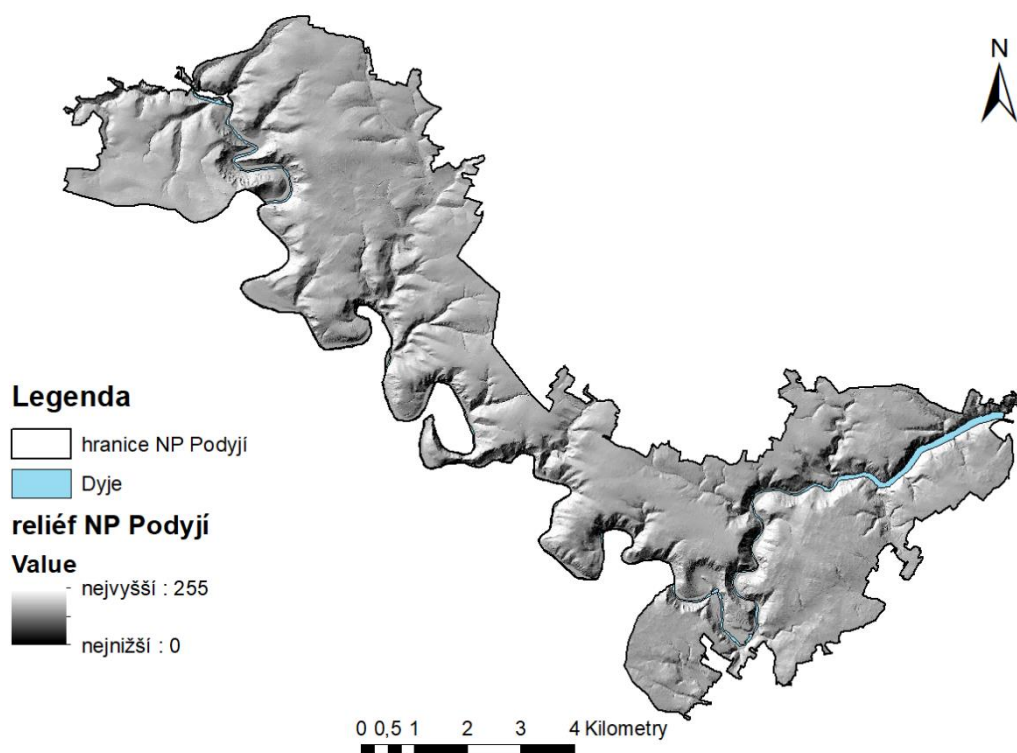
Obrázek 7. Bodové záznamy vzácných druhů rostlin v NP Podyjí.

2.2 Zkoumané území

2.2.1 Charakteristika území

NP Podyjí je unikátním říčním údolím nacházejícím se v Jihomoravském kraji na jihovýchodním rozhraní pahorkatiny Českomoravské vrchoviny a Dyjsko-svrateckého úvalu mezi obcemi Vranov nad Dyjí a Znojmo (Příloha 2). Rozloha území je 6290,7 ha a rozloha

ochranného pásma pak 2900 ha (Miklín *et al.*, 2016; Škorpík, 2020b). Kaňonem teče řeka Dyje, jejíž tok je v NP 40 km dlouhý a hloubka kaňonu dosahuje až 220 m. Nejvyšším bodem je Býčí hora, 536 m. n. m. a nejnižším bodem je úsek Dyje ve Znojmě, 207 m. n. m.. Reliéf NP sestává z plošiny, která se od západu na východ postupně svažuje, a do ní zaříznutého údolí Dyje s přítoky a uzavřenými meandry (Obr. 8) (Rothröckl & Škorpík, 2008; Škorpíková *et al.*, 2012; Škorpík, 2020). Díky kontrastnímu reliéfu zde lze sledovat takzvaný údolní fenomén, kdy na jižně až jihozápadně orientované, teplejší svahy kaňonu pronikly z východu panonské druhy rostlin a živočichů a na severně až severovýchodně orientovaných stinných a chladnějších svazích najdeme druhy podhorské (Škorpík, 2020b).



Obrázek 8. Model reliéfu NP Podyjí. Prohlížečská služba- DMRG5 © ČZÚK, dostupná na WMS serveru: <http://ags.cuzk.cz/arcgis2/services/dmr5g/ImageServer/WMSServer?request=GetCapabilities&service=WMS>

Svahy údolí jsou vystaveny erozi, která vytvořila spoustu unikátních stanovišť, jako jsou například suťové lesy nebo pseudokrasové prostory. Z geologického hlediska je NP Podyjí velmi různorodé, v západní části převládá několik typů kvarcitů, rul, svorů a krystalické vápence, ve východní části vystupují granitoidy, zvětralé živce metamorfované na kaolin, pískovce a spraše (Demek & Kopecký, 1996; Rothröckl & Škorpík, 2008; Reiterová & Škorpík, 2012; Kirchner, Havlíček & Kuda, 2014).

Lesy a světlé lesy (lesostepi, vřesoviště a travní porosty se stromy a keři) zaujímají 88,5% celkové rozlohy území (Miklín *et al.*, 2016). Díky kontrastnímu reliéfu a geomorfologické různorodosti je v různých oblastech NP mnoho rozličných typů lesní vegetace. Na menší části plošiny rostou kulturní lesy se smrkem, borovicí, modřínem a na východě pak i s invazním trnovníkem akátem. Západní část NP u Vranova nad Dyjí pokrývají acidofilní podhorské bučiny s občasnou příměsí lípy malolisté a ojediněle i s jedlí bělokorou. Na plošině, v údolí Dyje a ve střední části NP převládají dubohabřiny, které tvoří majoritní vegetaci území. V některých částech údolí mají charakter nízkého lesa, a to především z důvodu výmladkového hospodaření v minulosti. Na několika místech v kaňonu se vyskytují suťové lesy na prudkých svazích a reliktní bory na skalních výchozech. Na krystalických vápencích ve střední části kaňonu rostou bazifilní doubravy. Díky mělkému profilu půdy, kyselému charakteru stanovišť a v podstatě kontinentálním klimatu se ve východní části kaňonu vyskytují zakrslé teplomilné doubravy. Jedná se především o předržené pařeziny, které byly do konce 19. století obhospodařovány pařením a pastvou (Daníhelka *et al.*, 2002; Rothröckl & Škorpík, 2008; Härtel *et al.*, 2009; Škorpíková *et al.*, 2012).

Nelesní vegetace NP zaujímá okolo 4% rozlohy NP a sestává z rostlinných společenstev údolních mezofilních luk, drobných mokřadů, xerotermních trávníků a vřesovišť (Reiterová & Škorpík, 2012; Miklín *et al.*, 2016). Xerotermní trávníky a vřesoviště se nacházejí hlavně ve východní části NP, například významná lokalita Havranické vřesoviště. Díky své poloze, teplému klimatu a stepnímu charakteru jsou tato stanoviště velmi bohatá na biodiverzitu (Daníhelka *et al.*, 2002; Rothröckl & Škorpík, 2008; Härtel *et al.*, 2009; Škorpíková *et al.*, 2012).

2.2.3 Ochrana a management území

NP Podyjí byl vyhlášen nařízením vlády ČR č.164/1991 Sb. k 1. červenci 1991. Před tím bylo území od roku 1978 chráněnou krajinnou oblastí. Předměty ochrany NP jsou krajina a vegetace průlomového říčního údolí a vrcholového plató, samovolné procesy, unikátní biotopy a původní vzácné druhy hub, rostlin a živočichů (Reiterová & Škorpík, 2012). Území NP také pokrývá ptačí oblast Podyjí (vymezena nařízením vlády č. 534/2004 Sb.), jejímiž hlavními předměty ochrany jsou strakapoud jižní (*Dendrocopos syriacus*) a pěnice vlašská (*Sylvia nisoria*) (Škorpík, 2020a; Škorpíková *et al.*, 2012). Dále je na území NP Podyjí a jeho ochranného pásma

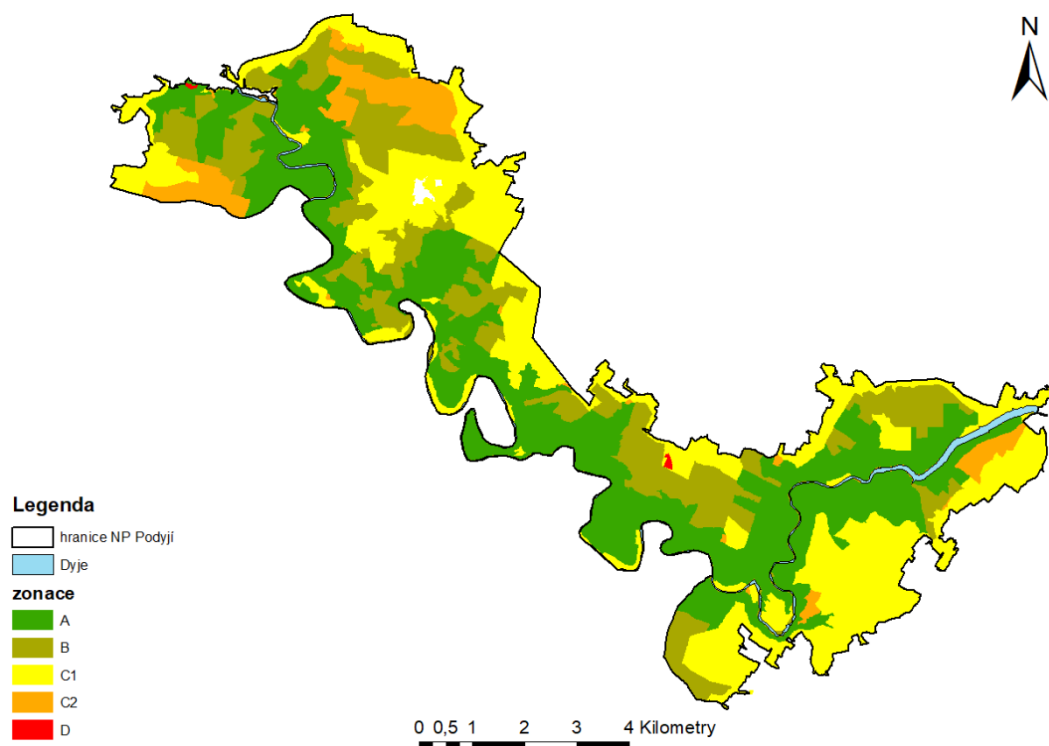
hned několik evropsky významných lokalit (EVL) zařazených v soustavě Natura 2000 (viz. Příloha 3) (Grulich, 1997; Škorpík, 2020a; Reiterová & Škorpík, 2012).

Od 1. ledna 2020 platí na území NP Podyjí nová zonace dle §2, vyhlášky č. 259/2019 Sb, o vymezení zón ochrany přírody NP Podyjí. NP je touto vyhláškou rozdělen do čtyř zón a to: do zóny přírodní (A) charakterizované jako soubor přirozených ekosystémů, jejíž cílem je zachovat a umožnit bezzásahový průběh přírodních procesů; zóny přírodě blízké (B), která je souborem člověkem částečně pozměněných ekosystémů, kdy cílem této zóny je dosáhnout stavu podobnému přirozeným ekosystémům; zóny soustředěné péče (C), kde se nachází člověkem značně pozměněné ekosystémy a jejím cílem je ochrana biodiverzity (C1) nebo umožnění přírodních procesů (C2); a zóny kulturní krajiny (D), která je vymezena jako soubor zastavěné, zastavitelné nebo urbanizované krajiny a člověkem změněných nebo trvale využívaných ploch (Tab. 1, Obr. 9). V příloze I. vyhlášky č. 259/2019 Sb. je dále uveden popis ekosystému jednotlivých zón charakteristika jednotlivých zón NP (Příloha 4). Pro účely této práce jsem pracoval s datovou vrstvou ve formátu *.shp, kterou poskytla Správa NP Podyjí.

Tabulka 1. Nová zonace NP Podyjí.

zonace	rozloha (ha)	rozloha (%)
A*	2327,954	37,07
B*	1430,0478	22,77
C1*	2079,7296	33,12
C2*	436,8974	6,96
D*	4,7314	0,08

* zóna přírodní (A), zóna přírodě blízká (B), zóna soustředěné péče s cílem ochrany biodiverzity (C1), zóna soustředěné péče s cílem umožnění přírodních procesů (C2), zóna kulturní krajiny (D).



Obrázek 9. Vymezení zón a jejich cílů v NP Podyjí. Jednotlivé zkratky zonace pak znamenají: zóna přírodní (A), zóna přírodě blízká (B), zóna soustředěné péče s cílem ochrany biodiverzity (C1), zóna soustředěné péče s cílem umožnění přírodních procesů (C2), zóna kulturní krajiny (D).

Pro lesní stanoviště na území NP jsou naplánovány dva plošné managementové rámce, a to cílový rozsah porostů ponechaný samovolnému vývoji a porosty s trvalým lesním hospodařením (Vančura, 2020a). Lesy ponechané samovolnému vývoji by měly zaujímat 75 % rozlohy lesů v NP Podyjí a sousedního rakouského NP Thayatal, mělo by jít o kompaktní území se zastoupením pouze tzv. přírodních a přírodě blízkých společenstev, která by dle potřeby byla uvedena do stavu samovolné obnovy pomocí aktivního obnovového managementu (Reiterová & Škorpík, 2012; Vančura, 2020b). O obhospodařované lesy pak má být pečováno aktivně, se zohledněním ochrannářských požadavků. V obou případech je pak v lese ponecháváno padlé, odumřelé a tlející dřevo.

Dalšími používanými způsoby péče o les jsou například maloplošné holoseče akátových porostů, těžba a přibližování dřeva především v zimním období, směrové kácení, zalesňování lokálním sadebním materiálem, mýtiny s ponechanými výstavky a různé účelové zásahy, například redukce zakmenění (Reiterová & Škorpík, 2012; Vančura, 2020d). V rámci úmyslné

těžby také správa NP obnovuje pařeziny (například zásahy v lesích u Havraníků a Popic), prosvětluje lesy ve prospěch heterogenní mozaiky a starých stromů (například lokality v okolí Fládnitzké chaty, Hnanic, Trauznického údolí a Králova stolce), a ponechává výstavky na pasekách (Stejskal & Ponikelský, 2019).

Management nelesních stanovišť organizovaný Správou NP Podyjí se sestává z kosení, redukce náletu dřevin a pastvy (Stejskal, 2020b). Celková výměra kosených luk je 214 ha (Stejskal, 2020c). Pastva, především koz a ovcí, je uplatňována na 130 ha nelesních stanovišť, jmenovitě na lokalitách Kraví hora, vřesoviště u Popic, Havranické vřesoviště a Mašovická střelnice. Od roku 2018 jsou na Havranickém vřesovišti a Mašovické střelnici pastviny exmoorských poníků (Česká krajina, 2018; Stejskal, 2020d).

Na území NP jsou regulovány stavy zvěře, především prasete divokého (*Sus scrofa*), srnce obecného (*Capreolus capreolus*), jelena evropského (*Cervus elaphus*) a lišky obecné (*Vulpes vulpes*). Nepůvodní druhy, jako je daněk skvrnitý (*Dama dama*), muflon (*Ovis orientalis musimon*), norek americký (*Neovison vison*) nebo psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*), by dle plánu péče měly být z území vyloučeny (Reiterová & Škorpík, 2012; Vančura, 2020c).

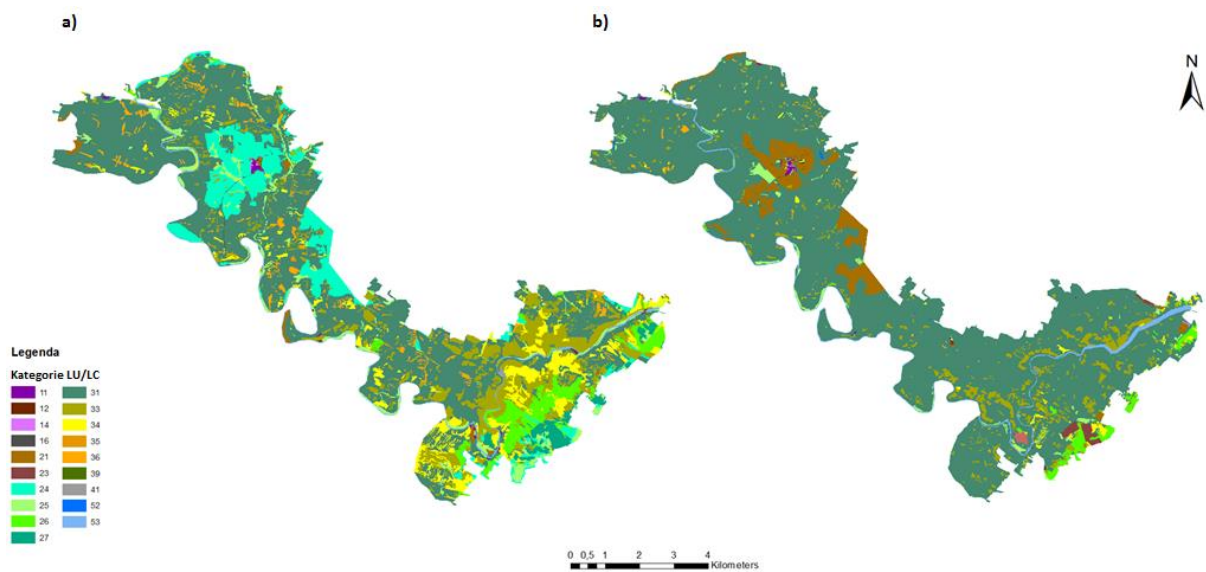
2.3 Práce s mapovými vrstvami v programu ArcMap

Pro účely této práce jsem použil mapové vrstvy 3592 polygonů rozdělených do kategorií krajinného krytu a využití krajiny (Land use/Land cover, dále LU/LC) NP Podyjí z roku 1938 a 2014, které byly vypracovány pro studii Miklín et al. (2016) (Tab.2, Obr. 10). V těchto vrstvách autoři pracují s 27 kategoriemi LU/LC, které vznikly vektorizací leteckých snímků NP dle Miklín & Hradecký (2016).

Pro práci s bodovými vrstvami a mapami jsem použil program ArcMap 10.6.1 (ESRI, 2018). Pro lepší zobrazení mapových vrstev byl použit referenční souřadnicový systém S-JTSK / Krovak East North, 5514. Kategorie LU/LC jsem pro větší přehlednost sloučil do šesti skupin: *nehodný LU/LC, zemědělská půda, vinice, bezlesí, otevřený les a zapojený les* (Tab. 2, Obr. 11, 12).

