

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ekologie lesa



**Fakulta lesnická
a dřevařská**

Lesní vegetace Karlického údolí v Českém krasu: její

dynamika a příčiny degradace

Diplomová práce

Bc. Natálie Němejcová

Mgr. Petr Karlík, Dr. rer. nat.

2023

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Autorka práce:	Bc. Natálie Němejcová
Studijní program:	Lesní inženýrství
Vedoucí práce:	Mgr. Petr Karlík, Dr. rer. nat.
Garantující pracoviště:	Katedra ekologie lesa
Jazyk práce:	Čeština
Název práce:	Lesní vegetace Karlického údolí v Českém krasu: její dynamika a příčiny degradace
Název anglicky:	Forest vegetation of the Karlický údolí in the Bohemian Karst (Czech Republic): dynamics and causes of degradation
Cíle práce:	<p>Světlé lesy s dominancí dubu jsou jedním z nejbohatších středoevropských lesních společenstev. V současnosti jsou však často ve špatném stavu z hlediska biodiverzity a dalších ekosystémových služeb, které poskytují. Za hlavní příčinu degradace byla dosud považována především mezofilizace porostů, stále větší devastáční dopad má však přezvěření a v posledních letech i extrémně suché periody.</p> <p>Modelovou lokalitou, kde došlo během uplynulých cca 10 let k dramatickému zhoršení stavu, je přírodní rezervace Karlické údolí ležící v CHKO Český kras. V rámci zadané diplomové práce bude studentka pokračovat v tématu své bakalářské práce, jež bude rozšiřovat a prohlubovat. Zejména bude ve spolupráci se školitelem dokončen poměrně náročný sběr primárních dat (opakované fytoocenologické snímky, celkem více než 67 ploch). Na všech plochách studentka dále odebere půdní vzorky, které zanalyzuje a vyhodnotí (maximální kapilární kapacita, pH, XRF).</p> <p>Bude zjišťováno, jak se vyvíjí celková bohatost květeny území a jak se mění výskyt specifických skupin druhů (ohrožené a zvláště chráněné druhy, jedovaté rostliny, invazní taxony...). Bude zkoumána dynamika jednotlivých lesních společenstev (např. vápnomilné bučiny nebo teplomilné doubravy). Trendy ve vývoji vegetace budou interpretovány v závislosti na získaných proměnných prostředí.</p> <p>Hlavní otázky, které budou řešeny, úzce souvisejí s péčí o chráněné území. Výstupem práce proto budou i návrhy, jak zvrátit negativní vývoj tamní vegetace.</p>
Metodika:	<p>Rešerše naváže na poznatky uvedené v bakalářské práci. Nově bude rozšířena o problematiku přezvěření (zejména mufloní zvěří) a odumírání lesních dřevin v důsledku sucha.</p> <p>V praktické části bude studentka zejména pořizovat fytoocenologické snímky a provádět odběry a analýzy půdních vzorků. Další data o prostředí budou získána z podkladů v prostředí GIS.</p> <p>Práce je dosti komplexní a tak si studentka osvojí práci s různými softwarovými nástroji (Turboveg, Juice, ArcGIS, Statistica).</p> <p>Harmonogram prací: VI-IX/2022: dohledávání trvalých ploch a pořizování fytoocenologických snímků a jejich průběžné zapisování do programu Turboveg X-XII/2022: odběry půdních vzorků a jejich zpracování X-XII/2022: práce v GIS I/2023: statistické vyhodnocení výsledků II-III/2023: sepsání finální podoby práce</p>
Doporučený rozsah práce:	Minimálně 50 normostran textu bez příloh.
Klíčová slova:	trvalé plochy, nížinné lesy, biodiverzita, bylinné patro, muflon, odumírání dřevin, Český kras

Doporučené zdroje informací:

1. Blažková D. (1962): Phytozönologische Studie aus den Roblinské lesy (Roblin-Wäldern). – Acta Universitatis Carolinae - Biologica, 1962 (3): 219–288.
2. Čermák P. & Mrkva R. (2003): Browsing damage to broadleaves in some national nature reserves (Czech Republic) in 2000–2001. – Ekológia 22: 132–141.
3. Gill R. (2000): The impact of deer on woodland biodiversity. – Forestry Commission 36, Edinburgh.
4. Hédl R., Kopecký M., Komárek J. (2010): Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. Diversity and Distributions, 16(2): 267–276.
5. Joys A. C., Fuller R. J., Dolman P. M. (2004): Influences of deer browsing, coppice history, and standard trees on the growth and development of vegetation structure in coppiced woods in lowland England. – Forest Ecology and Management 202: 23–37.
6. Kopecký M., Hédl R., Szabó P. (2013): Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. – Journal of Applied Ecology, 50(1), 79–87.
7. Ložek V., Kubíková J., Špryňar P. et al. (2005): Střední Čechy. Chráněná území České Republiky, Svazek XIII. AOPK ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 904 p.

Předběžný termín obhajoby: 2022/23 LS - FLD

Elektronicky schváleno: 5. 9. 2022
prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.
Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno: 5. 9. 2022
prof. Ing. Róbert Marušák, Ph.D.
Děkan

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou Diplomovou práci "Lesní vegetace Karlického údolí v Českém krasu: její dynamika a příčiny degradace" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 05.04.2023

Abstrakt

Světlé lesy s dominancí dubu jsou jedním z nejbohatších střeoevropských lesních společenstev. V současnosti jsou však z hlediska biodiverzity často ve špatném stavu. Za hlavní příčinu degradace byla dosud považována především mezofilizace porostů, stále větší devastáční dopad má však přezvěření a v posledních letech i extrémně suché periody.

Modelovou lokalitou, kde došlo během uplynulých cca 10 let k dramatickému zhoršení stavu, je přírodní rezervace Karlické údolí ležící v CHKO Český kras. Cílem práce je popsat tuto změnu a vysvětlit její příčiny.

Hlavním metodickým přístupem je opakované fytoocenologické snímkování. Z období 2008-2010 máme k dispozici údaje z celkem 68 trvalých ploch, které byly v rámci předkládané práce zopakovány. Na jednotlivých plochách byly dále získány údaje o různých proměnné prostředí, např. o pH půdy či její maximální vodní kapacitě.

Od období 2008-2010 došlo k významnému snížení pokryvnosti stromového patra, které lze vysvětlit výrazně suchým obdobím v letech 2016-2018. V keřovém patře žádné významné změny nezaznamenáváme. Naprosto zásadní jsou však změny, které nastaly v bylinném patře. Ačkoliv byl celkový počet rostlinných druhů v rámci aktuálního snímkování vyšší než v minulém, nové druhy svými nároky na životní prostředí a životní strategií nasvědčují, že dochází k ruderalizaci a obecné degradaci lesního ekosystému Karlického údolí. Šíří se zejména druhy ruderální, zoochorní a jedovaté, zatímco typické lesní druhy a ohrožené xerothermní druhy světlých doubrav mizí. Hlavní příčinou tohoto vývoje je přemnožená mufloní zvěř, která škodí svou intenzivní pastvou, rozrušováním půdy v důsledku častého přemísťování po nejcennějších lokalitách.

Současný stav předmětů ochrany přírodní rezervace Karlické údolí je žalostný. Pokud opravdu chceme zachovat přírodní i kulturní dědictví této lokality, je třeba provést zásadní redukci stavů zvěře. Než budou tyto enormně četné populace zvěře redukovány, je možné některé z nejcennějších dostupnějších lokalit oplotit. Do budoucna je třeba myslet na zcela novou otázku, která vznikne po vyřešení problému přemnožené zvěře. Ta se týká nastavení vhodného lesnického hospodaření, které bude dále udržovat pestrou mozaiku zdejších světlých lesů.