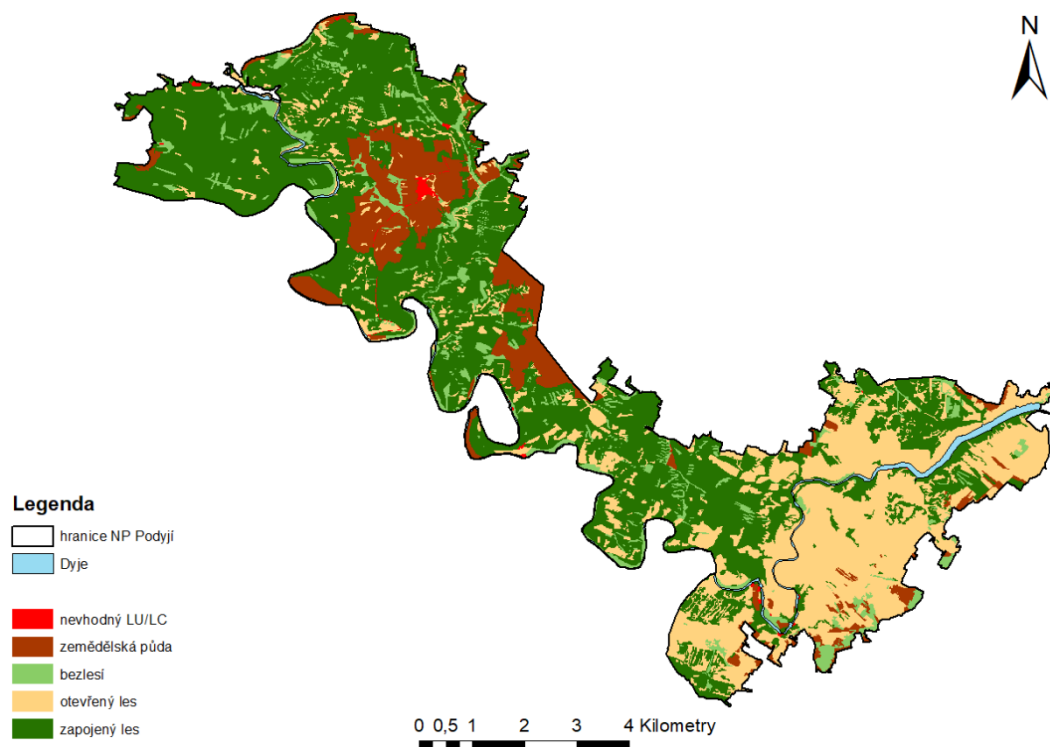
Tabulka 2. Sdružení kategorií LU/LC NP Podyjí z práce Miklín, Miklínová & Čížek.

LU/LC	1938 (ha)	1938 (%)	2014 (ha)	2014 (%)	kategorizace	1938 (ha)	1938 (%)	2014 (ha)	2014 (%)
obytná zástavba	13,4498	0,2138	9,8050	0,1559	nevhodný LU/LC	116,6617	1,86	138,7212	2,21
průmyslová, obchodní, zemědělská zóna	3,1518	0,0501	2,0718	0,0329					
těžba hornin	x	x	x	x					
městská a příměstská zeleň, zahrada	1,9669	0,0313	1,6959	0,0270					
rekreační udržovaná plocha	x	x	x	x					
doprava	5,4314	0,0863	1,3400	0,0213					
bažina, mokřina, rákosina	x	x	1,7997	0,0286					
stojatá vodní plocha	1,1631	0,0185	4,5047	0,0716					
vodní tok	91,4987	1,4545	117,5042	1,8679					
lužní periodický vodoteč, říční rameno	x	x	x	x					
orná půda	37,3744	0,5941	366,1485	5,8203	zemědělská půda	700,1063	11,13	366,1485	5,82
mozaika	662,7319	10,5348	x	x	bezlesí	454,6390	7,23	140,9246	2,24
trvalý travní porost	293,6133	4,6673	100,2437	1,5935					
paseka holá	157,7703	2,5079	38,3809	0,6101					
holá skála, zem	3,2555	0,0517	2,3001	0,0366	vinice	x	x	10,8056	0,17
vinice	x	x	10,8056	0,1718					
sad	1,0550	0,0168	39,7158	0,6313	otevřený les	1740,0002	27,66	538,2517	8,56
trvalý travní porost se solitárními stromy nebo roztrošenými keři	280,7370	4,4626	93,5259	1,4867					
mozaika s rozptýlenými stromy	131,3281	2,0876	x	x					
les rozvolněný	863,1302	13,7204	353,4395	5,6183					
les otevřený	445,4899	7,0815	46,5106	0,7393					
paseka s výstavky	9,7553	0,1551	1,4101	0,0224					
liniová vegetace	8,5046	0,1352	3,6499	0,0580					
les zapojený, nestrukturovaný	3279,4546	52,1305	5096,0102	81,0066	les zapojený, nestrukturovaný	3279,4546	52,13	5096,0102	81,01

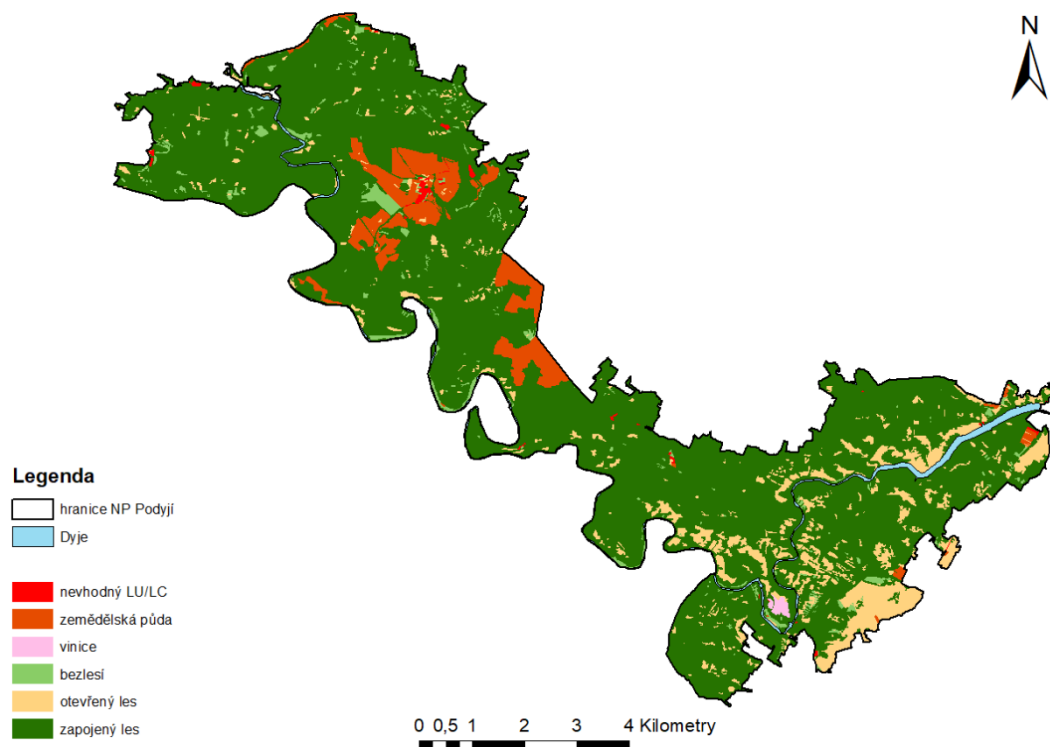


Obrázek 10. Třídy LU/LC NP Podují v roce a) 1938 a b) 2014 (Miklín *et al.*, 2016).

Na mapě je patrná mozaika krajinného krytu. Popis kódů jednotlivých atributů: 11- obytná zástavba; 12- průmyslová, obchodní, zemědělská zóna; 14- městská a příměstská zeleň, zahrada; 16- doprava; 21- orná půda; 22- vinice; 23- sad; 24- mozaika; 25- trvalý travní porost; 26- trvalý travní porost se soliterními stromy; 27- mozaika s rozptýlenými stromy; 31- les zapojený, nestruturovaný; 33- les rozvolněný; 34- les otevřený; 35- paseka s výstavky; 36- paseka holá; 39- liniová vegetace; 41- holá skála, zem; 52- stojatá vodní plocha; 53- vodní tok.



Obrázek 11. Sdružené kategorie LU/LC NP Podují v roce 1938.



Obrázek 12. Sdružené kategorie LU/LC NP Podyjí v roce 2014.

Tři polygony *zapojeného lesa* v roce 1938 i 2014 byly větší než 500 hektarů, což mohlo ovlivnit výsledky analýz, a proto jsem je dále rozdělil do 102 menších polygonů. Celkový počet polygonů tak vzrostl na 3694. Pro účely analýz jsem vyloučil polygony, v nichž se kategorie *nevhodný LU/LC*, *zemědělská plocha* a *vinice* vyskytovala 1938 nebo 2014. Vyřazené polygony dále označuji jako *nepoužité polygony*. Do analýz vstupovalo 3072 polygonů kategorie *bezlesí*, *otevřený les* a *zapojený les* (Tab. 3, Příloha 5, 6).

Tabulka 3. Rozloha sdružených kategorií LU/LC NP Podyjí pro roky 1938 a 2014.

Kategorie LU/LC	LU/LC 1938 (ha)	LU/LC1938 (%)	LU/LC2014 (ha)	LU/LC2014 (%)
bezlesí	426,4871	6,78	101,671	1,62
otevřený les	1711,7299	27,21	495,8303	7,89
zapojený les	3269,0206	51,97	4809,736	76,46
nepoužité polygony	883,6068	14,05	883,6068	14,05

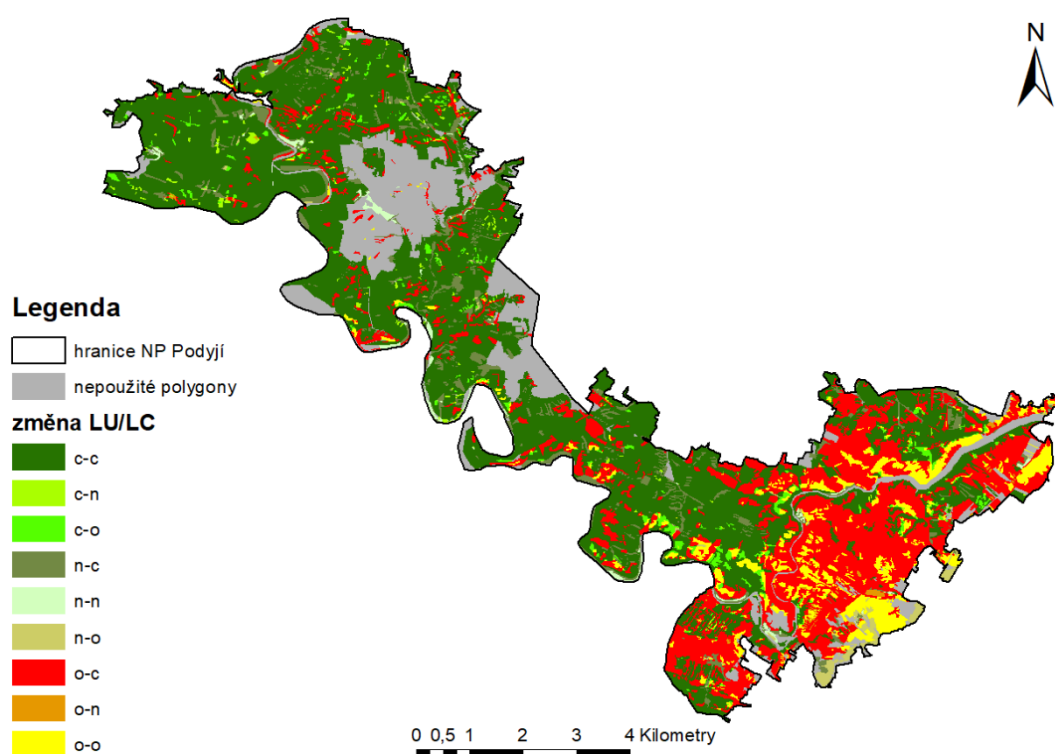
Na základě změn kategorií LU/LC mezi lety 1938–2014 jsem vytvořil proměnnou *změna*, jejíž kategorie reflektují změny mezi *bezlesím* (*n*), *otevřeným lesem* (*o*) a *zapojeným lesem* (*c*), kdy

první písmeno v dvojici reprezentuje stav v roce 1938 a druhé v roce 2014 (např. kategorie *o-c* = *otevřený les* v r. 1938 a *zapojený* v r. 2014) (Tab. 4, Obr. 13).

Tabulka 4. Změna LU/LC NP Podyjí mezi lety 1938 a 2014. Zkratky kategorií změny jsou kombinací bezlesí (n), otevřeného lesa (o) a zapojeného lesa (c), kdy první písmeno v dvojici reprezentuje stav v roce 1938 a druhé v roce 2014.

Změna LU/LC	rozloha (ha)	rozloha (%)
n-c*	332,1702	5,28
n-n*	45,0875	0,72
n-o*	49,2293	0,78
o-c*	1354,5458	21,53
o-n*	21,2487	0,34
o-o*	335,9354	5,34
c-c*	3123,0204	49,64
c-n*	35,6172	0,57
c-o*	110,3830	1,76
nepoužité polygony	883,6223	14,05

* kategorie změny jsou kombinací bezlesí (n), otevřeného lesa (o) a zapojeného lesa (c), kdy první písmeno ve dvojici reprezentuje stav v roce 1938 a druhé v roce 2014



Obrázek 13. Změna krajinného krytu NP Podyjí mezi lety 1938 a 2014. Zkratky kategorií změny jsou kombinací bezlesí (n), otevřeného lesa (o) a zapojeného lesa (c), kdy první písmeno ve dvojici reprezentuje stav v roce 1938 a druhé v roce 2014.

Vrstvy kategorií LU/LC pro rok 2014 a přechodů LU/LC mezi roky 1938 a 2014, které vstupovaly do analýz, jsem dále spojil pomocí nástroje Intersect, abych získal informace o rozloze a procentuálním zastoupení jednotlivých atributů těchto dvou vrstev v rámci zonace NP (Tab. 5).

Tabulka 5. Kategorie LU/LC 2014 jednotlivých zón NP Podyjí.

Zonace	Bezleší		otevřený les		zapojený les		nepoužité polygony	
	(ha)	%	(ha)	%	(ha)	%	(ha)	%
A*	9,7569	9,58	217,5987	44,04	2054,1587	42,75	46,4397	5,28
B*	14,1943	13,93	33,2594	6,73	1209,9551	25,18	172,6390	19,65
C1*	62,8002	61,64	229,4181	46,44	1188,5237	24,74	598,9876	68,16
C2*	15,1330	14,85	13,7761	2,79	351,5667	7,32	56,4217	6,42
D*	0	0	0	0,00	0,4323	0,01	4,2991	0,49

* zóna přírodní (A), zóna přírodě blízká (B), zóna soustředěné péče s cílem ochrany biodiverzity (C1), zóna soustředěné péče s cílem umožnění přírodních procesů (C2), zóna kulturní krajiny (D).

Pro výpočet pravděpodobnosti výskytu tesaříka obrovského a jeřábů podrodu *Aria* jsem vyloučil polygony v LU/LC 2014 kategorizované jako *bezleší*, jelikož se zde dané druhy z definice této kategorie nemohly vyskytovat.

Souřadnice bodů modelových organismů jsem pomocí geoprocessingového nástroje Intersect přiřadil do jednotlivých polygonů mapových vrstev.

2.4 Analýza vlivu změn LU/LC na pravděpodobnost výskytu modelových organismů

K analýze dat jsem použil program R 3.5.0 (R Development Core Team, 2018). Vzhledem k agregované povaze dat jsem testoval vliv prostorové autokorelace metodou Moran I pomocí balíčku “ape“ (Paradis et al., 2004), kdy jsem vytvořil inverzní matici vzdáleností centroidů jednotlivých plogynů. Test ukázal významnou prostorovou autokorelaci pro všechny modelové organismy, tedy stromy s přítomností tesaříka obrovského ($p < 0,0001$), užovku stromovou ($p < 0,0001$), jasoně dymnivkového ($p < 0,0001$), jeřáby podrodu *Aria* ($p < 0,0001$), křivatec český ($p < 0,0001$), světlomilné rostliny ($p < 0,0001$), stín-tolerující rostliny ($p < 0,0001$), stínomilné rostliny ($p = 0,002$). Pro redukci vlivu prostorové autokorelace jsem vytvořil proměnnou *vzdálenost* pro jednotlivé modelové organismy. Tato proměnná je odmocninou eukleidovské vzdálenosti souřadnice centroidu *i*-tého polygonu (i = konkrétní polygon z 3072) od souřadnice

centroidu nejbližšího obsazeného polygonu (polygon s výskytem daných modelových organismů). V statistických analýzách *vzdálenost* sloužila jako kovariáta.

Pro snížení vlivu velikosti polygonů jsem vytvořil proměnnou *velikost plochy*, což je logaritmicky transformovaná rozloha jednotlivých polygonů. V statistických modelech slouží *velikost plochy* jako kovariáta.

Pro účely analýz dále označuji historický a současný LU/LC jako *LU/LC1938* a *LU/LC2014*. Vliv proměnných *LU/LC2014* a *LU/LC1938* na výskyt modelových organismů jsem testoval pomocí zobecněných lineárních modelů (GLM) s binomickým rozdělením (resp. Bernoulliho rozdělením). Vzhledem k charakteru dat (agregované záznamy výskytu, většina polygonů byla bez záznamu) nebylo vhodné odhadovat četnosti modelových organismů. Výskyt organismů, závislá proměnná, byl proto zaznačen jako přítomnost/nepřítomnost (1/0). *LU/LC2014* a *LU/LC1938* vystupovaly jako kategoriální vysvětlující proměnné s kategoriemi *bezlesí*, *otevřený les* a *zapojený les*. Do modelu byly vždy nejdříve přidány proměnné *velikost plochy* a *vzdálenost* jako kovariáty. Poté jsem pomocí postupného výběru (forward selection) testoval vliv vysvětlujících proměnných a jejich interakci. O pořadí a zařazení do modelu bylo rozhodováno dle nejnižší hodnoty Akaikeho informačního kritéria (AIC) a hladiny významnosti χ^2 testu. Rozdíly mezi jednotlivými hladinami vysvětlujících proměnných byly testovány pomocí post-hoc testu, konkrétně Tukeyho metodou pomocí balíčku “multcomp“ (Hothorn, Bretz & Westfall, 2008). Pro testování rozdílů hladin v modelech se současným a historickým LU/LC nebo s interakcí LU/LC byla použita *změna* (viz. 2.3).

3. Výsledky

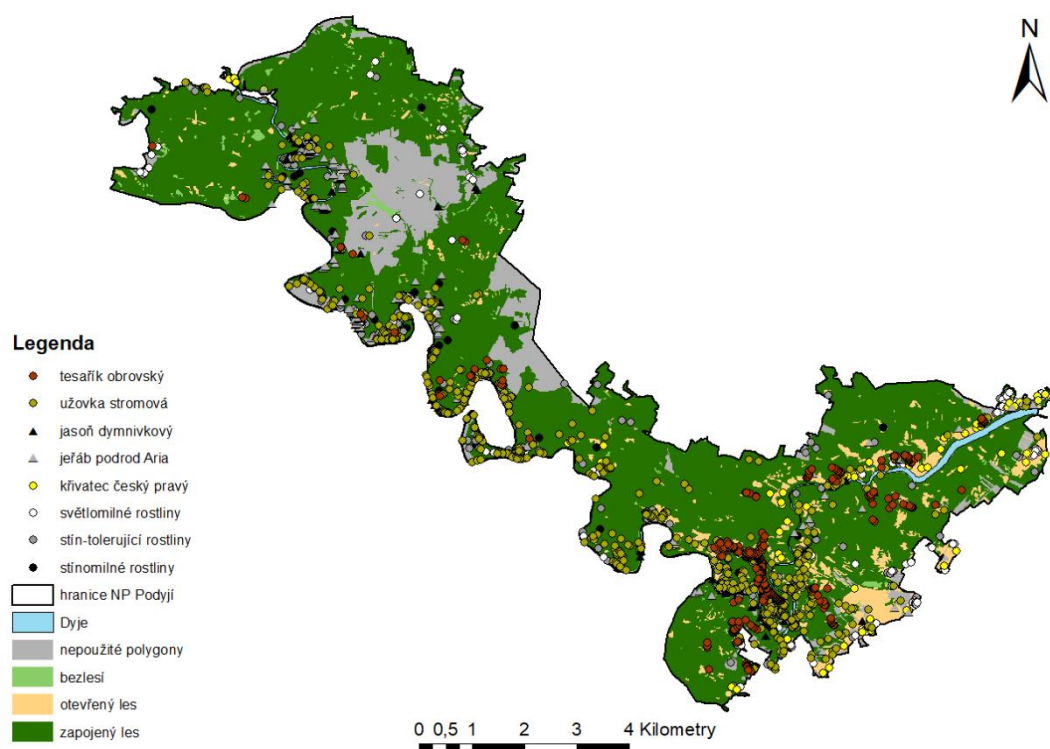
3.1 Výskyt modelových organismů v polygonech mapových vrstev

LU/LC2014

Nejvíce výskytů stromů s tesaříkem obrovským, užovky stromové, křivatec českého pravého se v *LU/LC2014* nacházelo v otevřeném lese; většina jasoňů dymnivkových se nalézala v *bezlesí*; počty světlomilných rostlin byly shodné v *otevřeném* a *zapojeném lese*, kde se však nalézaly ve více polygonech; největší výskyt jeřábů podrodu *Aria*, stín-tolerujících a stínomilných rostlin byl v *zapojeném lese* (Tab.6, Obr.14).

Tabulka 6. Počet výskytů modelových organismů a jimi obsazený polygonů v historickém LU/LC NP Podyjí.

Modelové organismy	LU/LC 2014						nepoužité polygony	
	bezlesí		otevřený les		zapojený les			
	počet	polygony	počet	polygony	počet	polygony	počet	polygony
tesařík obrovský	0	0	262	47	190	40	1	1
užovka stromová	90	37	290	102	252	79	419	43
jasoň dymnivkový	94	9	11	8	41	17	37	13
jeřáb podrod <i>Aria</i>	1	1	113	27	183	46	6	3
křivatec český pravý	0	0	61	50	13	13	4	4
světlomilné rostliny	7	7	80	34	79	44	21	18
stín-tolerující rostliny	11	9	70	39	128	62	27	16
stínomilné rostliny	0	0	1	1	38	30	1	1



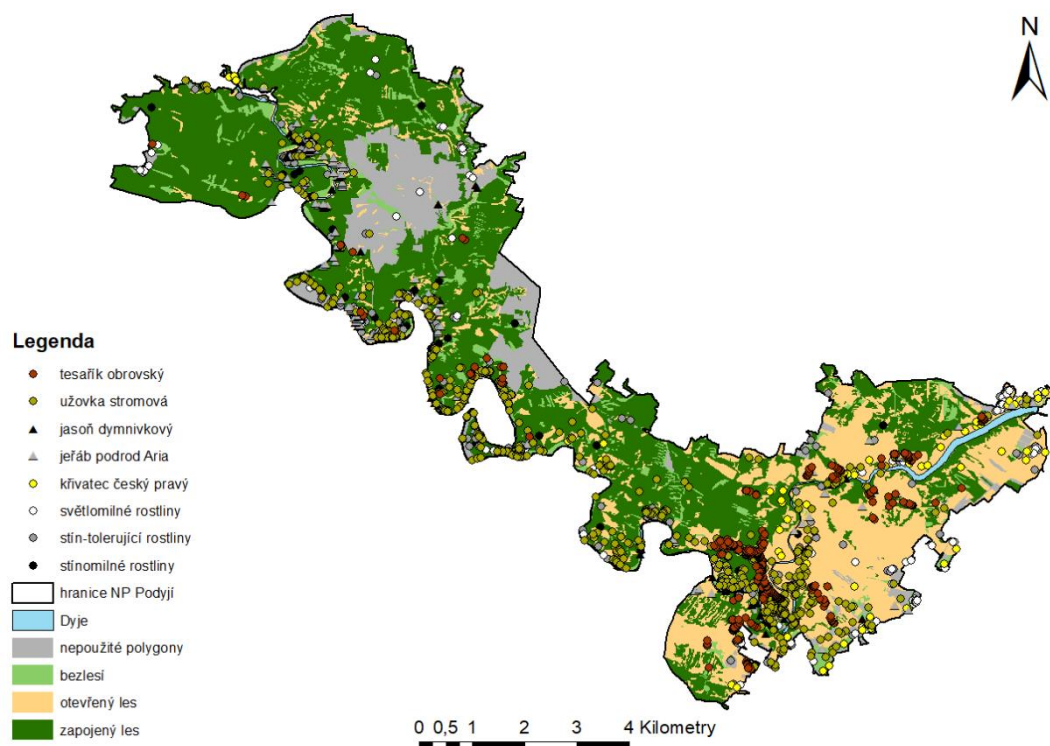
Obrázek 14. Výskyt modelových organismů v kategoriích současného LU/LC NP Podyjí v r. 2014.

LU/LC 1938

Nejvíce výskytů stromů s tesaříkem obrovským, užovky stromové, jeřábů podrodu *Aria*, křivatce českého pravého, světlomilných a stín-tolerujících rostlin se v LU/LC1938 nacházelo v otevřeném lese; většina jasoňů dymnivkových se nalézala v *bezleší*; nejvíce záznamů stínomilných rostlin pak v zapojeném lese (Tab.7, Obr.15).

Tabulka 7. Počet výskytů modelových organismů a jimi obsazených polygonů v kategoriích historického LU/LC NP Podyjí.

Modelové organismy	LU/LC 1938						nepoužité polygony	
	bezleší		otevřený les		zapojený les		počet	polygony
	počet	polygony	počet	polygony	počet	polygony		
tesařík obrovský	10	4	326	55	114	28	1	1
užovka stromová	125	42	295	112	212	64	419	43
jasoň dymnivkový	107	15	18	13	21	6	37	13
jeřáb podrod <i>Aria</i>	4	4	166	44	127	26	6	3
křivavec český pravý	7	5	61	52	6	6	4	4
světlomilné rostliny	23	13	92	54	51	18	21	18
stín-tolerující rostliny	28	20	100	56	81	34	27	16
stínomilné rostliny	3	3	8	8	28	20	1	1



Obrázek 15. Výskyt modelových organismů v kategoriích historického LU/LC NP Podyjí v r. 1938.

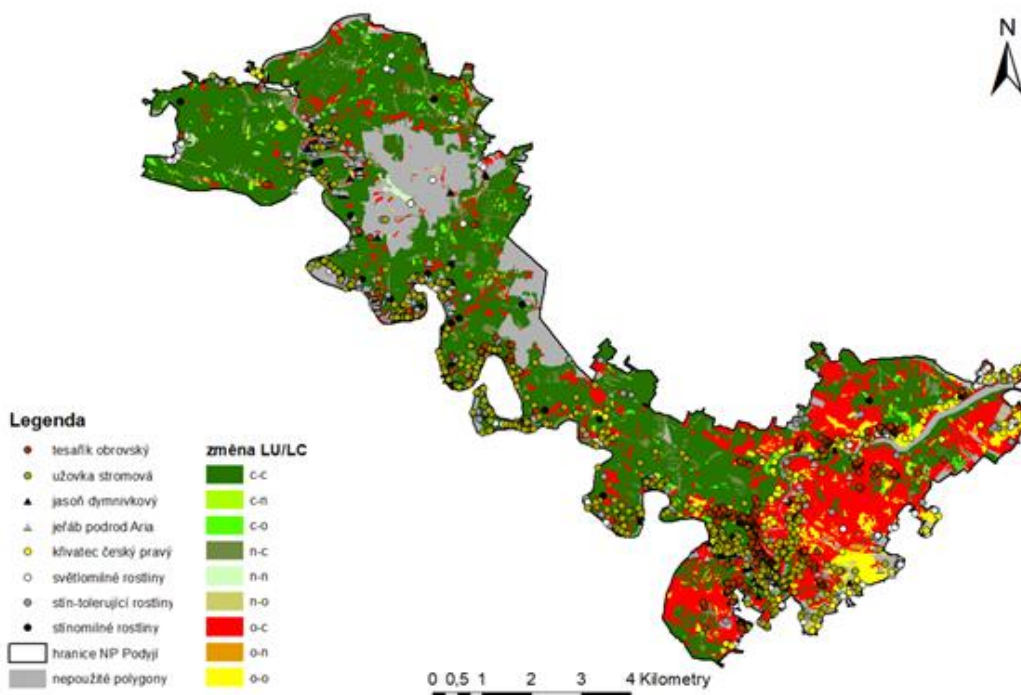
Změna

Nejvíce záznamů stromů s tesaříkem obrovským, záznamů užovky stromové, křivatece českého a světlo milných rostlin se nacházelo v *otevřeném lese* beze změny (*o-o*); většina záznamů jasoně se nalézala v *bezlesí* beze změny (*n-n*); nejvíce záznamů výskytu jeřábů podrodu *Aria*, stín-tolerujících a stínomilných rostlin bylo v *zapojeném lese* beze změny (*c-c*) (Tab.8, Obr.16).

Tabulka 8. Počet výskytů a obsazených polygonů v jednotlivých kategoriích změny LU/LC NP Podýjí.

Modelové organismy	n-n*		n-o*		n-c*		o-n*		o-o*	
	počet	polygony	počet	polygony	počet	polygony	počet	polygony	počet	polygony
tesařík obrovský	0	0	1	1	9	3	0	0	213	28
užovka stromová	57	17	15	7	53	18	17	11	201	68
jasoň dymnivkový	80	8	0	0	27	7	0	0	11	8
jeřáb podrod. <i>Aria</i>	0	0	1	1	3	3	1	1	95	18
křivatec český pravý	0	0	7	5	0	0	0	0	49	40
světломilné rostliny	3	3	14	5	6	5	4	4	50	25
stín-tolerují rostliny	7	6	8	4	13	10	3	2	55	29
stínomilné rostliny	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0
Modelové organismy	o-c*		c-n*		c-o*		c-c*		nepoužité polygony*	
	počet	polygony	počet	polygony	počet	polygony	počet	polygony	počet	polygony
tesařík obrovský	113	27	0	0	48	18	68	10	1	1
užovka stromová	77	33	16	9	74	27	122	28	419	43
jasoň dymnivkový	7	5	14	1	0	0	7	5	37	13
jeřáb podrod. <i>Aria</i>	70	25	0	0	17	8	110	18	6	3
křivatec český pravý	12	12	0	0	5	5	1	1	4	4
světломilné rostliny	38	25	0	0	16	4	36	14	21	18
stín-tolerují rostliny	42	25	1	1	7	6	73	27	27	16
stínomilné rostliny	8	8	0	0	1	1	27	19	1	1

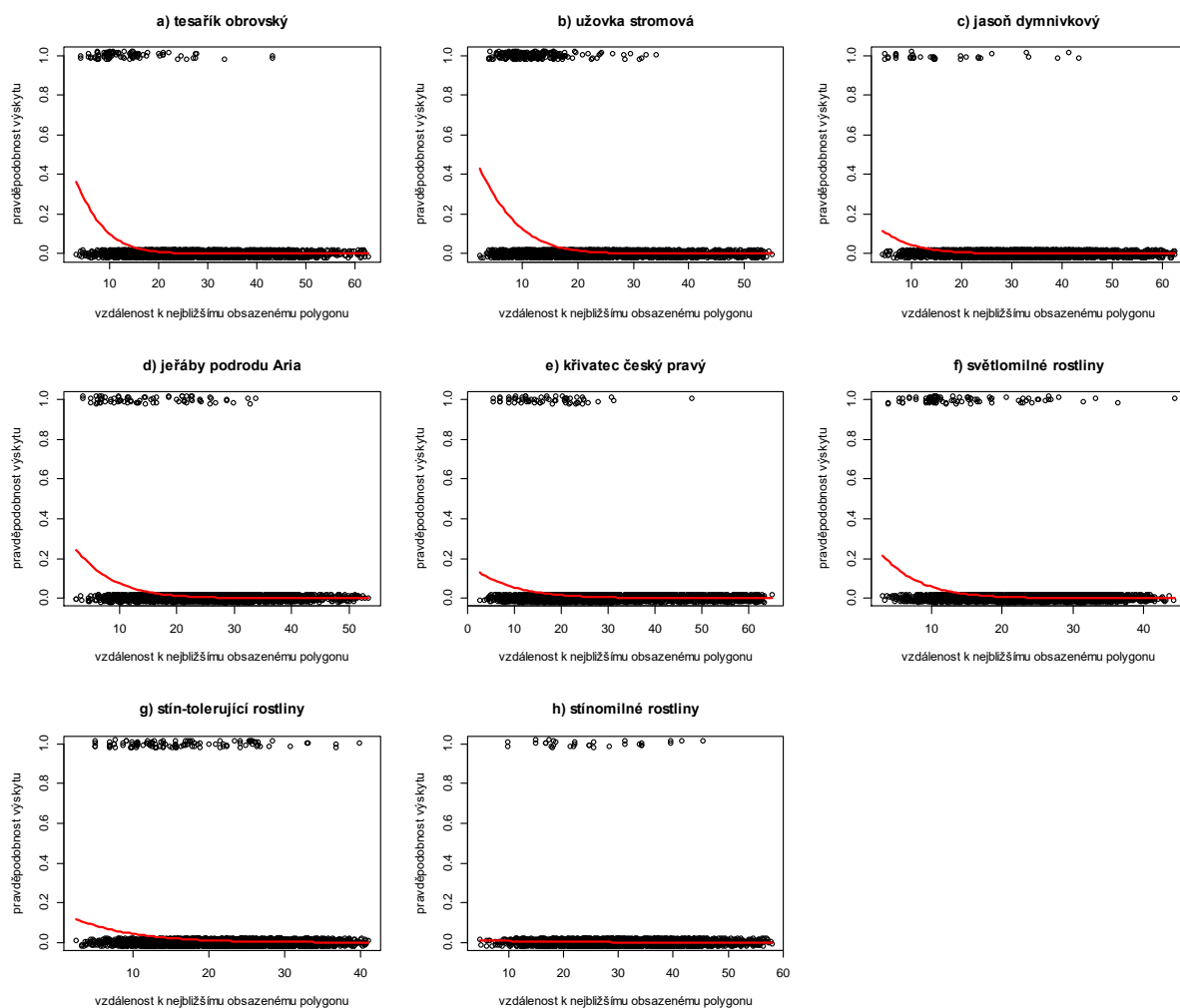
* kategorie změny jsou kombinací bezlesí (n), otevřeného lesa (o) a zapojeného lesa (c), kdy první písmeno ve dvojici reprezentuje stav v roce 1938 a druhé v roce 2014



Obrázek 16. Výskyt modelových organismů v kategoriích změny LU/LC NP Podyjí. Zkratky kategorií změny jsou kombinací bezlesí (n), otevřeného lesa (o) a zapojeného lesa (c), kdy první písmeno ve dvojici reprezentuje stav v roce 1938 a druhé v roce 2014.

3.2 Vliv LU/LC na výskyt modelových organismů

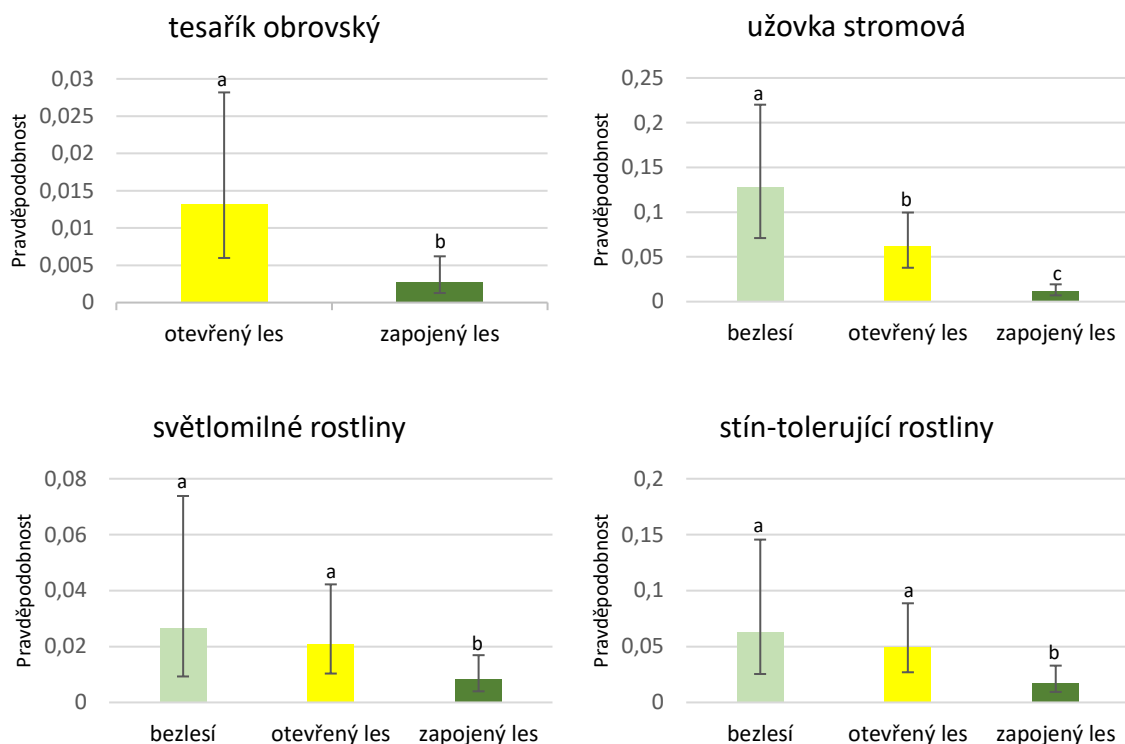
Vzdálenost mezi polygony (kovariáta *vzdálenost*) ovlivňuje pravděpodobnost výskytu všech modelových organismů (tesařík obrovský ($\chi^2_{(1)}=195,65$; $p<0,0001$), užovka stromová ($\chi^2_{(1)}=331,72$; $p<0,0001$), jasoň dymnivkový ($\chi^2_{(1)}=75,88$; $p<0,0001$), jeřáby podrodu *Aria* ($\chi^2_{(1)}=127,739$; $p<0,0001$), křivatec český pravý ($\chi^2_{(1)}=76,51$; $p<0,0001$), světlomilné rostliny ($\chi^2_{(1)}=152,65$; $p<0,0001$), stín-tolerující rostliny ($\chi^2_{(1)}=87,58$; $p<0,0001$), stínomilných rostlin ($\chi^2_{(1)}=14,32$; $p=0,0002$), kdy pravděpodobnost obsazení polygonu klesá s rostoucí vzdáleností od obsazeného polygonu (Obr.17). Pro jeřáby podrod *Aria* a stínomilné rostliny byla *vzdálenost* jediným významným prediktorem.