Klíčová slova: trvalé plochy, nížinné lesy, biodiverzita, bylinné patro, muflon, odumírání dřevin, Český kras

Abstract

Light forests dominated by oak are one of the richest Central European forest communities. At present, however, they are often in a poor state in terms of biodiversity. Until now, the main cause of degradation was mainly considered to be the mesophilicization of stands, but the ever-increasingly devastating impact is overgrazing of game and, in recent years, extremely dry periods. The Karlické údolí nature reserve, located in the Bohemian Karst landscape protected area, is a model locality where the situation has dramatically deteriorated over the past 10 years.

The aim of the work is to describe this change and explain its causes. The main methodological approach is repeated phytocenological sampling. From the period 2008-2010, we have available data from a total of 68 permanent areas, which were repeated as part of the presented work. Data on various environmental variables, such as soil pH or its maximum water holding capacity, were also obtained on individual plots.

From the period 2008-2010, there was a significant reduction in tree layer coverage, which can be explained by the significantly dry period in 2016-2018. We do not notice any significant changes in the bush layer. However, the changes that occurred in the herbaceous layer are essential. Although the total number of plant species in the current survey was higher than in the last one, new species with their demands on the environment and life strategy indicate that there is a ruderalization and general degradation of the forest ecosystem of the Karlické údolí. There are spreading especially ruderal, zoochoric and poisonous species, while typical forest species and endangered xerothermic light oak species are disappearing. The main cause of this development is the overabundance of mouflon animals.

If we really want to preserve the natural and cultural heritage of this locality, a fundamental reduction in game populations must be carried out. Before these enormous game populations are reduced, some of the most valuable sites available can be fenced off. In the future, it is necessary to think about a completely new question that will arise after solving the problem of game overpopulation. This concerns the setting of suitable forest management, which will maintain the rich mosaic of the local light forests in the future.

Keywords: permanent plots, lowland forests, biodiversity, herbaceous layer, mouflon, dieback of woody plants, Bohemian Karst

1 Obsah

2 Úvod a cíle práce	9
3 Literární rešerše.....	11
3.1 CHKO Český kras.....	11
3.1.1 Historie ochrany.....	11
3.1.2 Současný stav CHKO Český kras.....	12
3.1.3 Přírodní charakteristiky území CHKO	14
3.2 Zájmové území: přírodní rezervace a evropsky významná lokalita Karlické údolí	17
3.3 Světlé lesy	18
3.3.1 Hospodaření ve světlych lesích.....	20
3.3.2 Historie světlych lesů na Karlštejnku.....	24
4 Metodika	26
4.1 Terénní práce.....	26
4.1.1 Fytocenologické snímky	26
4.1.2 Půdní vzorky	27
4.2 Zpracování dat	28
4.2.1 Frekvence výskytu jednotlivých taxonů	29
4.2.2 Analýza proměnných prostředí	29
4.2.3 Mnoharozmětné statistické analýzy pro vyhodnocení druhového složení bylin- ného patra	29
5 Výsledky.....	30
5.1 Frekvence výskytu jednotlivých taxonů.....	30
5.2 Analýzy variace proměnných prostředí.....	33
5.2.1 Pokryvnost stromového patra (E1)	33
5.2.2 Pokryvnost keřového patra (E2)	34
5.2.3 Pokryvnost bylinného patra (E3)	35
5.2.4 Celkový počet druhů vegetačních snímků	36
5.2.5 Vztah pokryvnosti bylinného patra E3 ke zjištěnému pH půdy	37
5.2.6 Vztah počtu druhů ke zjištěnému pH.....	38
5.2.7 Vztah sklonu svahu a pH půdy	39
5.2.8 Vztah úbytku druhů a sklonu svahu.....	40
5.3 Mnoharozměrné statistické analýzy pro vyhodnocení druhového složení bylin- ného patra	41
5.3.1 Druhová vyriabilita	41
6 Diskuze.....	42
6.1 Frekvence výskytu jednotlivých taxonů.....	42

6.1.1	Druhá diverzita stromového patra.....	42
6.1.2	Druhá diverzita keřového patra.....	42
6.1.3	Druhá diverzita bylinného patra	43
6.2	Analýzy variance proměnných prostředí.....	44
6.2.1	Pokryvnost stromového patra	44
6.2.2	Pokryvnost keřového patra	45
6.2.3	Pokryvnost bylinného patra	45
6.2.4	Celkový počet druhů na vegetačních snímcích.....	46
6.2.5	Vztah bylinného patra a dalších proměnných prostředí.....	47
6.3	Faktory nejvíce ovlivňující změny vegetace	49
6.3.1	Výskyt suchých epizod	49
6.3.2	Vysoké stavy zvěře	51
6.4	Návrhy pro zlepšení stavu vegetace Karlického údolí.....	52
7	Závěr	54
8	Literatura.....	55
9	Přílohy.....	64

2 Úvod a cíle práce

Evropsky významná lokalita a přírodní rezervace Karlické údolí je důležitá svými rostlinnými i živočišnými společenstvy, typickými pro Karlštejnskou pahorkatinu (AOPK, 2013). Tato společenstva zde nacházíme díky dochované struktuře zdejších porostů, z nichž se velká část vyznačuje charakterem světlých lesů.

Světlé lesy jsou obecně označovány za nejbohatší suchozemský ekosystém mírného pásu. Tento ekosystém nabízí na poměrně malém území značně rozmanité prostředí, které je vhodné pro široké spektrum organismů. Pro zachování biologické rozmanitosti v přírodě jsou tyto lesy klíčovým biotopem (Šebek et al., 2015). Ve světle aktuální klimatické změny a neustálého řešení otázky ohrožené stability klasických vysokých lesů, se tento ekosystém ukazuje jako stabilnější a odolnější. Dokáže udržovat vysokou biologickou rozmanitost, poskytovat ochranu před půdní erozí a je pravděpodobně stabilní i v rámci narůstajících teplot a nerovnoměrně rozložených dešťových srážek (Becker et Urnau, 2018).

Výskyt těchto lesů je však silně ohrožen. Původní lesnické hospodaření bylo na většině místech opouštěno a lesy byly převáděny na lesy vysoké nebo zcela opuštěny. Zejména tomu tak bylo kvůli nízkým nebo žádným ekonomickým profitům, dále pak z usouzení, že toto hospodaření zasahuje škodlivě do produkční podstaty půdy a vede k její degradaci a v neposlední řadě tomu tak bylo i z důvodu klesající poptávky po tvrdém palivovém dříví (Pelíšek, 1957, Čížek, 2016, Szabó et al., 2015). Výsledkem toho úpadku hospodaření je zapojení stromového patra, posun charakteru bylinného patra spíše k mezofilním společenstvům a celková ztráta biologické rozmanitosti tohoto ekosystému. Původní společenstva jsou vytlačována invazivními a konkurence schopnými druhy a zcela se ztrácí autentický charakter těchto lesů. V současné době jsou zbytky těchto porostů zcela devastovány divokou zvěří, která se na mnoha místech stává limitním faktorem jejich výskytu.

Pro usnadnění přežití zbývajících populací ohrožených druhů světlých lesů je třeba navrhnout cílená managementová opatření a začlenit je do hospodářských plánů jednotlivých lesních lokalit. Každý efektivní plán péče však vyžaduje dostatečné znalosti o aktuálním stavu ohrožených populací a jejich nárocích na stanoviště (Roleček et al., 2017). Abychom byli schopni dobře vyhodnotit aktuální stav ohrožených populací (či konkrétních předmětů ochrany), potřebujeme mít co nejpodrobnější informace o dřívějším stavu těchto ekosystémů. Tato data však obvykle nebývají dostupná v dostatečné míře. V případě Karlického údolí máme k dispozici

unikátní záznamy o vegetaci v podobě fytoecnologických snímků z let 1956-1958 a z 2008-2011.

Cílem této práce je tedy posoudit změny vegetace, konkrétně za poslední desetiletí (snímkování z let 2008-2011 a následné opakování v letech 2020-2022). Během relativně krátkého období došlo v naší přírodě k významným změnám, které mohou mít zásadní vliv na lesní vegetaci: (1) v období 2015-2018 proběhla série extrémně suchých let a (2) stavy zvěře v ČR se obecně zvyšují a dopady jejich nepřiměřeně vysokých stavů se podepisují na krajině celé republiky. Bude testováno, jaké parametry prostředí stojí za změnou vegetace a jaký vliv mají tyto změny na kvalitu lesních ekosystémů z hlediska předmětů ochrany a také z hlediska lesnického. Je limitujícím faktorem výskytu světlých lesů v Karlickém údolí sucho nebo zvěř? Mohou spolu tyto dva faktory interagovat a se podílet na nastávajících změnách společně?

Doufám, že tato práce přispěje k exaktnímu popisu změn na území Karlického údolí a že budou nalezeny a následně realizovány vhodné přístupy ke správě zdejších světlých lesů. Je to jediný způsob, jak zachovat jejich přírodní i kulturní dědictví (Slach, 2021).

3 Literární rešerše

3.1 CHKO Český kras

Chráněná krajinná oblast Český kras byla zřízena dne 12. dubna 1972 výnosem Ministerstva kultury České socialistické republiky (Výnos MK České socialistické republiky 4947/2-II/2, 1972). Oblast Českého krasu o rozloze 130 km² se nachází v okresech Beroun a Praha – západ ve Středočeském kraji. Na území CHKO jsou vymezeny 2 národní přírodní rezervace, 9 přírodních rezervací, 4 národní přírodní památky, 6 přírodních památek a 1 bezzásahové území. V rámci soustavy Natura 2000 se zde nachází 9 evropsky významných lokalit (Ministerstvo životního prostředí, 2022).

„Posláním oblasti je ochrana všech hodnot krajiny, jejího vzhledu a jejích typických znaků i přírodních zdrojů a vytváření vyváženého životního prostředí; k typickým znakům krajiny náleží zejména její povrchové utváření, včetně vodních toků a ploch, rozvržení a využití lesního a zemědělského půdního fondu, její vegetační kryt a volně žijící živočišstvo a ve vztahu k ní také rozmístění a urbanistická skladba sídlišť, architektonické stavby a místní zástavba lidového rázu (Výnos MK České socialistické republiky 4947/2-II/2, 1972).“ Jedná se o největší vápencové území v České republice. Nacházíme zde rozsáhlá zachovaná společenstva skalních stepí a lesostepí a listnaté lesy s velmi bohatou květenou i zvířenou (Ministerstvo životního prostředí, 2022). Oblast je významná i z hlediska světové stratigrafie, paleontologie a mnoha vzácných druhů nejen rostlin ale i živočichů (Šamonil, 2001).

3.1.1 Historie ochrany

Oblast CHKO leží ve starosídelní krajině, ve které člověk aktivně mění tvář přírody již po 7 tisíciletí. Po většinu holocénu tuto přírodu neutvářely pouze přírodní síly ale i lidské aktivity, jako byla lesní pastva nebo těžba dříví. Později i pak těžba vápence (Ložek, 2012). Za počátek snah o ochranu lesů v oblasti Českého krasu lze považovat už Obstův lesní plán z roku 1864. Ten rozděloval lesy mimo jiné i podle jejich funkcí na lesy s funkcí výnosovou nebo ochrannou a krajinářského významu (Dörner et Müllerová, 2014). Na přípravách vyhlášení chráněné krajinné oblasti Český kras se začalo pracovat v roce 1966 (Moucha, 2014). V průběhu těchto pří-

prav bylo největší motivací zabránění přílišnému využívání krajiny těžbou vápenců a zemědělským a lesnickým hospodařením. Převažovala tedy myšlenka konzervační ochrany (Tichý, 2013).

Zásadní změnu v hospodaření přineslo vyhlášení národní přírodní rezervace Karlštejn a Koda ještě před oficiálním vyhlášením CHKO v 60. letech 20. století. Na těchto pařezinových lokalitách byl vyloučen lidský zásah (Hofmeister, 2001, Pondělíček et al., 2002). Ač byl tento režim ochrany přínosný pro dlouhodobé pozorování přírodních procesů, jeho zavedení se ukázalo jako škodlivé ve vztahu k druhovému bohatství a rozmanitosti taxonů (Spitzer et al., 2008, Šebek et al., 2015). Nejen na základě monitoringu změn na těchto plochách se od 80. let smýšlení o ochraně těchto světlých lesů mění: mnohé předměty ochrany jsou závislé na lidském hospodaření a krajinu ani přírodu nelze konzervovat, protože jde o dynamické systémy, které jsou proměnlivé v čase (Tichý, 2013). Hlavním smyslem zakládání chráněných území je v současné době ochrana biodiverzity. Tato území mají především představovat útočiště pro ty druhy organismů, které nemohou přežít jinde (Čížek et al., 2016).

3.1.2 Současný stav CHKO Český kras

Hospodaření ve světlých lesích střední Evropy si prošlo v poslední polovině století dramatickými změnami (Hédl et al., 2010, Kopecký et al., 2013). V současné době se potýkáme s poklesem využívání krajiny. Možná největším ohrožením předmětů ochrany CHKO je změna způsobu hospodaření nebo jeho úplná absence. Studie prováděné na území CHKO ukazují na zvyšování zápoje porostů (Dörner et Müllerová, 2014) a zvyšování obsahu dusíku v půdě (Tichý, 2013, Hofmeister, 2001). Režim intenzivního hospodaření dal v minulosti vzniknout unikátnímu prostředí mozaiky světlých, převážně listnatých lesů s cyklicky se střídajícími světlinami a zapojenými porosty (Hofmeister, 2001, Dörner et Müllerová, 2014). Konektivita otevřených biotopů v rámci lesů pak usnadnila kolonizaci rostlinami a živočichy s různými nároky na světlo a vytvořila tak druhově bohaté prostředí s vysokou ochrannou hodnotou (Šebek et al., 2015).

Upuštění od tohoto intenzivního hospodaření způsobuje v těchto porostech výrazné změny stanovištních podmínek a složení druhového bylinného patra (Roleček et al., 2017). To se stává chudším a nacházíme zde taxony spíše mezofilních lesů s náročnějšími požadavky na živiny

(Hédl et al., 2010, Kopecký et al., 2013, Tichý, 2013, Müllerová et al., 2015). V lesích se začínají šířit taxony jako jsou jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), lípa velkolistá (*Tilia cordata*), javor babyka (*Acer campestre*) a jilm horský (*Ulmus glabra*), což v první řadě poukazuje na vyšší úživnost ekosystémů (Hofmeister, 2001). Absence rušivých vlivů ať už v podobě lidského hospodaření nebo přirozených disturbancí tedy vede k postupnému nahrazování světlomilných druhů dřevin druhy odolnými vůči stínu (Hédl et al., 2010). Vznikají uzavřené lesy, které podporují jen velmi málo ohrožených druhů (Kopecký et al., 2013). V kombinaci s vysokým tlakem přemnožené zvěře a zvýšenou depozicí uhlíku se ochranná hodnota těchto uzavřených lesů ponechaných k sukcesi stává spíše omezenou. Je pravděpodobné, že bez vhodných managementových zásahů bude v budoucnu ochranná hodnota těchto lesů dále klesat (Vild et al., 2013, Šebek et al., 2015).

K opuštění původního hospodaření v lesích vedla především zvýšená poptávka po stavebním dříví, kterou nízké lesy nemohly uspokojit (Čížek et al., 2016), dále pak usouzení, že peřazinový způsob obhospodařování zasahuje škodlivě do produkční podstaty půdy a vede k její degradaci (Pelíšek, 1957) a v neposlední řadě i klesající poptávka po tvrdém palivovém dříví (Polanský, 1957, Szabó et al., 2015, Slach et al., 2021) z důvodu přechodu k fosilním palivům (Hédl et Štochová, 2018).