Obrázek 17. Predikce pravděpodobnosti výskytů modelových organismů v NP Podyjí na základě vzdálenosti i -tého polygonu od nejbližšího obsazeného polygonu. Pravděpodobnost výskytu je na škále 0 (bez výskytu) až 1 (výskyt) a proměnná vzdálenost je odmocninou vzdálenosti od nejbližšího obsazeného polygonu (v m). Jak lze vidět na obrázcích a) – c) pravděpodobnost výskytu tesaříka obrovského, jasoně dymnívkového, užovky stromové a jeřábu subg. *Aria* je silně ovlivněna vzdáleností obsazeného polygonu, kdy predikční křivka rychle klesá s rostoucí vzdáleností.

Analýza detekovala vliv současného LU/LC na pravděpodobnost výskytu tesaříka obrovského ($\chi^2_{(1)}=31,31$; $p<0,0001$), užovky stromové ($\chi^2_{(2)}=103,96$; $p<0,0001$), světlomilných ($\chi^2_{(2)}=13,20$; $p=0,0014$) a stín-tolerujících rostlin ($\chi^2_{(2)}=15,62$; $p=0,0004$). Pravděpodobnost výskytu stromů s tesaříkem obrovským byla v polygonech *otevřeného lesa* významně vyšší, nežli v *zapojeném lese*; pravděpodobnost výskytu užovky stromové byla v polygonech *bezlesí* významně vyšší nežli v *otevřeném lese* a v *zapojeném lese*, a v *otevřeném lese* byla významně vyšší nežli v *zapojeném lese*; pravděpodobnost výskytu světlomilných a stín-tolerujících se

nelišila mezi polygony *bezlesí* a *otevřeného lesa*, kde ale byla vyšší než v *zapojeném lese* (Obr.18).

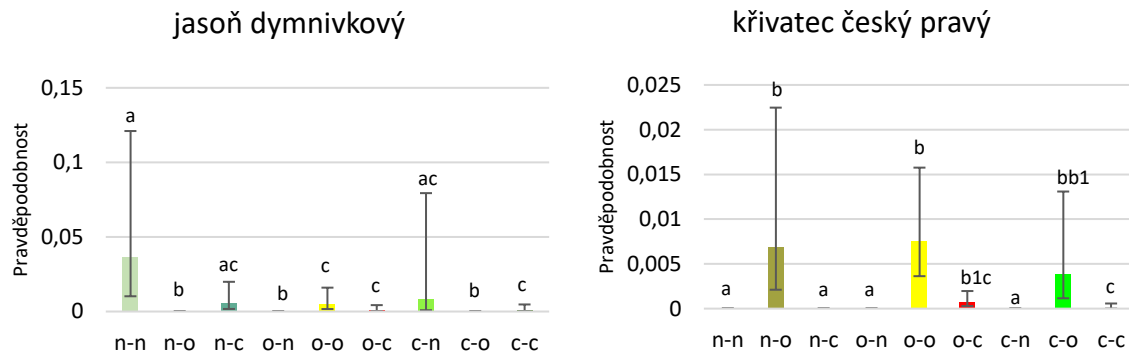


Obrázek 18. Vliv krajinného pokryvu v r. 2014 na pravděpodobnost výskytu modelových organismů v NP Vynesena je pravděpodobnost výskytu (\pm 95 % konfidenční interval) na ploše dané kategorie o velikosti 1 ha při průměrné vzdálenosti od jiné obsazené plochy. Písmena a, b, c ukazují rozdíly mezi kategoriemi.

Výskyt jasoně dymnivkového významně ovlivňoval současný i historický LU/LC ($\chi^2_{(2)}=9,021$; $p=0,011$; $\chi^2_{(2)}=15,623$; $p=0,0004$) a jejich interakce ($\chi^2_{(4)}=10,439$; $p=0,034$). Pravděpodobnost výskytu jasoně je v polygonech *bezlesí* *beze změny* (*n-n*) významně vyšší, nežli v *zapojeném lese*, který býval *otevřeným lesem* (*o-c*), *zapojeném lese* *beze změny* (*c-c*) a *zapojeném lese* *beze změny* (*o-o*), ale neliší se významně od polygonů přechodu *zapojeného lesa* na *bezlesí* (*c-n*). Rozdíl mezi *zapojeným lese* *beze změny* (*o-o*) a přechodem *bezlesí* na *zapojený les* (*n-c*) vyšel pouze marginálně významně (Obr. 19). Výskyt křivatce českého ovlivňoval současný ($\chi^2_{(2)}=70,658$; $p<0,0001$) i historický LU/LC ($\chi^2_{(2)}=8,049$; $p=0,0179$). Pravděpodobnost výskytu křivatce je největší v *otevřeném lese* v roce 2014, který byl dříve *bezlesím*, *zapojeným lesem* (*n-*

o, *c-o*) nebo byl beze změny (*o-o*). Pravděpodobnost výskytu v těchto kategoriích se významně liší od zapojeného lesa beze změny (*c-c*). Dále pak *o-o* a *n-o* se liší od polygonů přechodu mezi otevřeným a zapojeným lesem (*o-c*). Rozdíl mezi zapojeným lesem, který v roce 1938 byl i otevřeným lesem (*o-c*) a přechodem zapojeného lesa na otevřený les (*c-o*) byl pouze marginálně významný (Obr. 19).

Vliv LU/LC na rozšíření jeřábů podrodu *Aria* a stínomilných rostlin nebyl detekován.



Obrázek 19. Vliv změny krajinného pokryvu na území NP Podyjí na pravděpodobnost výskytu jasoně dymnivkového (vlevo) a křivatece českého (vpravo). Vynesena je pravděpodobnost výskytu (\pm 95 % konfidenční interval) na ploše dané kategorie o velikosti 1 ha při průměrné vzdálenosti od jiné obsazené plochy. Zkratky kategorií změny krajinného pokryvu jsou kombinací bezlesí (n), otevřeného lesa (o) a zapojeného lesa (c), kdy první písmeno v dvojici reprezentuje stav v roce 1938 a druhé v roce 2014. Písmena a, b, b1, c indikují významné.

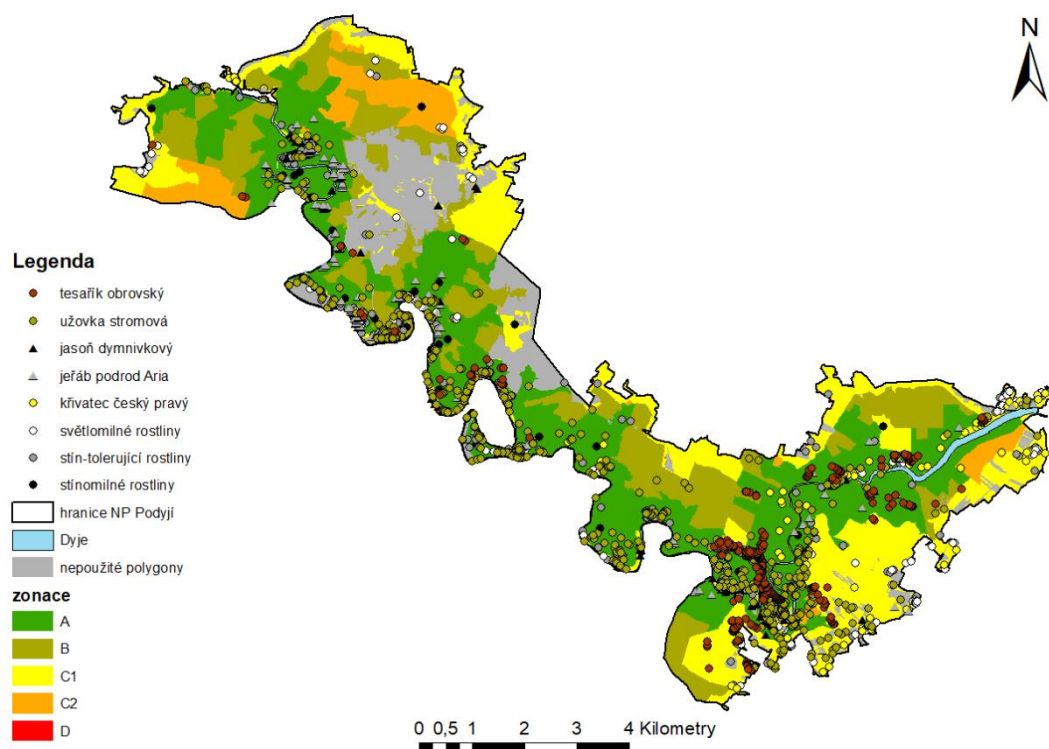
3.3. Porovnání výskytu modelových organismů se zonací NP Podyjí

Nejvíce záznamů výskytu modelových organismů se nacházelo v zóně (A) přírodní a v zóně (C1) soustředěné péče s cílem ochrany biodiverzity. V zóně (B) přírodě blízké a v zóně (C2) soustředěné péče s cílem zachování přírodních dějů bylo výrazně méně výskytů a v (D) zóně kulturní krajiny se nenacházeli žádné modelové organismy. Nejvíce záznamů stromů s tesaříkem obrovským, užovky stromové, jeřábů podrodu *Aria*, křivatece českého a stínomilných rostlin se nachází v zóně (A); nejvíce záznamů jasoně dymnivkového, světlomilných a stín-tolerujících rostlin pochází ze zóny (C1) (Tab. 9, Obr. 20).

Tabulka 9. Počet záznamů modelových organismů v vybraných polygonech zonace NP Podyjí.

Modelové organismy	A*		B*		C1*		C2*	
	počet	%	počet	%	počet	%	počet	%
tesařík obrovský	354	78.32	2	0.44	95	21.02	1	0.22
užovka stromová	341	49.28	30	4.34	306	44.22	15	2.17
jasoň dymnivkový	22	12.87	1	0.58	148	86.55	0	0.00
jeřáb podrodu <i>Aria</i>	210	69.54	2	0.66	89	29.47	1	0.33
křivatec český pravý	39	51.32	1	1.32	34	44.74	2	2.63
světломilné rostliny	67	37.64	5	2.81	104	58.43	2	1.12
stín-tolerující rostliny	103	45.98	10	4.46	111	49.55	0	0.00
stínomilné rostliny	29	72.50	3	7.50	7	17.50	1	2.50

* zóna přírodní (A), zóna přírodě blízká (B), zóna soustředěné péče s cílem ochrany biodiverzity (C1), zóna soustředěné péče s cílem umožnění přírodních procesů (C2).



Obrázek 20. Výskyt modelových organismů v kategoriích nové zonace NP Podyjí. Jednotlivé zkratky zonace pak znamenají: zóna přírodní (A), zóna přírodě blízká (B), zóna soustředěné péče s cílem ochrany biodiverzity (C1), zóna soustředěné péče s cílem umožnění přírodních procesů (C2), zóna kulturní krajiny (D).

V kategoriích *LU/LC2014* v kontextu nové zonace nejvíce záznamů výskytu tesaříka obrovského, užovky stromové a křivatece českého pochází z *otevřeného lesa* a v zóně přírodní (A); nejvíce záznamů jeřábů podrodu *Aria*, stín-tolerujících a stínomilných rostlin pochází ze *zapojeného lesa* přírodní zóny (A); a nejvíce záznamů jasoně dymnivkového pochází z *bezlesí* v zóně soustředěné péče s cílem ochrany biodiverzity (C1); nejvíce záznamů světломilných rostlin pochází z *otevřeného lesa* v zóně soustředěné péče s cílem ochrany biodiverzity (C1) (Tab. 10, Tab. 11).

Tabulka 10. Počet záznamů výskytu modelových organismů v jednotlivých zónách NP Podyjí podle kategorií LU/LC2014.

	bezlesí				otevřený les				zapojený les			
	A*	B*	C1*	C2*	A*	B*	C1*	C2*	A*	B*	C1*	C2*
tesařík obrovský	0	0	0	0	216	0	45	0	138	2	50	1
užovka stromová	13	6	64	7	191	2	90	7	125	14	110	1
jasoň dymnivkový	0	0	94	0	7	0	4	0	8	1	32	0
jeřáby podrodu <i>Aria</i>	1	0	0	0	64	1	48	0	145	0	37	1
křivavec český pravý	0	0	0	0	31	1	27	2	8	0	5	0
světломilné rostliny	0	0	7	0	28	1	51	0	39	4	36	1
stín-tolerující rostliny	1	0	10	0	27	0	43	0	75	10	43	0
stínomilné rostliny	0	0	0	0	1	0	0	0	28	3	6	1

* zóna přírodní (A), zóna přírodě blízká (B), zóna soustředěné péče s cílem ochrany biodiverzity (C1), zóna soustředěné péče s cílem umožnění přírodních procesů (C2).

Tabulka 11. Relativní zastoupení záznamů výskytu modelových organismů v jednotlivých zónách NP Podyjí podle kategorií LU/LC2014.

Modelové organismy	bezlesí				otevřený les				zapojený les			
	A*	B*	C1*	C2*	A*	B*	C1*	C2*	A*	B*	C1*	C2*
tesařík obrovský	0	0	0	0	47,79	0	9,96	0	30,53	0,44	11,0	0,22
užovka stromová	2,06	0,95	10,1	1,11	30,32	0,32	14,2	1,11	19,84	2,22	17,4	0,16
jasoň dymnivkový	0	0	64,3	0	4,79	0	2,74	0	5,48	0,68	21,9	0
jeřáby podrodu <i>Aria</i>	0,34	0	0	0	21,55	0,34	16,1	0	48,82	0	12,4	0,34
křivavec český pravý	0	0	0	0	41,89	1,35	36,4	2,70	10,81	0	6,76	0
světломilné rostliny	0	0	4,19	0	16,77	0,60	30,5	0	23,35	2,40	21,5	0,60
stín-tolerující rostliny	0,48	0	4,78	0	12,92	0	20,5	0	35,89	4,78	20,5	0
stínomilné rostliny	0	0	0	0	2,56	0	0	0	71,79	7,69	15,3	2,56

* zóna přírodní (A), zóna přírodě blízká (B), zóna soustředěné péče s cílem ochrany biodiverzity (C1), zóna soustředěné péče s cílem umožnění přírodních procesů (C2).

4. Diskuze

Pokusil jsem se analyzovat vliv současného a minulého krajinného krytu na rozšíření modelových organismů, většinou ochranařsky významných druhů v NP Podyjí (dále NP). Níže shrnuji výsledky analýz, diskutuji problémy plynoucí z charakteru dostupných dat, shrnuji rozšíření modelových taxonů na území NP a diskutuji jej ve světle nově přijaté zonace NP na základě výsledků vlastních i jiných studií.

Analýzy ukázaly vliv současného krajinného krytu, případně vliv jeho interakce s krajinným krytem v r. 1938, na distribuci většiny modelových organismů v NP. Kromě jeřábů podrodu *Aria* a stínomilných rostlin, kde vliv krajinného krytu nebyl detekován, se všechny modelové organizmy vyhýbají zapojenému lesu. Tento vztah není překvapením, modelové organizmy jsou světlomilné (Slater, 1990; Beneš *et al.*, 2002; Gomille, 2002; Buse, Zabransky & Assmann, 2008; Černý *et al.*, 2011; Lepší *et al.*, 2015; Němec *et al.*, 2017; Chytrý *et al.*, 2018). Je nicméně užitečné doložit jejich vztah k zapojenému lesu přímo pro území NP.

Analýzy nicméně často ukazují, že vztah mezi rozšířením modelových organismů a krajinným krytem je dosti slabý. Tento výsledek je, už s ohledem na dostupné informace o potřebách modelových organismů nutno brát s rezervou (Beneš *et al.*, 2002; Zavadil, Musilová & Mikátová, 2008; Černý *et al.*, 2011; Lepší *et al.*, 2015; Němec *et al.*, 2017; Chytrý *et al.*, 2018; Miklín *et al.*, 2018). Může totiž reflektovat spíše objem a kvalitu dostupných dat, případně skutečnost, že výskyt většiny modelových organismů na území NP Podyjí je koncentrován v kaňonu řeky Dyje, jak ukazuje agregace záznamů. Jejich výskyt na území NP je proto není náhodný, ale nezávisí pouze na krajinném krytu, jak ukazuje značná prostorová korelace v distribuci všech modelových organismů. Ta buď reflektuje jejich omezenou schopnost kolonizovat vzdálenější plochy, nebo ukazuje na vliv jiné, mnou rovněž nestudované proměnné. S největší pravděpodobností je touto proměnnou charakter terénu, který navíc ovlivňuje charakter vegetace, včetně kategorií krajinného krytu. Jednotlivé části NP se od sebe výrazně liší, kdy podhorní acidofilní bučiny v západní části a dubohabřiny v centrální části byly již v roce 1938 zapojené a nedošlo zde k tak výrazným změnám, jako ve východní části (Daníhelka *et al.*, 2002; Härtel *et al.*, 2009; Miklín, Miklínová & Čížek, 2016). Charakter terénu a složení vegetace však nebyly předmětem analýz.

Tesařík obrovský se NP vyskytuje v dnes otevřených lesích kaňonu. Historická podoba lesa, oproti výsledkům z lužních lesů soutoku Moravy a Dyje (Miklín *et al.*, 2018), nebyla významným prediktorem. Relativní četnost hostitelských stromů v neměnných otevřených lesích exponovaných svahů se nelišila od těch, kde došlo k uvolnění korunového zápoje. Jedná se především o stromy na horní hranici kaňonu, které se nachází severně od Šobeské vinice až k Železným schodům, kde z blíže neurčitých důvodů došlo k otevření zapojeného lesa. Je však pravděpodobné, že stromy byly již dlouhodobě pro tesaříka obrovského přístupné z kaňonu. Kromě vlivu prostorové autokorelace pak dalším důvodem, proč vliv historického krajinného krytu nevyšel průkazně, a to ani s interakcí, může být porovnávání záznamů stromů s tesaříkem s polygony celého NP, kdy se stromy hostící tesaříka vyskytují především ve východní části NP.

Užovka stromová preferuje v NP otevřená a nelesní stanoviště podél Dyje a na svazích kaňonu, což vzhledem k tomu že tento druh preferuje říční údolí s údolním fenoménem není překvapivé (Gomille, 2002; Zavadil, Musilová & Mikátová 2008). Vliv historického krajinného krytu nebyl prokázán, což u takto mobilního druhu není překvapivé. Relativní četnost výskytu užovek je výrazně vyšší na nivních loukách nežli na otevřených lesích. To může být způsobeno relativně velkým počtem přítomností v polygonech *bezlesí*, které mají nezanedbatelně menší rozlohu nežli *otevřený les*. Bližší pohled na distribuci záznamů na mapě krajinného krytu napovídá, že většina nálezů v *bezlesí* pochází od kraje lesa, kde se užovky rády zdržují (Zavadil, Musilová & Mikátová, 2008). Rozdíl mezi relativní četností na nelesní stanovištích a otevřených lesích může být dále ovlivněn obdobím, ve kterém byly daní jedinci zaznamenáni, neboť se dle období liší i jejich preference stanovišť (Rehák, Král & Roth, 2002).

Výskyt užovek v NP je velmi silně koncentrován na necelých 11 ha vinice Šobes, kde přítomnost skládaných zídek poskytuje dostatek vhodných úkrytů, líhnišť, zimovišť a výslunných míst (Zavadil, Musilová & Mikátová, 2008). Vinice spadá do zóny soustředěné péče s cílem ochrany biodiverzity (C1). Nebyla však do analýz zahrnuta, protože pravděpodobným výsledkem by bylo doporučení zakládání vinic v zóně (C1) jako vhodného managementu populace užovky v NP.

Jason dymnivkový se v NP nachází především na nivních loukách podél Dyje a dále také na okrajích s nimi sousedících lesů. Analýza vlivu krajinného krytu na pravděpodobnost výskytu jasoně detekovala jak vliv přítomnosti a minulosti, tak jejich interakce. Bližší pohled na

distribuci jasoně v polygonech krajinného krytu naznačuje, proč by tomu tak mohlo být. Jde o malé polygony kategorií *bezlesí* a *zapojeného lesa*, které spolu dlouhodobě sousedí a postupně se zapojují nebo otevírají. Záznamy dospělců však nevypovídají o ovipoziční preferenci samic, a tedy habitatových nárocích housenek (Beneš *et al.*, 2002), kdy u většiny záznamů není uvedeno pohlaví.

Pro jeřáby podrodu *Aria* byla jediným významným prediktorem ovlivňující pravděpodobnost jejich výskytu vzdálenost od nejbližšího jimi obsazeného polygonu. To může být způsobeno agregací jeřábů v západní části v kaňonu. Apomiktické druhy jeřábů potřebují k tvorbě semen pylová zrna jiných druhů (například jeřáb kornoutolistý potřebuje pyl jeřábu dunajského). Moje analýza sice nedetekovala významný vliv krajinného krytu na výskyt jeřábů, ale zde může jít o problém pramenící z faktu, že většina známých jedinců jsou starší stromy a absence mladších může být způsobena nedostatkem vhodných, otevřených stanovišť (Lepší *et al.*, 2015; Lepší & Lepší, 2016). Tedy že aktuální stav okolí stromů nereflektuje podmínky nutné k jejich rozmnožování.

Křivatec český pravý se v NP vyskytuje na málo úživných, mělkých půdách exponovaných svahů v kaňonu, kde mu nehrozí přílišná konkurence jiných rostlin nebo zastínění a zároveň se zde mohou cibulky snadno šířit větrem, jemuž příliš hustá vegetace nevytváří překážky (Černý *et al.*, 2011; Němec *et al.*, 2017). Kromě kaňonu se dále vyskytuje na skalních výchozech v okrajových částech východu NP (například u Popic, Kraví hory a na Havranickém vřesovišti), kde sukcesi zpomaluje nedostatek živin nebo vody a otevřenost stanovišť je udržována pastvou (Stejskal, 2020d). Vliv současného a historického krajinného krytu naznačuje, že křivatec sice roste především na dnes otevřených stanovištích, ale je ovlivněn i minulým stavem biotopu. Je možné, že profituje z minimální konkurence rostlin na nově vzniklých světlinách v zapojených lesů.

Světломilné a stín-tolerující rostliny vykazují podobné rozšíření, vyskytují se především na svazích kaňonu. Analýza vlivu krajinného krytu ukázala, že se častěji vyskytují na *bezlesí* a v *otevřeném lese*. Stínomilné rostliny rostou také v kaňonu, především v dnes *zapojených lesích* západní části NP. Snad kvůli značné agregaci jsou ovlivněny pouze vzdáleností od nejbližšího jimi obsazeného polygonu. Dalším důvodem může být malý objem a variabilita dat a také skutečnost, že jde o konglomerát taxonů definovaný pouze uvedením v červeném seznamu a mírou světломilnosti.

Většina modelových organismů preferuje *bezlesí a otevřený les*, kterých však mezi lety 1938 a 2014 výrazně ubylo, rozloha klesla u obou kategorií na třetinu až čtvrtinu. Modelové organismy se vyskytují především v kaňonu Dyje, v místech, kde se zachoval otevřený charakter krajiny, tedy v okrajích lesů, na exponovaných svazích a nivních loukách. Zachování otevřenosti vegetace kaňonu, případně obnova prosvětlených stanovišť, by tedy přispěly k zachování nebo zlepšení stavu populací většiny modelových taxonů a skupin druhů, z nichž je jeden předmětem ochrany NP. Mělo by tedy jít o jednu z priorit ochrany NP (Dudley, Shadie & Stolton, 2013; Škorpík, 2015).

Je otázka, do jaké míry, a jak rychle mohou ekosystémy v kaňonu zarůst bez vlivu klíčových disturbancí (oheň, velcí herbivorní savci). Na jedné straně panuje názor, že ekosystém NP není již delší dobu kompletní, a NP včetně kaňonu bez aktivního managementu zaroste a dojde ke ztrátě biodiverzity (Škorpík, 2015; Lepší & Lepší, 2016; Čížek & Miklín, 2019). Na straně druhé pak existuje názor, že ekosystém NP ponechaný samovolnému vývoji časem dospěje k spontánním disturbancím (Vrška, 2016). Současné vymezení jednotlivých zón reflektuje druhý názorový přístup, a převážná většina kaňonu je ponechána bezzásahovému managementu v zóně přírodní (A), na kterou pak navazuje zóna přírodě blízká (B). Téměř polovina světlých lesů NP, a zřejmě většina populace tesaříka obrovského, jeřábů podrodu *Aria* a další světlomilné organizmy jsou tímto vystaveny tlaku postupující sukcese.

Nelze však v nové zonaci vidět NP pouze negativa. Do jisté míry respektuje původní rozšíření světlých lesů, kdy rozsáhlá část zóny soustředěné péče s cílem ochrany biodiverzity (C1) je situována do východní části NP, kde došlo od roku 1938 k nejvyššímu zalesnění a zapojení korun (Miklín, Miklínová & Čížek, 2016). Je tedy možné dojde k prosvětlení a navýšení rozlohy *otevřených lesů*. Jedná se především o bývalé pastevní lesy a přeziny u Popic, Havraníků a Hnanic. Tyto lokality jsou v mnoha ohledech velmi cenné, ale protože některé modelové organizmy se v této části NP nevyskytují.

Mé výsledky naznačují, že většina modelových organismů je striktně vázána na oblast kaňonu a ponechání kaňonu spontánní sukcesi může znamenat ochuzení biodiverzity NP a je proto důležité provést další, více obsáhlejší studie.

5. Závěr

Modelové organismy, u kterých se podařilo detekovat vztah mezi jejich výskytem a krajinným pokryvem, preferují světlé lesy a bezlesí. Jejich výskyt je zároveň koncentrován v kaňonu Dyje, kde, podobně jako jinde v parku, od roku 1938 došlo k šíření zapojeného lesa právě na úkor otevřenějších stanovišť. Modelové organizmy tak v posledních zhruba sto letech pozbyly většinu vhodných stanovišť. Nová zonace NP vymezuje většinu kaňonu pro bezzásahový režim přírodní zóny, hrozí tedy další šíření zapojeného lesa, a tudíž úbytek světlých lesů v kaňonu, který je biologicky i ochránářsky nejcennější částí NP.

6. Použitá literatura

- Adámek, M., Bobek, P., Hadincová, V., Wild, J. and Kopecký, M.** (2015). Forest fires within a temperate landscape: a decadal and millennial perspective from a sandstone region in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, **336**, 81-90.
- Adámek, M., Hadincová, V., & Wild, J.** (2016). Long-term effect of wildfires on temperate *Pinus sylvestris* forests: Vegetation dynamics and ecosystem resilience. *Forest Ecology and Management*, **380**, 285-295.
- Agnoletti, M.** (2007). The degradation of traditional landscape in a mountain area of Tuscany during the 19th and 20th centuries: Implications for biodiversity and sustainable management. *Forest ecology and Management*, **249**, 5-17.
- Albert, J., Plátek, M. and Čížek, L.** (2012). Vertical stratification and microhabitat selection by the Great Capricorn Beetle (*Cerambyx cerdo*) (Coleoptera: Cerambycidae) in open-grown, veteran oaks. *European Journal of Entomology*, **109**, 553.
- Angelstam, P.K.** (1998). Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science*, pp.593–602.
- Beneš, J., Čížek, O., Dovala, J., Konvička, M.** (2006). Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *For. Ecol. Manage*, **237**, 353– 365.
- Beneš, J., Konvička, M., Dvořák, J., Fric, Z., Havelda, Z., Pavlíčko, A., Vrabec, V. and Weidenhoffer, Z.** (2002). Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II / Butterflies of the Czech Republic: Distribution and Conservation, I, II.). *SOM, Prague*. 857 pp.
- Bengtsson J., Angelstam P., Elmqvist T., Emanuelsson U., Folke C., Ihse M., Moberg F., Nystrom M.** (2003) Reserves, resilience and dynamic landscapes. *Ambio*, **32**, 389–396.
- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A. and Menozzi, P.** (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest ecology and management*, **132**, 39-50.
- Berger, A. and Loutre, M.-F.** (1991). Insolation values for the climate of the last 10 million years. *Quaternary Science Reviews*, **10**, 297-317.
- Bergman, K. O.** (1999). Habitat utilization by *Lopinga achine* (Nymphalidae: Satyrinae) larvae and ovipositing females: implications for conservation. *Biological Conservation*, **88**, 69-74.

- Bergman, K. O.** (2001). Population dynamics and the importance of habitat management for conservation of the butterfly *Lopinga achine*. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 1303-1313.
- Bobek, P., Svobodová-Svitavská, H., Pokorný, P., Šamonil, P., Kuneš, P., Kozáková, R., Abraham, V., Klinerová, T., Švarcová, M. G. and Jamrichová, E.** (2019). Divergent fire history trajectories in Central European temperate forests revealed a pronounced influence of broadleaved trees on fire dynamics. *Quaternary Science Reviews*, **222**, 105865.
- Bonari G., Fajmon K., Malenovský I., Zelený, D., Holuša J., Jongepierová I., Kočárek P., Konvička O., Uricar J., Chytrý M.** (2017) Management of semi-natural grasslands benefiting both plant and insect diversity: The importance of heterogeneity and tradition. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **246**, 243–252.
- Boucníková, E. and Kučera, T.** (2005). How natural and cultural aspects influence land cover changes in the Czech Republic. *Ekológia (Bratislava)*, **24**, 69-82.
- Brook, B.W., Sodhi, N.S. and Peter, K.L.Ng** (2003). Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature*, **424**(6947), 420-423.
- Brooks, T. M., Akçakaya, H. R., Burgess, N. D., Butchart, S. H., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Juffe-Bignoli, D., Kingston, N., MacSharry, B., Parr, M., Perianin, L., Regan, E.C., Rodrigues A.S.L., Rondini, C., Shennan-Farpon, Y. and Young, B.E.** (2016). Analysing biodiversity and conservation knowledge products to support regional environmental assessments. *Scientific data*, **3**(1), 1-14.
- Bunzel-Drüke, M., Drüke, J., Hauswirth, L. and Vierhaus, H.** (1999). Großtiere und Landschaft-Von der Praxis zur Theorie. *Natur-und Kulturlandschaft*, **3**, 210-229.
- Bürgi, M.** (1999). A case study of forest change in the Swiss lowlands. *Landscape Ecology*, **14**(6), 567-576.
- Bürgi, M., & Gimmi, U.** (2007). Three objectives of historical ecology: the case of litter collecting in Central European forests. *Landscape Ecology*, **22**(1), 77-87.
- Buse, J., Ranius, T. and Assmann, T.** (2008). An endangered longhorn beetle associated with old oaks and its possible role as an ecosystem engineer. *Conservation Biology*, **22**, 329-337.
- Buse, J., Schröder, B. and Assmann, T.** (2007). Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle—a case study for saproxylic insect conservation. *Biological Conservation*, **137**, 372-381.

- Buse, J., Zabransky, P. and Assmann, T.** (2008). The xylobiontic beetle fauna of old oaks colonised by the endangered longhorn beetle *Cerambyx cerdo* Linnaeus, 1758 (Coleoptera: Cerambycidae). *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Entomol*, **16**, 109-112.
- Cardinale, B. J., Duffy, E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D. and Naeem, S.** (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, **486**(7401), 59-67.
- Caseldine C. and Hatton J.** (1993). The development of high moorland on Dartmoor: fire and the influence of Mesolithic activity on vegetation change. In: **Chambers F.M. (ed.)**. (2012). Climate change and human impact on landscape. *Chapmann & Hall, London*, pp. 119–131.
- Černý, T., Petřík, P., Boublík, K., Kolbek, J. and Adámek, M.** (2011). Vegetation with *Gagea bohemica* in the landscape context. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, **145**(3), 570-583.
- Certini, G.** (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, **143**, 1–10.
- Česká krajina** (2018). Divocí koně byli dnes vypuštěni na pastvinu v Národním parku Podyjí. *Česká krajina o.p.s.* [cit. 2019-11-09]. Dostupné z: <https://www.ceska-krajina.cz/2141/divoci-kone-byli-dnes-vypusteni-na-pastvinu-v-narodnim-parku-podyji/>.
- Čížek, L., Drag, L., Hauck, D., Foltan, P. and Okrouhlík, J.** (2015): Management populací evropsky významných druhů hmyzu v České republice: tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*). Certifikovaná metodika [Management of european significant insect species in the Czech Republic: great capricorn beetle (*Cerambyx cerdo*). Certified methodology]. *Biologické Centrum AV ČR, České Budějovice*, 34 pp.
- Čížek, L. nad Miklín, J.** (2019) Nová zonace a staré bolesti NP Podyjí v číslech a souvislostech. *Fórum ochrany přírody*, **2**, 44-48.
- Čížek, L., Šebek, P., Bače, R., Beneš, J., Doležal, J., Dvorský, M., Miklín, J., Svoboda, S.** (2016): Metodika péče o druhově bohaté (světlé) lesy. Certifikovaná metodika. *Biologické Centrum AV ČR, České Budějovice*, 126 pp.
- Cornier, B.** (2009). *Sorbus legrei* (spec. nov.) et *Sorbus remensis* (spec. nov.) (Rosaceae), deux nouvelles espèces françaises. *Publications de la Société Linnéenne de Lyon*, **78**, 27-46.

- Danihelka, J., Antonín, V., Grulich, V. and Chytrý, M.** (2002). Národní park Podyjí. Botanický průvodce. *Česká botanická společnost, Praha*. 12 pp.
- Danihelka, J., Chrtek Jr, J. and Kaplan, Z.** (2012). Checklist of vascular plants of the Czech Republic. *Preslia*, **84**, 647-811.
- Davies, Z. G., Tyler, C., Stewart, G. B. and Pullin, A. S.** (2008). Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 209-234.
- Devi, N., Hagedorn, F., Moiseev, P., Bugmann, H., Shiyatov, S., Mazepa, V. and Rigling, A.** (2008). Expanding forests and changing growth forms of Siberian larch at the Polar Urals treeline during the 20th century. *Global Change Biology*, **14**, 1581-1591.
- Diamond, J. M.** (1989). The present, past and future of human-caused extinctions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, **325**(1228), 469-477.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B.** (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, **345**(6195), 401-406.
- Drag, L., & Čížek, L.** (2018). Radio-tracking suggests high dispersal ability of the great capricorn beetle (*Cerambyx cerdo*). *Journal of Insect Behavior*, **31**(2), 138-143.
- Drag L., Hauck D., Říčan O., Schmitt T., Shovkoon D.F., Godunko R.J., Curletti G., Čížek L.** (2018) Phylogeography of the endangered saproxylic beetle *Rosalia longicorn*, *Rosalia alpina* (Coleoptera, Cerambycidae), corresponds with its main host, the European beech (*Fagus sylvatica*, Fagaceae). *Journal of Biogeography*, **45**, 2631–2644.
- Demek, J., & Kopecký, J.** (1996). Slope failures in metamorphic basement rocks of the Dyje river valley, Podyjí National Park Czech Republic. *Moravian Geographical Reports*, **4**(2), 2-11.
- Dudley N., Shadie P., Stolton S.** (2013) Guidelines for applying protected area management categories including IUCN WCPA best practice guidance on recognising protected areas and assigning management categories 35 and governance types. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 21, *IUCN, Gland*, 143 pp.
<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-021.pdf>
- Dudley, N. and Alexander, S.** (2017). Agriculture and biodiversity: a review. *Biodiversity*. **18**(2-45–49).