Nejrozšířenějšími lesními společenstvy v CHKO jsou v současnosti habrové doubravy s hustým keřovým patrem. Tyto doubravy zde nacházíme suché s travinami nebo bohaté s bylinami. V menším zastoupení zde pak nacházíme habrové doubravy na spraši a ve strmých kamenitých svazích se často vyskytují porosty s dominancí velmi nekvalitního výmladkového habru. Minoritně jsou pak zastoupeny i bučiny, považované za lesnický velmi cenné, neboť dosahují nejnižšího přirozeného areálu rozšíření ve středních Čechách (Šamonil, 2001).

Vápencové svahy jsou vystaveny teplotním extrémům, protože se vápence snadno rozpalují a zadržují špatně vlhkost. To znesnadňuje zarůstání dřevinami a vzniká tu díky tomu unikátní možnost existence skalních stepí a bezlesí (Juříčková, 2021). Tato extrémně suchá a teplá stanoviště bývají nesouvisle pokryta xerothermní vegetací, která má charakter pustinné stepi na mělkých až nevyvinutých půdách, jako jsou litozemě a protorankery (Ložek, 2012). Chladnější a vlhčí skály a srázy jsou pak domovem reliktních biocenóz charakterizovaných pýchavou (*Sesleria albicans*) (Ložek et al., 2020).

3.1.3 Přírodní charakteristiky území CHKO

3.1.3.1 Reliéf oblasti

Celé území je značně členité a nejvyšší body se pohybují mezi 450-490 m. n. m. Nejnižšími body je údolí Berounky a Vltavy, které je zhruba ve výšce 200 m. n. m. (Samek, 1964). Řadu velmi charakteristických povrchových útvarů i podzemních dutin dokázal zapříčinit krasový fenomén, který je podmíněn výskytem vápencového podkladu a jeho sklonem podléhat krasovým pochodům (Ložek et al., 2020). Mezi tyto charakteristické krasové útvary řadíme škarpy, závrtky a jim podobné útvary ale i soutěsky a skalní stěny (Koukal et al., 2014). Tento pestrý reliéf, vystupující na různých velkých plochách dává díky své členitosti vzniknout skutečně rozmanité mozaice stanovišť, které mají často až protichůdný charakter (Ložek et al., 2020). Vedle krasového fenoménu utváří charakter zdejší krajiny i fenomén říční. Ten se vyskytuje zejména v kaňonech Berounky a Vltavy a spojuje mitagičnickou trasu podél říčních toků, rozrůzněnost stanovištní mozaiky říčních údolí i mikroklimatické odlišnosti, které jsou způsobeny prouděním vzduchu a rozdílným exponováním roklí a jejich hran. Přítomnost těchto výslunných svahů v teplejších oblastech území Českého krasu umožňuje výskyt některých teplomilných druhů, jejichž část dosahuje v těchto lokalitách severní hranice svých areálů výskytů. Na konec tvoří krajinný ráz vrcholový fenomén. Ten zapříčinil díky odlišnému proudění vzduchu teplejší a sušší podmínky na svazích a vrcholech kopců, a tím i zvrát lesních vegetačních stupňů (Cílek et al., 2020).

3.1.3.2 Geologické poměry

Středočeská, tepelsko-barrandienská oblast Českého masivu vykazuje daleko větší geodiverzitu než ostatní členy základu tohoto masivu (Ložek et al., 2020). Konkrétně oblast Českého krasu leží v silursko-devonském jádru Barrandienu, jehož delší osa leží ve směru jihozápad-severovýchod (Samek, 1964). Barrandien je z hlediska stratigrafie starších prvohor světově významným objektem naší neživé přírody. Je tomu tak díky zachovaným vrstevním sledům zvrásněných hornin svrchního proterozoika postižených velmi slabými účinky regionální metamorfózy a nemetamorfovanými horninami staršího paleozoika, ale i bohatstvím zachovalých fosilií (Cháb, 2008, Ložek et al., 2020). Barrandienskou oblast dělíme na 50 regionálních stratigrafických jednotek typu kotýzské vápence (Cílek et al., 2020). Jádro oblasti tvoří devon, obal této

elipsy pak silur. Do území zasahuje okrajově i ordovik, a to zdickými nebo záhořanskými vrstvami. Nacházíme zde výskyty svrchní křídý a diabasu. Na vegetaci se velmi pak zřetelně projevuje ordovik bezkarbonátovými usazeninami (Samek, 1964, ČHMÚ, 2023).

Do období siluru, jehož nejstarším pásmem jsou břidlice, obsahující četné vložky vápence, spadá i významná vulkanická činnost (Cháb, 2008). Spodní devon je tvořen výhradně karbonátovými usazeninami. Střední devon tvoří též převážně karbonátové usazeniny, na jeho bázi jsou však uloženy břidlice dalejské. Sopečná činnost v devonu se projevila jen nepatrně (Samek, 1964). Ordovik je v drtivé většině představován tmavými břidlicemi. Tato jednotvárnost je přerušena jen kvarcity na vrcholu jeho vrstevního sledu. Ty jsou považovány za období pískovců a slepenců (Cháb, 2008).

Čtvrtohorní terasy bývají tvořeny štěrky a jsou od sebe odděleny skalním stupněm. Z období starších čtvrtohor se dochovaly i říční štěrky a písky a uloženiny hlín svahových, sprašových a vápnatých. Z období mladších čtvrtohor zde nacházíme hlinité náplavy podél řek, rozpadlý povrh hornin a v neposlední řadě i stopy různé lidské činnosti (Samek, 1964).

3.1.3.3 Půdní poměry

Názornou ukázkou půdní rozmanitosti je právě mozaika půd na území Českého krasu. Substrátem půd nejsou pouze zvětraliny určitých hornin skalního podkladu, ale i pokryvy eolického původu, jakými jsou spraše, ve vyšších polohách nevápnité prachovice, smíšené svahoviny, terciární písky, štěrky nebo jíly (Ložek et al., 2020). Na vápencích vznikají většinou půdy těžšího rázu, popřípadě půdy silně skeletovité, mělké. Silikátové horniny dávají naopak vzniknout ve většině případů půdám lehčím, alespoň ve svrchních vrstvách. Téměř všude je však patrná větší či menší sprašová příměs. Samotné spraše a sprašové půdy dávají vzniknout středně těžkým až těžkým půdám. Na terasách písčitých a štěrkových jsou půdy velmi lehké. Jeli zde však zajištěna dostatečná vlhkost, mohou navzdory své minerální chudobě tvořit produkčně příznivé stanoviště. Suté se mohou stát stanovištěm vhodným pro ušlechtilé listnaté dřeviny, pokud jsou meziprostory vznikající větráním hornin vyplněny humusem (Samek, 1964).

Kambizemě (hnědé půdy) jsou nejrozšířenějším půdním typem na zvětralinách skalního podkladu. Obecně mají kambizemě nižších poloh (300-600 m. n. m.) snížený obsah humusu v důsledku vyšší mineralizace. Sorpční komplex bývá nasycenější, charakteristická je však i typická

skeletovistost těchto půd. Půdní reakce bývá slabě kyselá až kyselá. Tyto půdy nacházíme například pod kyselými doubravami či kyselými bučinami (Šarapatka, 2014). Na území Českého krasu nacházíme kambizemě modální přecházející do oligobazických silně skeletovitých variet, na bazaltových vulkanitech nacházíme eubazické variety, které přechází až do pararendzin v místech, kde se vyskytuje vyšší podíl kalcitu ve vulkanických produktech (Ložek et al., 2020).

Na skeletových karbonátových horninách nacházíme rendziny, půdy vzniklé v našich krasových oblstech (Rejšek et Vácha, 2018). Jejich charakter mají mělké půdy na vrcholech jižně orientovaných vápencových svahů, které mohou přecházet do mulových rendzin v místech silně vápnitých nebo s mocnějším hlinitým povrchem (Ložek et al., 2020). Právě tyto půdy s nápadnou červenou až červenohnědou barvou na území teplých vápencovitých oblastí jako je Český kras, jsou označovány jako terra rossa. (Šarapatka, 2014, Rejšek et Vácha, 2018). Na výrazných vrcholech můžeme najít plošky mělkých humózních půd, chudých kyselých rankerů na křemencích či rendzin na vápencích (Ložek et al., 2020).

Na sever od Berounky se můžeme setkat i s úživnými hlubokými luvizeměmi (Ložek et al., 2020). Ty se nejčastěji vyskytují na rovinatých terénech a na plochých částech úpatí svahů do nadmořské výšky 600m (Šarapatka, 2014).

Přímý vliv na biochemické půdní procesy má stupeň pH půdy (Rejšek et Vácha, 2018). Hodnota pH také ovlivňuje reakci rostlinného společenstva na dostupnost dusíku (Perring et al., 2018). Nepřímo tato hodnota vodíkového exponentu ovlivňuje celou škálu půdních vlastností: například celkový charakter vývoje půd, průběh zvětrávání půd, intenzitu humifikace, půdní strukturu apod (Rejšek et Vácha, 2018). Pokud převažují v půdním vzorku hydroxylové ionty, je půda alkalická, zásaditá. V případě převahy vodíkových iontů, je půda acidická, kyselá (Šarapatka, 2014).

V posledních letech se na území Českého krasu stále více objevují nitrofilní druhy rostlin. Tato změna nastávající ve složení bylinného patra je připisována (1) zvýšené depozici dusíku a ale i (2) změně světelných podmínek jako důsledku nedostatečné míry hospodaření v lesích. Zvýšení dostupnosti dusíku v půdě je provázeno zánikem výskytu vzácných taxonů a naopak s novými výskytů nitrofilních druhů, jako je *Chaerophyllum temulum*, *Galium aparine*, *Geranium robertianum*, *Geum urbanum*, či *Impatiens parviflora* (Hofmeister et al., 2002, Hofmeister et al., 2009).

3.1.3.4 Klimatické poměry

Oblast Českého krasu je charakteristická dlouhými, teplými a suchými léty a krátkými, mírně teplými zimami (Ložek et al., 2005). Klimatický normál pro oblast Středočeského kraje (roky 1991-2020) je 10,5°C stupňů a 583 milimetrů. Průměrná teplota naměřená stanicí v Dobřichovicích v roce 2022 byla 10,3°C. Roční úhrn srážek v Berouně v roce 2022 činil 565 mm. Oblast CHKO Český kras, podobně jako i další oblasti, zasáhla v letech 2016-2018 série výrazně suchých a teplých vegetačních sezón. V nejextrémnějším roce 2018 došlo k významně nízkému úhrnu srážek, který činil pouhých 339 mm za celý rok (údaj ze stanice Beroun). Tento rok byl taktéž významný i průměrnou roční teplotou, která dosáhla 12,3°C (ČHMÚ, 2023).

Na jižních svazích CHKO dochází ke značným teplotním rozdílům mezi dnem a nocí v průběhu vegetačního období. Tyto rozdíly mohou dosahovat výše až 40-50°C. V jarních a letních měsících jsou proto poměrně častým jevem přísušky. To může hrát velmi výraznou roli ve druhovém rostlinném složení (Šamonil, 2001).

3.2 Zájmové území: přírodní rezervace a evropsky významná lokalita Karlické údolí

Přírodní rezervace Karlické údolí byla vyhlášena dne 29.12.1972 výnosem Ministerstva kultury České socialistické republiky 18009/72. Oblast o velikosti 525 hektarů (AOPK ČR, 2008) se nachází v katastrálních územích Mořinka, Karlík a Vonoklasy (AOPK ČR, 2013) a od roku 2007 je zařazena mezi evropsky významné lokality (Volf et Chvojková, 2011). Nadmořská výška rezervace se pohybuje od 240 do 394 metrů. Orgán ochrany přírody, pod který spadá péče o toto území, je AOPK ČR České republiky, regionální pracoviště Střední Čechy (AOPK ČR, 2009).

Předmětem ochrany tohoto zvláště chráněného území jsou typická lesní, rostlinná i živočišná společenstva Karlštejnské pahorkatiny. Mezi chráněné ekosystémy patří pěnovecová lesní prameniště, štěrbinové vegetace vápnitých skal, vápnité pohyblivé sutě, skalní trávníky, teplomilné křoviny se skalníkem, suťové lesy, hercynské dubohabřiny, květnaté a vápnomilné bučiny, šipákové doubravy a mochnové doubravy (AOPK ČR, 2013). Nejrozšířenějším původním lesním společenstvem Českého krasu jsou právě dubohabřiny. Jedná se o relativně stinné lesy s boha-

tým bylinným patrem hájových společenstev. Dalším ochránářsky hodnotným lesním společenstvem jsou květnaté a vápnomilné bučiny vyskytující se na živinově bohatém substrátu. Bylinný podrost je zde pestrý s výskytem mezofilních druhů a pokryvností do 30 %. Na teplých a suchých stanovištích se vyskytují šipákové doubravy, lesy světlé a rozvolněné, často zakrslého vzrůstu. Významné jsou vysokou biodiverzitou, neboť v nich nalézáme vedle lesních druhů i druhy stepní nebo společenstva typická pro lesní lemy. Na pramenných vývěrech a na potocích s vodou silně bazickou a bohatou na minerály vznikají velmi vzácná a specifická společenstva lesních pěnovcových pramenišť. Pramenné vápence, pěnovce, mohou na tocích tvořit série traventinových hrázek. Pěnovce osidlují společenstva mechorostů, játrovek a vláknitých řas, které tak vytváří živou složku pěnovcových kaskád (AOPK ČR, 2009, Cílek et al., 2020).

Chráněnými druhy v zájmové oblasti jsou včelník rakouský (*Dracocephalum austriacum*) a zvonovec liliolistý (*Adenophora liliifolia*) (Volf et Chvojková, 2011, AOPK ČR, 2013), které jsou podle červených seznamů pro cévnaté rostliny kriticky ohrožené (Grulich, 2012) a jsou objektem ochrany soustavy Natura 2000.

Cílem ochrany Karlického údolí je udržení podmínek vhodných pro existenci a perspektivu společenstev skalních a suchých trávníků a prostorově, věkově i druhově diferenciovaných lesů s vyloučením příměsí geograficky nepůvodních dřevin (AOPK ČR, 2013). Největším ohrožením pro ochránářsky nejhodnotnější biotopy (skalní stepi) bylo ještě v roce 2009 zarůstání dřevinami, především keři. Bylo doporučeno prosvětlování těchto lesů a odstraňování nepůvodních druhů. Suťové lesy a bučiny byly doporučeny k ponechání přirozenému vývoji (AOPK ČR, 2009).

3.3 Světlé lesy

Z hlediska vegetace je území chráněné krajinné oblasti Českého krasu významné nížinnými světlými lesy. Především jsou to habrové a šipákové doubravy, které jsou důležité svým bohatým bylinným patrem (Tichý, 2013).

Světlé lesy jsou tzv. polopřirozené, neboť jsou většinou sukcesně nestabilní. Nicméně díky lidskému hospodaření i jiným vnějším vlivům existují dlouhodobě (Roleček et al., 2015). Tyto lesy vznikaly od období třetihor, kdy jejich podobu tvořili velcí herbivoři, oheň a další disturbanční faktory (Čížek et al., 2016). O charakteru těchto původních lesních ekosystémů však máme jen velmi málo informací (Dörner et Müllerová, 2014). Samotné obhospodařování lesů

pařezinovým způsobem je konkrétně na území Čech a Slovenska doloženo od 13. století (Kavuljak in Korf, 1957).