- Dzwonko, Z., & Gawroński, S.** (2002). Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. *Biological conservation, Amsterdam*, **106(3)**, 389-398.
- Ebert, G. and Rennwald, E.** (1991). Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2: Tagfalter II. *Ulmer, Stuttgart*, 291-296.
- Edgar, P., & Bird, D. R.** (2006). Action Plan for the Conservation of the Aesculapian Snake (*Zamenis longissimus*) in Europe. In: Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. *Council of Europe, Strasbourg*, 23 pp.
- Elias, D., Hölzel, N. and Tischew, S.** (2018). Positive effects of goat pasturing on the threatened spring geophyte *Gagea bohemica* in formerly abandoned dry grasslands. *Flora*, **249**, 53-59.
- Ellenberg, H. H.** (1988). Vegetation ecology of central Europe. *Cambridge University Press, Cambridge*. 735 pp.
- ESRI** (2018). ArcGIS Desktop: Release 10.6.1. Redlands, *Environmental Systems Research Institute, Redlands*.
- Evans, J.** (1992) Coppice forestry – an overview. In: **Buckley, G.P. (ed.)** (1992). Ecology and management of coppice woodlands. *Chapman & Hall, London*, pp 18-27.
- EUROSTAT** ([online]). Surveying Europe's Landscape – Land Use/Cover Area Frame Survey. *EUROSTAT, Luxemburg*. [cit. 20-4-20] Dostupné z: <https://ec.europa.eu/eurostat/web/lucas/data/database>
- Feurdean A., Ruprecht E., Molnár Z., Hutchinson S.M., Hickler T.** (2018) Biodiversity-rich European grasslands: Ancient, forgotten ecosystems. *Biological Conservation*, **228**, 224–232.
- Flannigan, M. D., Stocks, B. J. and Wotton, B. M.** (2000). Climate change and forest fires. *Science of the total environment, Amsterdam*, **262**, 221-229.
- Forman, R. T. T., Gordon, M.** (1986) Landscape ecology. *Wiley, New York*, 620pp.
- Fuller, R.J., Henderson, A.C.B.** (1992). Distribution of breeding songbirds in Bradfield Woods, Suffolk, in relation to vegetation and coppice management. *Bird Study*. **39**, 73–88.
- Fuller, R. J. and Warren, M. S.** (1993). Coppiced woodlands: their management for wildlife. Second edition. *Joint Nature Conservation Committee, Peterborough*. 29 pp.

- Galetti M., Moleon M., Jordano P., Pires M.M., Guimarae, P.R., Pape T., Nichols E., Hansen D., Olesen J.M., Munk M., de Mattos J.S., Schweiger A.H., Owen-Smith N., Johnson C.N., Marquis R.J., Svenning J.C.** (2018). Ecological and evolutionary legacy of megafauna extinctions. *Biological Reviews*, **93**, 845–862.
- Gomille, A.** (2002). Die Äskulapnatter-Elaphe longissima: Verbreitung und Lebensweise in Mitteleuropa. Ed. *Chimaira*. 158 pp.
- Gromstev, A.** (2002). Natural disturbance dynamics in the boreal forests of European Russia: a review. *Silva fennica*, *36*(1), 41-55.
- Grulich, V.** (1997). Atlas rozšíření cévnatých rostlin Národního parku Podyjí / Thayatal. *Masarykova Universita, Brno*. 297 pp.
- Grulich, V. and Chobot, K.** (2017). Červený seznam cévnatých rostlin ČR. The Red List of vascular plants of the Czech Republic. *Příroda, Praha*, **35**, 1-178.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... & Goulson, D.** (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, **12**(10), e0185809. Dostupné z: <https://journals.plos.org/plosone/article%3Fid=10.1371/journal.pone.0185809>
- Haneca, K. and Beeckman, H.** (2005). Growth trends reveal the forest structure during Roman and Medieval times in Western Europe: a comparison between archaeological and actual oak ring series (*Quercus robur* and *Quercus petraea*). *Annals of Forest Science*, **62**, 797-805.
- Hartel, T. and Plieninger, T. (ed.).** (2014). European wood-pastures in transition: A social-ecological approach. *Routledge*. 302 pp.
- Härtel, H., Lončáková, J., Hošek, M., ed.** (2009). Mapování biotopů v České republice: východiska, výsledky, perspektivy. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha*. 125 pp. ISBN 978-80-87051-36-8
- Hédl, R., Kopecký, M., Komárek, J.** (2010). Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity & Distributions*. **16**, 267–276.
- Hédl, R., Szabó, P., Riedl, V., Kopecký, M.** (2011). Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě II. Lesy jako ekosystém. *Živa, Praha*, **3**, 108-110.
- Hejda, R., Farkač, J. and Chobot, K. (ed.).** (2017). Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí [Red List of threatened species of the Czech Republic Invertebrates]. *Příroda, Praha*, **36**, 1-612.

- Hilmers T., Friess N., Bässler C., Heurich M., Brandl R., Pretzsch H., Seidl R., Müller J.** (2018) Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology*, **55**, 2756–2766.
- Holec, J.** (2000). Chráněné houby. *Ochrana přírody*, **55**(6), 163-167.
- Horák, J., Büche, B., Dodelin, B., Alexander, K., Schlaghamersky, J., Mason, F., Istrate, P. and Méndez, M.** (2010). *Cerambyx cerdo*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T4166A10502932*. [cit. 2020-02-02]. Dostupné z: <https://www.iucnredlist.org/species/4166/10502932>
- Hothorn, T., Bretz, F. and Westfall, P.** (2008). Simultaneous Interference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*. **50**(3), 346-363.
- Hudec, K. & Šťastný, K. (2005a)** Fauna ČR. Ptáci 2/1. *Academia, Praha*. 572 pp.
- Hudec, K. & Šťastný, K. (2005b)** Fauna ČR. Ptáci 2/2. *Academia, Praha*, pp. 581-1203.
- Hubbard, R. M., Vose, J. M., Clinton, B. D., Elliott, K. J., & Knoepp, J. D.** (2004). Stand restoration burning in oak–pine forests in the southern Appalachians: effects on aboveground biomass and carbon and nitrogen cycling. *Forest Ecology and Management*, **190**(2-3), 311-321.
- Huntley, B.** (1990). European vegetation history: Palaeovegetation maps from pollen data-13 000 yr BP to present. *Journal of Quaternary Science*, **5**, 103-122.
- Chapin P.S., Matson P.A., Mooney H.A.** (2002) Principles of terrestrial ecosystem ecology. *Springer*, 392 pp.
- Chobot, K., & Němec, M.** (2017). Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Obratlovci. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha*. 182 pp.
- Chytrý, M., Ermakov, N., Danihelka, J., Hájek, M., Hájková, P., Horsák, M., ... & Pelánková, B.** (2012). High species richness in hemiboreal forests of the northern Russian Altai, southern Siberia. *Journal of Vegetation Science*, **23**(4), 605-616.
- Chytrý, M., Tichý, L., Dřevojan, P., Sádlo, J. and Zelený, D.** (2018). Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *Preslia*, **90**, 83-103.
- Innes, J. B. and Blackford, J. J.** (2003). The ecology of late Mesolithic woodland disturbances: model testing with fungal spore assemblage data. *Journal of Archaeological Science*, **30**, 185-194.
- Iversen, J.** (1960). Problems of the early postglacial forest development in Denmark. *Danm. Geol. Unders. IV Rk*, **3**, 5-31.

- Jentsch, A., Beierkuhnlein, C., & White, P. S.** (2002). Scale, the dynamic stability of forest ecosystems, and the persistence of biodiversity. *Silva Fennica, Helsinki*, **36**(1), 393-400.
- Johnson, C. N.** (2009). Ecological consequences of Late Quaternary extinctions of megafauna. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **276**(1667), 2509-2519.
- Kirby, K. J. and Watkins, C.** (1998). Ecological history of European forests, *CAB International, Wallingford*. 376 pp.
- Kirby, K. J. and Watkins, C.** (2015). Europe's changing woods and forests: from wildwood to managed landscapes, *CAB International, Wallingford*. 371 pp.
- Kirchner, K., Havlíček, M., Kuda, F.** (2014). Typy reliéfu jako základ krajiny Národního parku Podyjí. *Masarykova univerzita, Brno*. 47-63.
- Köhler, M., Hiller, G., Tischew, S.,** (2016). Year-round horse grazing supports typical vascular plant species, orchids and rare bird communities in a dry calcareous grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **234**, 48–57.
- Konvička, M. and Kuras, T.** (1999). Population structure, behaviour and selection of oviposition sites of an endangered butterfly, *Parnassius mnemosyne*, in Litovelské Pomoraví. Czech Republic. *Journal of Insect Conservation*, **3**, 211-223.
- Konvička, M., Čížek, L. and Beneš, J.** (2005). Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management, 2. vydání. *Martin Konvička a Sagittaria, Olomouc*, 127 pp.
- Konvička, M., Čížek, L. and Beneš, J.** (2006). Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management, 2. vydání. *Martin Konvička a Sagittaria, Olomouc*, 79 pp.
- Kopecký, M., Hédli, R., Szabó, P.** (2013). Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *Journal of Applied Ecology*. **50**, 79–87.
- Kotlaba, F.** (1995). Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů SR a ČR. Vol. 4. Sinice a riasy. Huby. Lišajníky. Machorasty. *Príroda, Bratislava*. 221 p.
- Kreuz, A.** (2008). Closed forest or open woodland as natural vegetation in the surroundings of Linearbandkeramik settlements? *Vegetation History and Archaeobotany*, **17**, 51-64.
- Kulakowski D., Seidl R., Holeksa J., Kuuluvainen T., Nagel T.A., Panayotov M., Svoboda M., Thorn S., Vacchiano G., Whitlock C., Wohlgemuth T., Bebi P.** (2017) A walk on the wild side: disturbance dynamics and the conservation and management of European mountain forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 388, 120–131.

- Lenoch, J.** (2014) Dějiny lesního hospodářství a dřevozpracujícího průmyslu. Učební text. *Mendelova univerzita v Brně, Brno*. 123 pp.
- Lepší, M. and Lepší, P.** (2016) Evoluce před očima. Ještě k diskuzi o bezzásahovosti v národním parku Podyjí. *Fórum ochrany přírody*, **4**, 10-12.
- Lepší, M., Lepší, P., Koutecky, P., Bíla, J. and Vít, P.** (2015). Taxonomic revision of *Sorbus* subgenus *Aria* occurring in the Czech Republic. *Preslia*, **87**, 109-162.
- Lepší, M., Lepší, P., Sadlo, J., Koutecký, P., Vít, P. and Petřík, P.** (2013). *Sorbus pauca* species nova, the first endemic species of the *Sorbus hybrida* group for the Czech Republic. *Preslia*, **85**, 63-80.
- Lindenmayer, D. B., Laurance, W. F., and Franklin, J. F.** (2012). Global decline in large old trees. *Science*, **338(6112)**, 1305-1306.
- Ložek, V.** (1973). Příroda ve čtvrtohorách, *Academia*. 372 pp.
- Luoto, M., Kuussaari, M., Rita, H., Salminen, J. and Bonsdorff, T. v.** (2001). Determinants of distribution and abundance in the clouded apollo butterfly: a landscape ecological approach. *Ecography*, **24**, 601-617.
- Mabry, C. M., Brudvig, L. A., & Atwell, R. C.** (2010). The confluence of landscape context and site-level management in determining Midwestern savanna and woodland breeding bird communities. *Forest Ecology and Management*, **260(1)**, 42-51.
- Macek, J., Laštůvka, Z., Beneš, J. and Traxler, L.** (2015). Motýli a housenky střední Evropy IV. Denní motýli. *Academia, Praha*. 540 pp.
- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E.** (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature News*, **536(7615)**, 143.
- May R.M., Lawton J.H. and Stork N.E.** (1995) Assessing extinction rates. In: **Lawton J.H., May R.M. (ed.)**. (1995) Extinction rates. *Oxford University Press; Oxford*, pp. 1–24.
- May, R.M. and Tregonning, K.** (1998). Global conservation an UK Government policy. In: **Mace, G.M., Balmford, A. and Ginsberg, J.R., (ed.)**. (1998). Conservation in a Changing World. *Cambridge Unviversity Press, Cambridge*, pp. 287-301.
- Meyer, N.** (2005). Beiträge zur Gattung *Sorbus* in Bayern. *Selbstverl. der Ges.* 216 pp.
- Miklín, J., Čížek, L.** (2014). Erasing a European biodiversity hot-spot: Open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. *J. Nat. Conserv*, **22**, 35–41.

- Miklín, J., Čížek, L. (2016).** Úspěšná sukcese, neúspěšná ochrana: šíření a houstnutí lesa ve vybraných chráněných území jižní Moravy. *Výroční konference České geografickospolečnosti, Pedagogická fakulta JCU*, pp. 45-54.
- Miklín, J., Miklínová, K. and Čížek, L. (2016).** Změny krajinného krytu na území Národního parku Podyjí mezi lety 1938 a 2014. *Thayensia (Znojmo)*, **13**, 59-80.
- Miklín, J., Šebek, P., Hauck, D., Konvička, O. and Čížek, L. (2018).** Past levels of canopy closure affect the occurrence of veteran trees and flagship saproxylic beetles. *Diversity and Distributions*, **24**, 208-218.
- Mikátová, B. and Vlašín, M. (2012).** Distribution and biology of Aesculapian snake (*Zamenis longissimus*) in the territory of the Podyji and Thayatal National Parks and in their neighbourhood. *Thayensia (Znojmo)*, **9**, 51-81.
- Ministerstvo zemědělství (2019)** Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2018. *Ministerstvo zemědělství, Praha*. 112 pp. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/file/640937/Zprava_o_stavu_lesa_2018.pdf
- Mitchell, F. J. G. (2005).** How open were European primeval forests? Hypothesis testing using palaeoecological data. *Journal of Ecology*, **93**, 168-177.
- Mitchell, F. J. G. and Cole, E. (1998).** Reconstruction of long-term successional dynamics of temperate woodland in Białowieża Forest, Poland. *Journal of Ecology*, **86**, 1042-1059.
- Montiel, C., Kraus, D. (ed.). (2010).** Best practices of fire use – prescribed burning and suppression fire programmes in selected cas-study regions in Europe. European Forest Institute Research Report 24. 182 pp
- Mouton A., Grill A., Sara M., Krystufek B., Randi E., Amori G., Juskaitis R., Aloise G., Mortelliti A., Panchetti F., Michaux J. (2012)** Evidence of a complex phylogeographic structure in the common dormouse, *Muscardinus avellanarius* (Rodentia: Gliridae). *Biological Journal of the Linnean Society*, **105**, 648–664.
- Musilová, R. (2011).** Ekologie a status užovky stromové (*Zamenis longissimus*) v severozápadních Čechách. Disertační práce. *Česka Zemědělska Univerzita v Praze, Praha*. 32 pp.
- Müllerová, J., Hédl, R., Szabó, P. (2015).** Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology nad Management*. **343**, 88–100.

- Müllerová, J., Szabó, P. and Hédl, R.** (2014). The rise and fall of traditional forest management in southern Moravia: A history of the past 700 years. *Forest Ecology and Management*, **331**, 104-115.
- Němec, R., Musil, Z., Vymyslický, T., Bureš, J. and Veselý, P.** (2017). Revize Moravsko-dolnorakouské arely křivatce českého (*Gagea bohemika* s. lat.). *Thayensia, Znojmo*. **14**, 11-57.
- Niemeyer, T., Niemeyer, M., Mohamed, A., Fottner, S., & Härdtle, W.** (2005). Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. *Applied Vegetation Science*, *8*(2), 183-192.
- Nieto, A., Alexander, K.N.A.** (2010). European Red List of Saproxyllic Beetles. *Publication Office of the European Union, Luxembourg*. 56 pp.
- Niklasson, M. and Granström, A.** (2000). Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology*, **81**, 1484-1499.
- Novák, I. and Spitzer, K.** (1982). Ohrožený svět hmyzu / Endangered world of insects. *Academia, Praha*. 140 pp.
- Niklasson M., Zin E., Zielonka T., Feijen M., Korczyk A.F., Churski M., Samojlik T., Jędrzejewska B., Gutowski J.M., Brzeziecki B.** (2010) A 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. *Journal of Ecology*. **98**, 1319–1329.
- Paluch, J. G. and Bartkowicz, L. E.** (2004). Spatial interactions between Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), common oak (*Quercus robur* L.) and silver birch (*Betula pendula* Roth.) as investigated in stratified stands in mesotrophic site conditions. *Forest Ecology and Management*, **192**, 229-240.
- Paradis, E., Claude, J. and Strimmer, K.** (2004). APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics*, **20**, 289-290.
- Peña C., Witthauer H., Klečková I., Fric Z., Wahlberg N.** (2015) Adaptive radiations in butterflies: evolutionary history of the genus *Erebia* (Nymphalidae: Satyrinae). *Biological Journal of the Linnean Society*, **116**, 449–467.
- Perevolotsky, A., Schwartz-Tzachor, R., Yonathan, R. and Ne'eman, G.** (2011). Geophytes–herbivore interactions: reproduction and population dynamics of *Anemone coronaria* L. *Plant ecology*, **212**(4), 563-571.

- Peruzzi, L.** (2008). Contribution to the cytotaxonomical knowledge of the genus *Gagea* Salisb. (Liliaceae). III. New karyological data from the central Mediterranean area. *Caryologia*, **61**, 92-106.
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L., & Brooks, T. M.** (1995). The future of biodiversity. *Science*, **269**(5222), 347-350.
- Piussi, P.** (2000). Expansion of European mountain forests. Forests in sustainable mountain development: a state of knowledge report for 2000. Task Force on Forests in Sustainable Mountain Development. *CAB International, Wallingford*. pp. 19-28.
- Plátek, M., Šebek, P., Hauck, D. and Čížek, L.** (2019). When is a tree suitable for a veteran tree specialist? Variability in the habitat requirements of the great capricorn beetle (*Cerambyx cerdo*) (Coleoptera: Cerambycidae). *European Journal of Entomology*, **116**, 64-74.
- Plieninger, T., Hartel, T., Martín-López, B., Beaufoy, G., Bergmeier, E., Kirby, K., ... & Van Uytvanck, J.** (2015). Wood-pastures of Europe: Geographic coverage, social-ecological values, conservation management, and policy implications. *Biological Conservation*, **190**, 70-79.
- Pokorný, P.** (2019). Příběh vzestupu a pádu aneb Stručná postglaciální historie našich lesů / The Rise and Fall: A Brief Postglacial History of Our Forests. *Živa, Praha*, **5**, 230
- Rackham, O.** (1998). Savanna in Europe. In: **Kirby, K.J, Watkins, C. (ed.)**. (1998). The ecological history of European forests. *CAB International, Wallingford*, pp. 1-24.
- Rackham, O.** (2003). Ancient Woodland: Its History, Vegetation and Uses in England, 2nd edn. *Castlepoint Press, Dalbeattie*. 624 pp.
- Ranius, T.** (2002). Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biological Conservation*, **103**, 85-91.
- Ranius, T. and Jansson, N.** (2000). The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation*, **95**, 85-94.
- Rašín, R., Chromý, P.** (2010): Land use and land cover development along the Czech-Austrian Boundary. In: **Bičík, I., Himiyama, Y. & Feranec, J. (ed.)** (2010): Land Use/Cover Changes in Selected Regions in the World. Volume V. *IGU Commission on LUCC, Asahikawa*, pp. 57-65.

- R Development Core Team** (2018). R: A Language and Environment for Statistical Computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna.: Computing*. Dostupné z: <https://cran.r-project.org/bin/windows/base/old/3.5.0/>
- Rehák, I., Král, B., & Roth, P.** (1992). *Elaphe longissima* (Laurenti, 1768)–užovka stromová. **Baruš, V., Oliva, O.** (1992) Plazi–Reptilia. *Fauna ČSFR* (26.), 141-149.
- Reiterová, L. and Škorpík, M. (ed).** (2012). Plán péče o Národní park Podyjí a jeho ochranné pásmo 2012–2020. *Unpublished thesis, deposited at Správa Národního parku Podyjí, Znojmo*. 316 pp.
- Rich T, H. L. R. A. P. M.** (2010). Whitebeams, rowans and service trees of Britain and Ireland. A monograph of British and Irish Sorbus L. BSBI Handbook no. 14, *Botanical Society of the British Isles, London, UK*. 229 pp.
- Rix, E. M. and Woods, R. G.** (1981). *Gagea bohemica* (Zauschner) JA & JH Schultes in the British Isles, and a general review of the *G. bohemica* species complex. *Watsonia*, **13**, 265-270.
- Rothröckl, T. and Škorpík, M.** (2008). Národní park Podyjí. [Cit. 2020-2-5]. *Ochrana přírody*. **2**. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/z-nasi-prirody/narodni-park-podyji/>
- Rozmara, J.V.** (1876) Pro ochranu lesů. Pojednává nadlesní A. Melichar. *Háj*, **5**(1), 118-123.
- Rozmara, J.V.** (1877) Lesy vojenské hranice. *Háj*, **6**(2), 107.
- Sádlo, J.** (2005). Krajina a revoluce: významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny českých zemí, *Malá Skála, Praha*. 247 pp.
- Salavert, A., Bosquet, D. and Damblon, F.** (2014). Natural woodland composition and vegetation dynamic during the Linearbandkeramik in north-western Europe (central Belgium, 5200–5000 BC). *Journal of Archaeological Science*, **51**, 84-93.
- Sama, G.** (1988). Fauna d'Italia XXVI. Coleoptera Cerambycidae: catalogo topografico e sinonimico. *Edizioni Calderini*. 216 pp.
- Sama, G.** (2002). Atlas of the Cerambycidae of Europe and the Mediterranean Area. Volume 1: Northern, Western, Central and Eastern Europe. British Isles and Continental Europe from France (excl. Corsica) to Scandinavia and Urals. *Nakladatelství Kabourek, Zlín*, 173 pp.
- Sandom, C.J., Ejrnaes, R., Hansen, M.D.D., Svenning, J.C.** (2014) High herbivore density associated with vegetation diversity in interglacial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **111**, 4162–4167.

- Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A.** (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation*, **232**, 8-27.
- Saniga, M., Balanda, M., Kucbel, S., Pittner, J.** (2014). Four decades of forest succession in the oak-dominated forest reserves in Slovakia. *iForest*, **7**, 324–332
- Savill, P.** (2015). High forest management and the rise of even-aged stands. In: **Kirby, K.J., Watkins, C. (ed.)**. (2015). Europe's changing woods and forests: from wildwood to managed landscapes. *CAB International, Wallingford*. pp. 93-106.
- Scharnweber, T., Heinze, L., Cruz-García, R., van der Maaten-Theunissen, M., & Wilmking, M.** (2019). Confessions of solitary oaks: We grow fast but we fear the drought. *Dendrochronologia*, **55**, 43-49.
- Schwarz, R.** (1948). Motýli denní I.[Butterflies]. *Vesmír, Praha*. 48 pp.
- Šebek, P., Altman, J., Plátek, M., Čížek, L.** (2013). Is active management the key to the conservation of saproxylic biodiversity? pollarding promotes the formation of tree hollows. *PLoS One*, **8**(3).
- Šebek, P., Bace, R., Bartoš, M., Beneš, J., Chlumská, Z., Doležal, J., Dvorský, M., Kovář, J., Macháč, O. and Mikátová, B.** (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.
- Šebek, P., Vodka, Š., Bogusch, P., Pech, P., Tropek, R., Weiss, M., ... & Čížek, L.** (2016). Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: The diversity, composition, and conservation value of associated communities. *Forest ecology and management*, **380**, 172-181.
- Sedláček O., Marhoul P.** (2016). Hoří má panenka, minulost a budoucnost ohně (nejen) v Brdech. *Fórum Ochrany Přírody*, **1**, 34-36.
- Šefl, J.** (2007) Rowans in the Podyjí National Park. *Thayensia, Znojmo*, **7**, 121-151.
- Seibold, S., Brandl, R., Buse, J., Hothorn, T., Schmidl, J., Thorn, S., Müller, J.** (2015). Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology*, **29**, 382–390.
- Schultze, J., Gärtner, S., Bauhus, J., Meyer, P., & Reif, A.** (2014). Criteria to evaluate the conservation value of strictly protected forest reserves in Central Europe. *Biodiversity and conservation*, **23**(14), 3519-3542.

- Siitonen, J., Ranius, T.** (2015). The importance of veteran trees for saproxylic insects. In: **Kirby, K.J., Watkins, C. (ed.).** (2015). Europe's changing woods and forests: from wildwood to managed landscapes. *CAB International, Wallingford*, pp.140-153.
- Slater, F. M.** (1990). Biological flora of the British Isles. *Gagea bohemica* (Zauschner) JA & JH Schultes (*G. saxatilis* Koch). *Journal of ecology*. **78(2)**, 535-546.
- Sláma, M. E. F.** (1998). Tesaříkovití-Cerambycidae České republiky a Slovenské republiky:(Brouci-Coleoptera): výskyt, bionomie, hospodářský význam, ochrana. *Milan Sláma, Krhanice*. 383 pp.
- Simon, J. and Vacek, S.** (2008) Výkladový slovník hospodářské úpravy lesa. *Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno*. pp. 126
- Škorpík, M.** (2015). Co může přinést a způsobit bezzásahový režim v NP Podyjí. *Fórum ochrany přírody*, **2**, 17-23.
- Škorpík, M.** ([online]a). Natura 2000. [cit.2020-2-5]. *Správa NP Podyjí, Znojmo*. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/natura-2000>.
- Škorpík, M.** ([online]b). Příroda a péče o území. [cit.2020-2-5]. *Správa NP Podyjí, Znojmo*. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/pece-o-uzemi>.
- Škorpík, M.** ([online]c). Vývoj krajiny. Minulost krajiny a vývoj osídlení v prostoru NP Podyjí. [cit.2020-2-5]. *Správa NP Podyjí, Znojmo*. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/vyvoj-krajiny>
- Škorpíková, V., Reiter, A., Valášek, M., Křivan, V. and Pollheimer, J.** (2012). Ptáci Národního parku Podyjí/Thayatal. Die Vögel des Nationalparks Podyjí/Thayatal. *Správa Národního parku Podyjí, Znojmo*. pp. 396.
- Sparks, T. H., Porter, K., Greatorex-Davies, J. N., Hall, M. L. and Marrs, R. H.** (1994). The choice of oviposition sites in woodland by the Duke of Burgundy butterfly *Hamearis lucina* in England. *Biological Conservation*, **70**, 257-264.
- Spitzer, L., Konvička, M., Tropek, R., Tuf, I.H. & Tufova, J.** (2008). Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biological Conservation*, **141**, 827–837.
- Speight, M.C.** (1989). Saproxylic invertebrates and their conservation. *Council of Europe*, (42), 79 pp.
- Správa NP Podyjí** ([online]a). Historické využívání lesů Podyjí. Lesní pastva. [cit.2020-2-5]. *Správa NP Podyjí, Znojmo*. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/pastva-1>.

- Stejskal, R.** ([online]a). Historické využívání lesů Podyjí. [cit.2020-2-5]. *Správa NP Podyjí, Znojmo*. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/historicke-vyuzivani-lesu>.
- Stejskal, R.** ([online]b). Péče o nelesní biotopy. Rámcové způsoby péče. [cit.2020-2-5]. *Správa NP Podyjí, Znojmo*. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/zakladni-charakteristika>.
- Stejskal, R.** ([online]c). Péče o nelesní biotopy. Rámcové způsoby péče. Kosení. [cit.2020-2-5]. *Správa NP Podyjí, Znojmo*. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/koseni>.
- Stejskal, R.** ([online]d). Péče o nelesní biotopy. Rámcové způsoby péče. Pastva. [cit.2020-2-5]. *Správa NP Podyjí, Znojmo*. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/pastva>.
- Stejskal, R., Ponikelský, J.** (2019). Les v Podyjí není jen divoký, část se pravidelně udržuje. [cit.2020-2-5]. *Správa NP Podyjí, Znojmo*. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/les-v-podyji-neni-jen-divoky-cast-se-pravidelne-udrzuje?highlightWords=pa%C5%99ezin>
- Štěpánek, V.** (1992). The iron curtain and its impact on the environment in the Czech Republic. *Acta Universitatis Carolinae, Geographica*. pp. 27-21.
- Štěpánková, J. (ed.)** (2010). Květena České republiky 8. (*Academia, Praha*). 712 pp.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., De Snoo, G. R., & Eden, P.** (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of environmental management*, **63**(4), 337-365.
- Stokland, J.N., Siitonen, J., Jonsson, B.G.** (2012). Biodiversity in deadwood. *Cambridge University Press, Cambridge*. 521 pp.
- Szabó, P.** (2010). Driving forces of stability and change in woodland structure: A case-study from the Czech lowlands. *Forest Ecology and Management*, **259**(3), 650-656.
- Szabó, P.** (2009). Open woodland in Europe in the Mesolithic and in the Middle Ages: Can there be a connection? *Forest ecology and management*, **257**, 2327-2330.
- Szabó, P.** (2013). The end of common uses and traditional management in a Central European wood. In: **Rotherham, I.D. (ed.)**. (2013). Cultural severance and the environment – the ending of traditional and customary practice on commons and landscapes managed in common. *Springer, Dordrecht*. pp. 205-213.
- The Council of European Communities.** (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Union*, **206**, 7-50.

- Thomas, R. C.** (1998). Ecological changes in Bernwood Forest–woodland management in the present millennium. The ecological history of European forests, ed. Kirby, K. *CAB International, Wallingford*. pp. 225-240.
- Thomas, J. A., Telfer, M. G., Roy, D. B., Preston, C. D., Greenwood, J. J. D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R.T., Lawton, J.H.** (2004). Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science*, 303(5665), 1879-1881.
- Tropek R., Kadlec T., Karešová P., Spitzer L., Kočárek P., Malenovský I., Banar P., Tuf I.H., Hejda M., Konvička M.** (2010) Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 139–147.
- ÚHUL.** ([online]). Katalog rychlých informací. Lesnatost ČR je 34 %. [cit. 2020-02-05]. *Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, Brandýs nad Labem*. Dostupné z: <http://www.uhul.cz/rychle-informace/85-lesnatost-cr-je-33-8>.
- Valimaki, P. and Itamies, J.** (2005). Effects of canopy coverage on the immature stages of the Clouded Apollo butterfly [*Parnassius mnemosyne* (L.)] with observations on larval behaviour. *Entomologica Fennica*, **16**, 117-123.
- Van Swaay, C., Wynhoff, I., Verovnik, R., Wiemers, M., López Munguira, M., Maes, D., Sasic, M., Verstrael, T., Warren, M. and Settele, J.** (2010). *Parnassius mnemosyne*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*: e.T174210A7029050. [cit.2019-11-15]. Dostupné z: <https://www.iucnredlist.org/species/174210/7029050>.
- Van Wieren, S. E.** (1995). The potential role of large herbivores in nature conservation and extensive land use in Europe. *Biological Journal of the Linnean Society*, **56**, 11-23.
- Vančura, P.** ([online]a). Koncepce péče o les. Cílový rozsah porostů ponechaných samovolnému vývoji. [cit.2020-2-5]. *Správa NP Podyjí, Znojmo*. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/cilovy-rozsah-porostu-ponechanych-samovolnemu-vyvoji>.
- Vančura, P.** ([online]b). Koncepce péče o les. Dosavadní výsledky obnovního managementu. [cit.2020-02-05]. *Správa NP Podyjí, Znojmo*. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/dosavadni-vysledky-obnovniho-managementu>.
- Vančura, P.** ([online]c). Péče o zvěř-myslivnost. [cit.2020-2-5]. *Správa NP Podyjí, Znojmo*. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/pece-o-zver>.
- Vančura, P.** ([online]d). Způsoby péče o les. [cit.2020-02-05]. *Správa NP Podyjí, Znojmo*. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/zpusoby-pece-o-les>.

- Vera, F. W. M.** (1997). Metaforen voor de wildernis: eik, hazelaar, rund en paard. Disertační práce. *Agricultural University, Wageningen*. 440 pp.
- Vera, F. W. M.** (2000). Grazing ecology and forest history. *CAB International, Wallingford*. 528 pp.
- Vild, O., Kalwij, J. M., & Hédli, R.** (2015) Effects of simulated historical tree litter raking on the understorey vegetation in a central European forest. *Applied Vegetation Science*, **18**(4), 569-578
- Vít, P., Lepší, M. and Lepší, P.** (2012). There is no diploid apomict among Czech Sorbus species: a biosystematic revision of *S. eximia* and discovery of *S. barrandienica*. *Preslia*, **84**, 71-96.
- Vlašín, M., Mikátová, B.** (2015). Terénní výzkum plazů dostává ustálenou podobu. *Zoo Report Profi, Brno*. **1**, 1-4.
- Vrba, P., Čížek, O., Marhoul, P., Zámečník, J., Beneš, J. and Konvička, M.** (2012): Opuštěné vojenské prostory jako významná refugia motýlí fauny. *Živa*, **5**, 251-254.
- Vrška, T.** (2016). Trochu informačního světla do temnoty bezzásahovosti. *Fórum ochrany přírody*, **3**(1), 10-13.
- Vrška, T., Adam, D., Hort, L., Odehnalová, P., Horal, D., & Král, K.** (2006). Dynamika vývoje pralesovitých rezervací v České republice. Sv. II, Lužní lesy–Cahnov-Soutok, Ranšpurk, Jirřina. – 1. vyd. *Academia, Praha*, 216 pp.
- Waitzmann, M.** (1993). Zur situation der äskulapnatter *Elaphe longissima* (laurenti, 1768) in der bundesrepublik deutschland. *Mertensiella*, **3**, 115-133.
- Warren, M.S., Thomas, J.A.** (1992). Butterfly responses to coppicing. In: **Buckley, G.P.** (ed.). (1992). Ecology and management of coppice woodlands. *Chapman & Hall, London*, pp. 249-270.
- Warren, M. S.** (1991). The successful conservation of an endangered species, the heath fritillary butterfly *Mellicta athalia*, in Britain. *Biological Conservation*, **55**, 37-56.
- Whitfield, D.P., McLeod, D.R.A., Fielding, A.H., Broad, R.A., Evans, R.J. and Haworth, P.F.** (2002). The effects of forestry on golden eagles on the island of Mull, western Scotland. *Journal of Applied Ecology, London*, **38**(6), 1208–1220.
- Whitehouse, N. J. and Smith, D.** (2010). How fragmented was the British Holocene wildwood? Perspectives on the “Vera” grazing debate from the fossil beetle record. *Quaternary Science Reviews*, **29**, 539-553.

- Whitehouse, N. J. and Smith, D. N.** (2004). 'Islands' in Holocene Forests: Implications for Forest Openness, Landscape Clearance and 'Culture-Steppe' Species. *Environmental Archaeology*, **9**, 199-208.
- Wilcox C., Cairns B.J., Possingham H.P.** (2006) The role of habitat disturbance and recovery in metapopulation persistence. *Ecology*, **87**, 855–863.
- Winter, S.** (2012). Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *Forestry*, **85**, 293-304.
- Wittig, B. and Zacharias, D.** (2006). An indicator species approach for result-orientated subsidies of ecological services in grasslands—A study in Northwestern Germany. *Biological Conservation*, **133**, 186-197.
- Woodcock, B. A., Edwards, A. R., Lawson, C. S., Westbury, D. B., Brook, A. J., Harris, S. J., Brown, V. K. and Mortimer, S. R.** (2008). Contrasting success in the restoration of plant and phytophagous beetle assemblages of species-rich mesotrophic grasslands. *Oecologia*, **154**, 773-783.
- Zapletal, M.** (2013). Plán managementu druhu jasoň dymnivkový (*Parnassius mnemosyne*). (ed. Jan, U.), [cit. 2019-10-23]. Dostupné z: <http://www.ochranaprirody.cz/res/archive/210/026697.pdf?seek=1418719311>.
- Zavadil, V., Musilová, R. and Mikátová, B.** (2008). Záchraný program užovky stromové (*Zamenis longissimus*) v České republice. *AOPK ČR, Praha*.
- Ziobro, J., Koziarz, M., Havrylyuk, S., Korol, M., Ortyl, B., Wolański, P., & Bobiec, A.** (2016). Spring grass burning: an alleged driver of successful oak regeneration in sub-carpathian marginal woods. a case study. *Prace Geograficzne*, (**146**), 67-88.

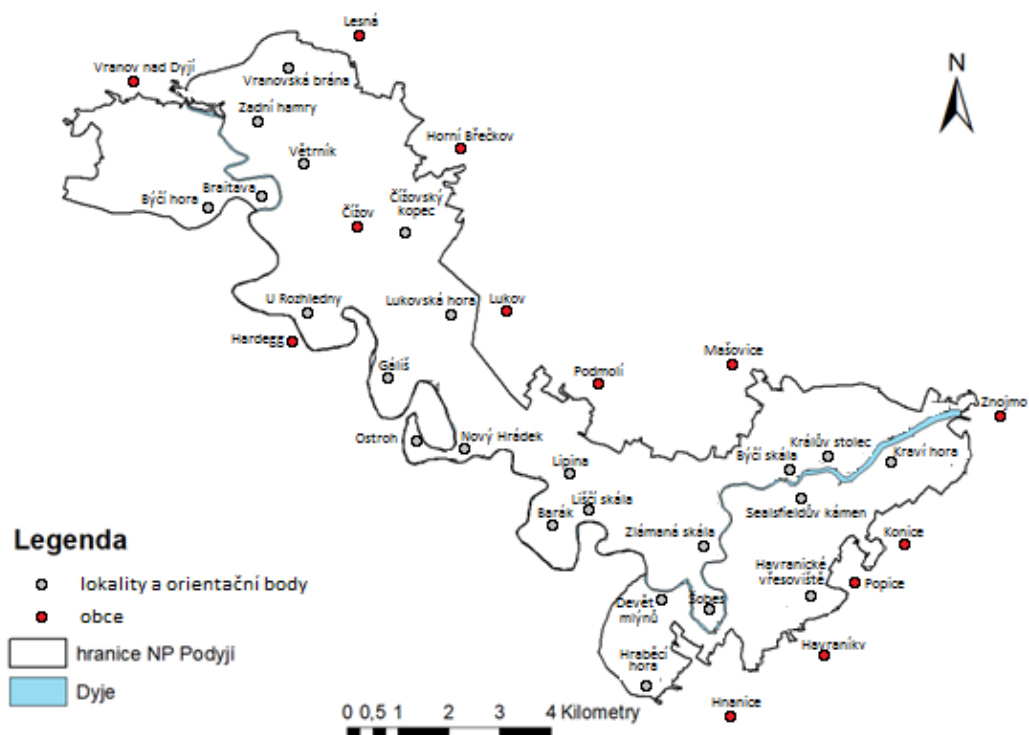
7. Přílohy

Příloha 1. Seznam vzácných rostlin z datasetu poskytnutého Správou NP Podyjí.