Pařezinové lesy byly rozšířeny především v údolním, pahorkatinném a nížinném pásmu a jejich druhové složení se skládalo převážně z dubů zimního, letního a ceru, déle habru obecného, buku lesního a lípy srdčité (Pelíšek, 1957, Jarman et Kofman, 2018). Obecně však platí, že bylo pařezinové hospodářství prováděno všude, kde to bylo z hlediska životaschopnosti těchto lesů možné. To zahrnovalo na příklad i vyšší nadmořské výšky, kde nebyly přírodní podmínky pro výmladkové lesy příznivé. Na této horní hranici výskytu světlých lesů se zakládaly především porosty olšové (Szabó et al., 2015).

Z biologického hlediska jsou světlé lesy nejbohatší suchozemský ekosystém mírného pásu. Prohlíná se v nich biota nelesní s biotou lesní a nacházíme zde organizmy, které jsou na kombinaci bezlesí a lesního prostředí výhradně vázány (Beneš et al., 2006, Müllerová et al., 2015, Čížek et al., 2016, Roleček et al., 2017). Jedná se o dynamický systém, který nabízí na poměrně malém území značně rozmanité prostředí vhodné pro široké spektrum organismů s rozdílnými nároky na jejich životní prostředí (Hédl et al., 2010, Müllerová et al., 2015, Weiss et al., 2021). Bylo prokázáno, že životní podmínky světlých lesů nenahradí prostředí okrajů lesních porostů ani výskyt jednotlivých pasek. Světlé lesy jsou klíčovým biotopem pro zachování biologické rozmanitosti v Evropě (Šebek et al., 2015). Mezi významné biotopy pro entomofaunu řadíme ve světlých lesích konkrétně holou půdu a ranně sukcesní stadia krátkostébelnatých trávníků, paseky s pařezy a zbytky po těžbě a staré stromy (Čížek et al., 2016). Ohrožené druhy rostlin bylinného patra, které jsou vázány na tyto biotopy, mají obecně vysoké nároky na dostupnost světla ale i vysoké pH půdy (Hofmeister et al., 2009). V současné době je jejich výskyt ohrožen vedle postupného zapojování světlých lesů i výskytem invazivních (Roleček et al., 2017) a expanzivních druhů bylin, jako jsou kopřivy (*Urticeae*), porosty ostružin (*Rubus* ssp.), chraslice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) či třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) (Cílek et al., 2020).

Teprve v poslední době si koncepce i myšlenka výmladkového hospodaření získala znovu pozornost. Hlavní důvody tohoto nového zájmu jsou: (1) rychle rostoucí, snadno obhospodařovatelná a relativně levná produkce dendromasy, která je uznávána jako cenný přírodní zdroj pro zelenou energii a biohospodářství, (2) nové výsledky výzkumu v oblasti biologické rozmanitosti a ochrany přírody označily světlé lesy jako odolné ekosystémy, poskytující útočiště jedinečné skladbě druhů organismů, které jsou méně náchylné k poškození biotickými i abiotickými

kými činiteli, poskytují ochranu před půdní erozí a jsou pravděpodobně stabilní i v rámci globální klimatické změny (Slach, 2021, Johann, 2021), (3) pařezinové lesy a související dřevní i nedřevní produkty mohou být zdrojem venkovské zaměstnanosti a příjmů (Becker et Urnau, 2018, Johann, 2021). Vedle znovuzavedení výmladkového hospodaření v lesích (Beneš et al., 2006, Spitzer et al., 2008, Kopecký et al., 2013, Vild et al., 2013, Müllerová et al., 2015, Chudomelová et al., 2017) je dále doporučeno brzké prořezávání mladých porostů (Mårell et al., 2018), hubení expanzivních a invazivních druhů a provozování podrostní pastvy či kosení (Roleček et al., 2017).

Nalezení vhodných přístupů ke správě světlých lesů je jediný způsob, jak zachovat jejich přírodní i kulturní dědictví (Slach, 2021). Obnovení výmladkového hospodářství musí být prováděno s obezřetností. Pouze v silně proředěných porostech jsou pozorovány kýžené změny v druhové diverzitě bylinného patra. Vedle opětovného rozšíření oligotrofních taxonů ale dochází i k šíření ruderálních a nitrofilních druhů (Perring et al., 2018, Vild et al., 2013).

3.3.1 Hospodaření ve světlých lesích

Hospodaření ve světlých lesích využívá schopnost znovu obražení dřevin (Mårell et al., 2018), která vznikla jako adaptace na poškození ohněm, bouřemi či patogeny. Tuto schopnost mají především druhy listnatých stromů, které jsou schopny obrazit z ponechaného pařezu, kmene či kořenů. Hojnost takto vytvořených výmladků pak závisí na mnoha faktorech, jako je velikost pařezu, věk a stav ponechané části káceného stromu, parametry stanoviště i případná konkurence jiných rostlin (Svátek et Matula, 2015, Müllerová et al., 2016, Jarman et Kofman, 2018).

Výmladkové hospodaření v lesích je jedním z nejstarších hospodářských způsobů, s jakými se setkáváme v historii obhospodařování lesů člověkem (Johann, 2021). Pohled na dopady výmladkového hospodaření se postupně měnil. Dle slov profesora Pelíška (1957) umožňuje tento způsob největší vykořisťování půdy a vede ke snížení půdní úrodnosti a díky tomu i k poklesu produkčních schopností dřevin. Na snížení obsahu organické hmoty i enzymických aktivit v půdě pod pařezinově obhospodařovanými lesy skutečně poukazuje na příklad Ananbeh et al. (2019). Pravdou však je, že dnes může být toto hospodaření v lesích významným nástrojem péče o lesní ekosystémy v chráněných územích (Čížek et al., 2016, Hédl et Štochová, 2018).

Světlé lesy skutečně dlouhodobě souvisí s lidskou činností, která udržovala jejich prostředí světlé a teplé (Hédl et al., 2010). Lidé utvářeli otevřené, vypásané a místy i zemědělsky osévané

pařeziny (Dörner et Müllerová, 2014), z nichž byla veškerá využitelná organická hmota z lesů odnímána (Pleíšek 1957, Hofmeister, 2001). Porosty byly využívány pro sběr hrabanky a klestu, lesní pastvu i sběr letniny. Hospodařením se zde rozuměla intenzivní těžba s krátkou dobou obmýtí, obnovování z pařezových výmladků, nikoliv z náletu semenáčků (Zlatník, 1957, Becker et Urnau, 2018).

Hospodaření ve světlých lesních má formu nízkého nebo středního lesa. Les nízký se stává z jediné etáže a je pěstován na principu systematicky se opakující vegetativní obnovy výmladky (pařezovými nebo kořenovými) (Čížek et al., 2016, Jarman et Kofman, 2018). Obnovní doba těchto lesů se obvykle pohybovala od 7 do 30 let (Dörner et Müllerová, 2014, Müllerová et al., 2014). Ve středním lese nacházíme etáže dvě. Spodní etáž se skládá z jedinců obnovených výmladkovým způsobem. Horní etáž je tvořena vzrostlými stromy, které jsou nejčastěji semeného původu. Spodní etáž je obhospodařována v nízkých dobách obmýtí jako tomu je u nízkého lesa, horní etáž je ponechávána po dobu 2-4 pařezinových cyklů. Po vytěžení spodní etáže porostu dostávají jedinci v horní etáži možnost reagovat na uvolnění zvýšeným tloušťkovým přírůstem. Tento tvar lesa umožňuje produkci palivového dříví i sortimentů vyšší jakosti (Čížek et al., 2016, Müllerová et al., 2016).

Porostní prostředí je charakteristické velkým množstvím světla a teplým mikroklimatem a díky tomu často vznikala potřeba chránit půdu pod porostem před vysycháním a erozí (Zlatník, 1957). Rozhodujícím činitelem pro tvorbu a ochranu půdní vlhkosti je i v současné době přítomnost keřového patra. To je schopné ochránit půdu před rychlým prosycháním a sleháváním, a zároveň zpomaluje rozpad pokryvného humusu. Díky humusu tak porost rychle neztrácí lehce dostupné živiny (Pelíšek, 1957).

3.3.1.1 Světlé lesy a management zvěře

Tlak zvěře na jednu stranu zabraňuje zapojování a houstnutí porostů, protože nedovoluje odrůstat výmladkovým i semenným výhonům dřevin (Čermák et Mrkva, 2003, Beneš et al., 2006, Márell et al., 2018), ale na druhou stranu může dosahovat takové intenzity, že je budoucí obnova pařezinových porostů možná pouze v případě přijetí aktivních opatření týkajících se všech početných populací zvěře (Joys et al., 2004). Dřevinné výmladky jsou obecně citlivé na poškození býložravci. Spárkatá zvěř, králíci, zajáci i hraboši mohou výrazně omezit nebo zcela inhibovat opětovný růst porostu po mýtní těžbě či znehodnotit ponechané stromy nebo jejich části

(Kay, 1993, Gill, 2000, Jarman et Kofman, 2018). Proto je zapotřebí provádět aktivní opatření, čímž rozumíme různé formy kontroly početnosti spárkaté zvěře v místním i národním měřítku a jejich případnou redukci za účelem snížení početnosti populace (Joys et al., 2004). Místně lze použít oplocenky (Kay, 1993). Škody zvěří na porostním prostředí závisí nejen na hustotě populace zvěře ale i dostupnosti alternativní stravy (Bottero et al., 2022). Volný přístup spárkaté zvěře do porostů, kde byl proveden těžební zásah, by měl být pečlivě zvážen, neboť na něm mnohdy závisí úspěšnost obnovy pařezinových porostů (Mårell et al., 2018). Ačkoliv kvalita vypěstovaného dříví není ve výmladkovém hospodářství stěžejní prioritou, opakovaným poškozováním zvěří může dojít vedle ztráty potenciálně kvalitních jedinců i ke ztrátě stability pařezových stolic a tím až k rozvrácení porostů. Nejvíce bývají postiženy čerstvé výmladky do dvou let po vykonaném zásahu. Nejnáchylnějšími druhy na poškození bývají duby (Bottero et al., 2022).

Jako přirozená součást přírody skutečně mohou udržitelné stavy spárkaté zvěře hrát důležitou a prospěšnou roli v dynamice lesního ekosystému (Joys et al., 2004). Pravděpodobně nejpronikavějším dopadem zvěře na tyto ekosystémy je její schopnost pozměnit druhovou skladbu porostů na desetiletí až století dopředu (Gill, 2000). Se zvyšujícími se stavy zvěře však stoupá i četnost poškození lesního prostředí, a to zejména vypásáním a rozdupáváním. Toto poškození se projevuje snížením zastoupení geofytů a naopak stoupajícím podílem druhů snadno obnovitelných, které jsou podporovány přihnojováním zvěří (nitrofilních druhů), a druhů plevelných, které se v původní biocenóze nevyskytovaly (Zlatník, 1957). Vertikální struktura porostů se vlivem selektivního vypásání bylin, keřů i mladých semenáčů zjednodušuje, snižuje se druhová pestrost bylinného patra i na ní navázaná rozmanitost bezobratlých. S vysokými stavy zvěře jsou postiženy na příklad i ptačí populace, žijící v křovinách, které jsou závislé na potravě semeny či drobnými bezobratlými (Gill, 2000, Spitzer et al., 2008). Vysoké stavy muflonů zvěře pak například silně negativně ovlivňují druhovou rozmanitost i početnost motýlích populací. Díky selektivní pastvě likvidují mufloni byliny bohaté na nektar, svým trusem zvyšují půdní dusík a nepřímo tak podporují konkurenceschopně nadřazené rostliny a pozměňují tak složení celého rostlinného společenstva. Na rozdíl od jelení zvěře, jejíž vhodně prováděný management dokáže podporovat udržování otevřených lesních struktur, má přítomnost muflonů zvěře na své prostředí vždy degradující účinky (Beneš et al., 2006).

Nalezení rovnováhy mezi optimálními stavy a druhovým složením přítomné zvěře a tradičními formami hospodaření ve světlých lesích tak může silně podpořit zachování diverzity evropsky významných ekosystémů (Joys et al., 2004, Beneš et al., 2006). I přes citlivost stromových

výmladků na poškození zvěří jsou světlé lesy schopny se obnovit během několika let po té, co jsou stavy zvěře sníženy na únosnou mez (Bottero et al., 2022).

3.3.1.2 Pastva ve světlých lesích

Lesní pastva hospodářských zvířat byla provozována v podstatě od počátků zemědělství na začátku neolitu. Jedná o velmi starý způsob hospodaření, rozvíjející se od dob prvních domestikací divokých zvířat (Čížek et al., 2016). V domestikaci divoké zvěře se uplatnily především druhy se stádním chováním, jimž člověk nahradil roli vůdčího jedince a mohl tak ovládnout celou skupinu zvířat. Jednalo se nejdříve o ovce, kozy a hovězí dobytek (Cílek et al., 2020).

Prostředí pastevních lesů bylo tvořeno otevřenými trávníky s roztroušenými stromy a keři. Díky heterogenní struktuře těchto porostů tak vznikal životní prostor pro široké spektrum organismů (Čížek et al., 2016). Podle Průši (1974) zanechalo velmi silné působení pastvy na lesích své stopy. Prořídilé lesy, ve kterých vznikaly druhotné lesostepi vyjímal ze svého doporučení převodu na vysoký les a naopak doporučoval brát zřetel na přísně chráněné rostlinné druhy a někde i tyto lesy uměle držet.

Vedle půdních vlastností má v dlouhodobém kontextu velmi výrazný vliv na průběh sukcese a strukturu porostu i druh pasoucího se dobytka. Druhy jako jsou koně či skot se vyznačují strategií spásáčů, to znamená, že se specializují na konzumaci bylinné vegetace. Jiné druhy jakými jsou například kozy a částečně i ovce, se vyznačují strategií okusovačů, tedy okusováním listů, větviček a semenáčků. Kromě toho mohou některé druhy působit škody i na vzrostlých stromech (např. koně) (Čížek et al., 2016).

Pastva jako nástroj udržení a rozvíjení druhové bohatosti je uplatnitelná pouze na menších plochách. Na velkých plochách hektarových rozměrů dokáže významně přispívat k homogenizaci prostředí díky přenosu semen zvířaty. Díky tomu je důležité neplánovat případné plochy udržované pastvou příliš velké (Tichý, 2013, Mayerová et al., 2014).

3.3.1.3 Aktuální legislativní rámec výmladkového hospodaření

V současné době je třeba hospodařit na pozemcích určených k plnění funkcí lesa v rámci legislativního rámce. Na specifika hospodaření v nízkých lesích; se vztahují následující předpisy (Hédl et Štochová, 2018):

Zákon č. 289 ze dne 15.12.1995 Sb. o lesích stanovuje minimální stáří myšlné těžby lesa nízkého hospodářského tvaru na 20 let věku. Dále tento zákon zakazuje z hlediska dříve praktikovaných činností v hospodářském nízkém lese pastvu dobytka a hrabání steliva (Česká republika, 1995).

Vyhláška č. 298 ze dne 20.12.2018 Sb. o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů stanovuje hospodářské soubory, kde lze výmladkové hospodářství praktikovat a stanovuje také dobu obnovní a obmýetí. Konkrétně se jedná o hospodářský soubor 13 (přírozená borová stanoviště a stanoviště borových doubrav), 19 (přírozená lužní stanoviště nižších poloh), 21 (exponovaná stanoviště nižších poloh), 23 (kyselá stanoviště nižších poloh), 25 (živná stanoviště nižších poloh), 27 (oglejená chudá stanoviště nižších a středních poloh) a 29 (olšová a jasanová stanoviště na podmáčených a lužních půdách). Doba obmýetí se dle této vyhlášky pohybuje od (10)20-40 let a doba obnovní je stanovena v případě všech hospodářských souborů na 10 let (Česká republika, 2018).