Druh rostliny	Kategorie v červeném seznamu rostlin	Ellenbergovy indikační hodnoty: světlo
<i>Abies alba</i>	C4a	3
<i>Aconitum anthora</i>	C3	6
<i>Aconitum variegatum</i>	C3	5
<i>Achillea pannonica</i>	C3	7
<i>Achillea tanacetifolia</i>	C3	7
<i>Ajuga chamaepitys</i>	C1t	7
<i>Alcea biennis</i>	C2b	8
<i>Alyssum montanum</i>	C3	9
<i>Androsace elongata</i>	C3	9
<i>Anemone sylvestris</i>	C2b	7
<i>Aquilegia vulgaris</i>	C3	6
<i>Arabis auriculata</i>	C3	7
<i>Artemisia scoparia</i>	C1t	9
<i>Arum alpinum</i>	C4a	3
<i>Aster amellus</i>	C3	8
<i>Aster linosyris</i>	C3	8
<i>Astragalus onobrychis</i>	C3	8
<i>Aurinia saxatilis</i>	C4a	9
<i>Berberis vulgaris</i>	C4a	7
<i>Bromus squarrosus</i>	C1r	8
<i>Bupthalmum salicifolium</i>	C1r	8
<i>Bupleurum affine</i>	C1r	7
<i>Carex bohémica</i>	C4a	9
<i>Carex curvata</i>	C3	6
<i>Carex davalliana</i>	C2t	9
<i>Carex disticha</i>	C4a	8
<i>Carex hartmanii</i>	C4a	7
<i>Carex pediformis</i>	C3	6
<i>Carex umbrosa</i>	C3	4
<i>Caucalis platycarpus</i>	C2b	6
<i>Centaurea triumfetti</i>	C3	6
<i>Cephalanthera damasonium</i>	C4a	3
<i>Cimicifuga europaea</i>	C1r	4
<i>Clematis recta</i>	C3	6
<i>Cnidium dubium</i>	C2b	7
<i>Corallorhiza trifida</i>	C2b	4
<i>Cornus mas</i>	C4a	6
<i>Corynephorus canescens</i>	C4a	8
<i>Crepis praemorsa</i>	C2b	6
<i>Cruciata pedemontana</i>	C2r	7
<i>Cyclamen purpurascens</i>	C4a	4
<i>Cyperus fuscus</i>	C3	9
<i>Cypripedium calceolus</i>	C2b	5
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	C4a	7
<i>Dactylorhiza majalis</i>	C3	8
<i>Dactylorhiza sambucina</i>	C2t	7
<i>Daphne cneorum</i>	C1t	6
<i>Dianthus superbus</i>	C2t	7
<i>Dictamnus albus</i>	C3	7
<i>Euphorbia angulata</i>	C2r	8
<i>Filago lutescens</i>	C2b	9
<i>Filago minima</i>	C3	9
<i>Gagea pusilla</i>	C3	6

<i>Galanthus nivalis</i>	C3	5
<i>Gentiana cruciata</i>	C2b	7
<i>Geranium divaricatum</i>	C1t	6
<i>Hackelia deflexa</i>	C2b	4
<i>Helichrysum arenarium</i>	C2b	8
<i>Hesperis tristis</i>	C2b	6
<i>Hierochloa australis</i>	C3	5
<i>Inula germanica</i>	C2b	8
<i>Inula hirta</i>	C3	7
<i>Inula oculus-christi</i>	C3	8
<i>Inula salicina</i>	C4a	8
<i>Iris sibirica</i>	C3	8
<i>Iris variegata</i>	C2b	7
<i>Juniperus communis</i>	C3	8
<i>Lappula squarrosa</i>	C3	8
<i>Lavatera thuringiaca</i>	C4a	7
<i>Listera ovata</i>	C4a	6
<i>Lunaria rediviva</i>	C4a	4
<i>Medicago minima</i>	C3	9
<i>Melampyrum cristatum</i>	C3	7
<i>Melica ciliata</i>	C3	8
<i>Melica picta</i>	C3	5
<i>Mercurialis ovata</i>	C2r	5
<i>Minuartia fastigiata</i>	C2b	9
<i>Muscari tenuiflorum</i>	C2b	7
<i>Myosurus minimus</i>	C3	8
<i>Orchis militaris</i>	C2b	7
<i>Orchis morio</i>	C1b	7
<i>Orchis purpurea</i>	C2b	5
<i>Orchis ustulata</i>	C1t	7
<i>Orobanche alba</i>	C3	8
<i>Orobanche lutea</i>	C3	7
<i>Orthilia secunda</i>	C3	4
<i>Papaver maculosum subsp. austromoravicum</i>	C2b	6
<i>Parnassia palustris</i>	C2t	8
<i>Peucedanum alsaticum</i>	C3	7
<i>Peucedanum cervaria</i>	C4a	7
<i>Phlomis tuberosa</i>	C2b	7
<i>Platanthera chlorantha</i>	C3	6
<i>Polygala amara</i>	C1r	8
<i>Polygala major</i>	C3	8
<i>Polystichum aculeatum</i>	C4a	3
<i>Potentilla rupestris</i>	C1t	7
<i>Pulsatilla grandis</i>	C2b	9
<i>Pulsatilla pratensis</i>	C2b	7
<i>Pulsatilla pratensis subsp. bohemica</i>	C2b	7
<i>Quercus cerris</i>	C2r	6
<i>Quercus pubescens</i>	C3	7
<i>Ranunculus illyricus</i>	C2b	8
<i>Reseda luteola</i>	C3	8
<i>Ribes alpinum</i>	C4a	5
<i>Rosa gallica</i>	C3	7
<i>Rosa inodora</i>	C4b	8
<i>Rosa jundzillii</i>	C3	8
<i>Rosa micrantha</i>	C3	8
<i>Salix rosmarinifolia</i>	C3	8
<i>Saxifraga bulbifera</i>	C3	7
<i>Saxifraga tridactylites</i>	C3	8
<i>Scabiosa canescens</i>	C3	7
<i>Scleranthus polycarpus</i>	C3	9
<i>Scorzonera humilis</i>	C4a	7

<i>Seseli annuum</i>	C3	8
<i>Stipa capillata</i>	C4a	8
<i>Stipa dasyphylla</i>	C2r	8
<i>Stipa joannis</i>	C3	8
<i>Stipa pulcherrima</i>	C3	9
<i>Taxus baccata</i>	C3	4
<i>Thalictrum minus</i>	C3	6
<i>Thesium bavarum</i>	C2b	7
<i>Thymelaea passerina</i>	C2t	7
<i>Tordylium maximum</i>	C1t	7
<i>Trifolium rubens</i>	C3	7
<i>Trollius altissimus</i>	C3	9
<i>Valerianella carinata</i>	C2r	7
<i>Veratrum nigrum</i>	C1r	7
<i>Verbascum phoeniceum</i>	C3	7
<i>Verbascum speciosum</i>	C1r	8
<i>Verbena officinalis</i>	C3	9
<i>Veronica longifolia</i>	C3	7
<i>Veronica praecox</i>	C3	8
<i>Veronica scutellata</i>	C4a	8
<i>Veronica teucrium</i>	C4a	7
<i>Veronica triloba</i>	C2t	8
<i>Vicia cassubica</i>	C3	6
<i>Viola rupestris</i>	C3	6



Příloha 2. Orientační body a vybrané lokality NP Podyjí

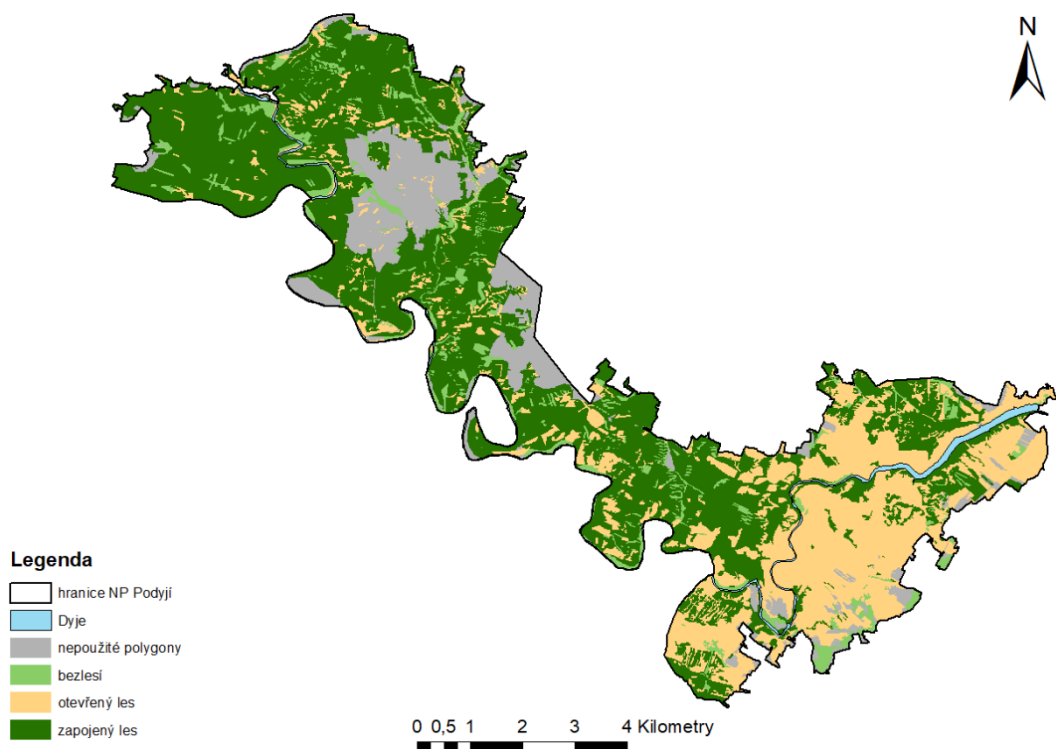
Příloha 3. Předměty ochrany Evropsky významných lokalit na území NP Podyjí (Reiterová & Škorpík, 2012)

Evropsky významné lokality	Rostliny a živočichové	Biotopy v Natura 2000
EVL Podyjí (6273,07 ha)	<p>netopýr velkouchý (<i>Myotis bechsteini</i>)</p> <p>vrápenec malý (<i>Rhinolophus hipposideros</i>)</p> <p>čolek velký (<i>Triturus cristatus</i>)</p> <p>vranka obecná (<i>Cottus gobio</i>)</p> <p>tesářík obrovský (<i>Cerambyx cerdo</i>)</p> <p>roháč obecný (<i>Lucanus cervus</i>)</p> <p>kovařík fialový (<i>Limniscus violaceus</i>)</p> <p>přástevník kostivalový (<i>Callimorpha quadripunctaria</i>)</p> <p>koniklec velkokvětý (<i>Pulsatilla grandis</i>)</p> <p>střevíčník pantoflíček (<i>Cypripedium calceolus</i>)</p>	<p>nížinné až horské toky s vegetací svazů <i>Ranunculion fluitantis</i> a <i>Callitricho-Batrachion</i></p> <p>Evropská suchá vřesoviště</p> <p>kontinentální opadavé křoviny</p> <p>formace jalovce obecného (<i>Juniperus communis</i>) na vřesovištích nebo vápnitých trávnících</p> <p>panonské skalní trávníky (<i>Stipo-Festucetalia pallentis</i>)</p> <p>extenzivní sežené louky nížin a podhůří (<i>Arrhenatherion</i>, <i>Brachypodio-Centaureion nemoralis</i>)</p> <p>středoevropské silikátové sutě</p> <p>chasmofytická vegetace silikátových svahů</p> <p>pionýrská vegetace silikátových skal (<i>Sedo-Scleranthion</i>, <i>Sedo albi-Veronicion dillenii</i>)</p> <p>jeskyně nepřístupné veřejnosti</p> <p>dubohabřiny asociace <i>Galio-Carpinetum</i></p> <p>lesy svazu <i>Tilio-Acerion</i> na svazích, sutích a roklicích</p> <p>Eurosibiřské stepní doubravy</p>
EVL Mašovická střelnice (77,53 ha)	x	<p>polopřirozené suché trávníky a facie křovin na vápnitých podložích (<i>Festuco-Brometalia</i>), význačná naleziště vstavačovitých</p> <p>polopřirozené suché trávníky a facie křovin na vápnitých podložích (<i>Festuco-Brometalia</i>)</p>
EVL Fládnitzké vřesoviště (5,53 ha)	x	<p>Evropská suchá vřesoviště</p> <p>kontinentální opadavé křoviny</p> <p>polopřirozené suché trávníky a facie křovin na vápnitých podložích (<i>Festuco-Brometalia</i>), význačná naleziště vstavačovitých</p>
EVL Popice – fara (0,03 ha)	vrápenec malý (<i>Rhinolophus hipposideros</i>)	x
EVL Podmolí – strouha (5,1 ha)	čolek dravý (<i>Triturus carnifex</i>)	x
EVL Vranov nad Dyjí – základní škola (0,07 ha)	netopýr brvitý (<i>Myotis emarginatus</i>)	x

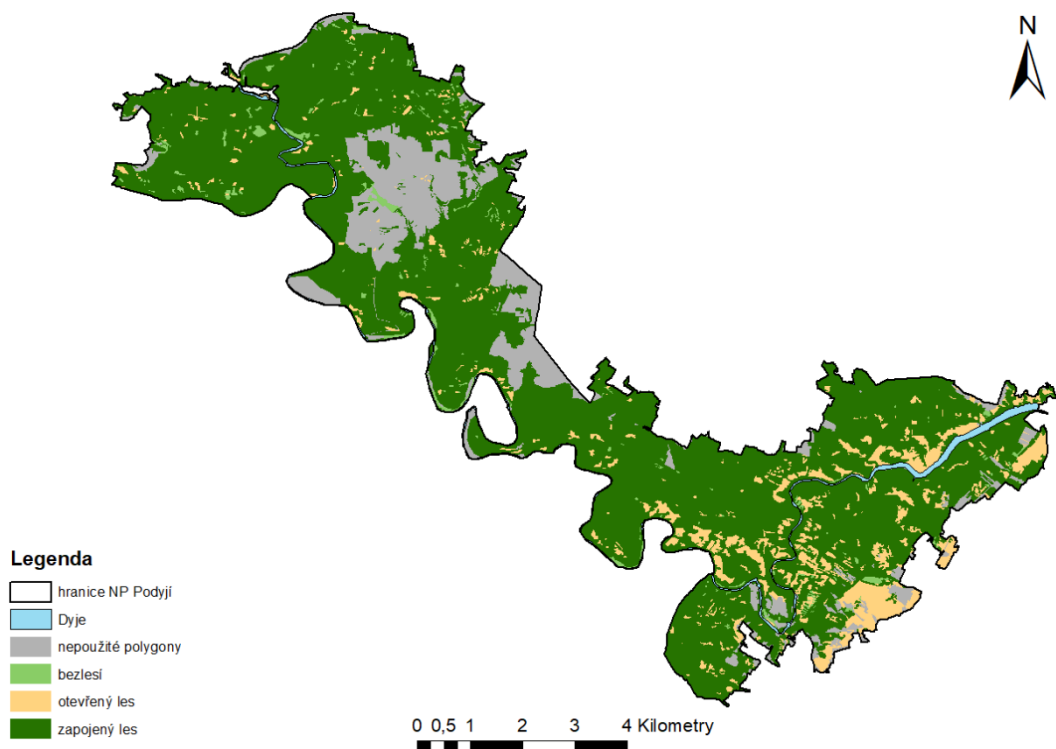
Příloha 4. Charakteristika zón NP Podyjí dle vyhlášky 259/2019 Sb.

Zonace	Ekosystémy zonací
A*	<p>přírozené lesní ekosystémy dubohabřin, suťových lesů, lužních lesů, bučin, teplomilných a acidofilních doubrav, křovinné a skalní ekosystémy</p> <p>přírozené křovinné a skalní ekosystémy nízkých xerofilních dřevin, suchých trávníků, vegetace efemerních rostlin a sukulentů, pohyblivých sutí, jeskyní, skal a drolin</p>
B*	<p>člověkem částečně pozměněné lesní ekosystémy dubohabřin, bučin, suťových lesů, teplomilných a acidofilních doubrav</p> <p>člověkem částečně pozměněné vodních ekosystémů makrofytní vegetace vodních toků, mokřadních rákosin a vegetace vysokých ostřic</p>
C*	<p>člověkem významně pozměněné křovinné ekosystémy vysokých mezofilních a xerofilních křovin a nízkých mezofilních dřevin</p> <p>člověkem významně pozměněné lesní ekosystémy dubohabřin, suťových lesů, bučin, teplomilných a acidofilních doubrav</p> <p>člověkem významně pozměněné ekosystémy suchých trávníků, nížinných až horských vřesovišť, luk a pastvin</p>
D*	<p>zastavěné plochy a zastavitelná území obcí zahrnující urbanizovaná území a ně navazující antropogenní plochy se sporadickou vegetací mimo sídla, určené k jejich udržitelnému rozvoji</p> <p>ekosystémy člověkem pozměněných nelesních stromových výsadeb mimo sídla a křoviny s ruderálními nepůvodními druhy, určené k trvalému využití člověkem</p>

* zóna přírodní (A), zóna přírodě blízká (B), zóna soustředěné péče s cílem umožnění přírodních (C), zóna kulturní krajiny (D).



Příloha 5. Polygony sdružených kategorií LU/LC NP Podyjí v roce 1938, které vstupovaly do analýz.



Příloha 6. Polygony sdružených kategorií LU/LC NP Podyjí v roce 2014, které vstupovaly do analýz.