3.3.2 Historie světlých lesů na Karlštejnsku

Na území dnešního CHKO můžeme s poměrně intenzivním vlivem člověka na lesní ekosystémy počítat už od dob neolitu, kdy zde pravděpodobně převládaly smíšené dubové, případně stepní formace. Historické osídlení je datováno od 10. století (Samek, 1964) a nejstarší písemné zmínky o zdejších lesích jsou dochovány z let 1423 – 1434. Zdejší porosty náležely Karlštejnskému panství, které bylo založeno v roce 1348 českým a římským králem Karlem IV (Novák et Tlapák, 1974). Tehdejší druhová skladba stromového patra byla tvořena převážně listnatými dřevinami (Dörner et Müllerová, 2014). Z 16. století se dochovaly zprávy o lesích ze severovýchodní části Českého krasu. Lesy jsou zde popisovány jako různorodé, obsahující kvalitní stavební dříví. Popisovány jsou dokonce i kvalitní vysoké borové lesy. O stavu lesů v průběhu 17. století nemáme žádné údaje (Samek, 1964). V 18. století se dřevinná skladba skládala především z dubu, buku, jedle, borovice, modřínu, břízy, lípy, osiky, minoritně pak z javoru, olše a

břekyně (Novák et Tlapák, 1974). Obnova lesa byla až do počátků 19. století ponechána přírodě. Překážkami řádné obnovy byla pastva dobytka v lesích, hrabání steliva a četné škody zvěří (Šamonil, 2001).

Z převažující části zde byly obhospodařovány pařeziny s mnoha výstavky, které byly zejména borové (Dörner et Müllerová, 2014). Elaborát sestavený Jakubem Schmidtem z roku 1806 popisuje stav lesů jako žalostný (Novák et Tlapák, 1974). Tento výrazně zhoršený stav lesů zapříčinilo časté střídání správců lesního majetku (Šamonil, 2001) a masivní těžba stavebního dříví (Dörner et Müllerová, 2014).

Významným mezníkem pro vývoj lesního hospodaření zde bylo vybudování České západní dráhy v roce 1862, která značně usnadnila nákladní dopravu. Díky zvyšující se potřebě uhlí a klesající poptávce po tvrdém palivovém dříví vznikl v roce 1864 nový tzv. Obstův hospodářský plán, který počítal s převodem 1,2% celkové rozlohy lesů na les vysoký. Avšak již v roce 1922 tvořil vysoký les téměř polovinu celkové rozlohy lesů. Převod pařezin na vysoký les byl ještě zintenzivněn po Druhé světové válce s nástupem komunistického režimu (Dörner et Müllerová, 2014). Zbylé pařeziny byly opuštěny a ponechány samovolnému vývoji (Müllerová et al., 2014, Müllerová et al., 2016).

4 Metodika

4.1 Terénní práce

Terénní práce probíhaly od června roku 2020 do listopadu roku 2022 na trvalých zkusných plochách o velikosti 200m². Umístění zkusných ploch i metodika odběru dat fytoocenologických snímků pochází z původní Fytoocenologické studie Roblínských hájů Denisy Blažkové (Blažková, 1958). Tato původní studie byla zopakována v letech 2008-2011 Petrem Karlíkem a Tomášem Tichým. V rámci prvního opakování studie došlo k zafixování zkusných ploch v terénu žlutým značením na hraničních stromech jednotlivých ploch, odečtením GPS souřadnic středů ploch a pořízení popisu a náčrtu konkrétního umístění plochy.

Práce v rámci aktuálně předkládaném druhém opakování studie obnášela:

- (1) Vyhledání ploch v terénu. Hlavním orientačním prostředkem byly GPS souřadnice. V případě chybějících či nepřesných souřadnic byly plochy dohledávány na základě pořízených popisů stromového, keřového či bylinného patra (popř. jiných orientačních bodů) a náčrtů umístění ploch z předchozího snímkování. Pokud to bylo nutné, bylo provedeno nové odečtení GPS souřadnic.
- (2) Opětné označení rohových stromů žlutým vodorovným pruhem směrem do středu plochy.
- (3) Pořízení fytoocenologického snímku ve vegetační sezóně.
- (4) U hůře dohledatelných ploch byl pořízen fotografický snímek plochy.
- (5) Odběr půdních vzorků po konci vegetační sezóny (listopad, prosinec).

4.1.1 Fytoocenologické snímky

Pořizování fytoocenologických snímků probíhalo tři roky od června do září v rámci celodenních výjezdů. Pořízeno bylo celkem 70 snímků. Z toho bylo prvních 21 párových snímků vyhodnoceno v rámci předešlé bakalářské práce (Němejcová, 2021). V rámci tvorby/zápisu vegetačního snímku bylo vždy jako první popsáno stromové patro (E3), jeho druhové složení i s konkrétním zastoupením jednotlivých taxonů na základě jejich pokryvnosti plochy. Zastoupení bylo vyhodnocováno dle Braun-Blaquetovy stupnice. Obdobně bylo hodnoceno i patro keřové (E2) a

bylinné (E1). Na závěr byl zaznamenán okulární odhad celkové pokryvnosti každého popisovaného patra. Pokryvnost byla zaznamenána i u patra mechového či kamenů, pokud byly přítomny.

Popisování patra E1 probíhalo systematickým pohybem po zkusné ploše. Jednotlivé taxony byly určovány dle Klíče ke květeně České republiky (Kaplan, 2019) nebo Exkursionsflora von Deutschland 3. Gefäßpflanzen (Rothmaler et al., 2009).

4.1.2 Půdní vzorky

Od září 2021 do prosince roku 2022 probíhal na všech zkusných plochách odběr půdních vzorků. Vzorky byly popisovány na základě kódů, používaných pro označení jednotlivých zkusných ploch (kódy jsou shodné s původní studií D. Blažkové). Odběr spočíval v získání dvou kusů půdních monolitů metodou Kopeckého válečků a získání přibližně 0,5 l vrchní humusové vrstvy půdy bez hrabanky či nerozloženého krytu napadaného listí. Kopeckého válečky byly opatřeny na horní i dolní straně víčkem a byly zabaleny do potravinové plastové fólie, aby nedošlo k poškození struktury půdy a k jejímu vyschnutí. Kopeckého válečky byly přepravovány v krabicích. Vzorky humusové vrstvy byly odebrány pomocí malé zahradní lopatky a uloženy do igelitových sáčků. Vše bylo ihned přepravováno do laboratoře Fakulty lesnické a dřevařské České zemědělské univerzity v Praze a záhy zpracováváno.

4.1.2.1 Laboratorní práce

Kopeckého válečky byly umístěny do plastových přepravek na podstavce ze skleněných Petriho misek zabalených do novinového papíru. Takto připravené vzorky byly podlity vodou a nechány alespoň 48 hodin, aby nasály vlhkost. Následně byly válečky zváženy ve stavu plného nasycení vodou a ihned umístěny do sušárny, kde došlo k jejich vysušení při teplotě 105°C do konstantní hmotnosti. Doba vysoušení byla minimálně 12 hodin. Suché vzorky byly následně opět zváženy pro zhodnocení maximální vodní kapacity vzorku. Následně byly zváženy samotné čisté válečky pro odečtení jejich hmotnosti od konkrétních vah vzorků půdy. Takto byla získána skutečná váha jednotlivých vzorků ve stavu jejich plného nasycení vodou (m_v) i po jejich usušení (m_s). Následná maximální vodní kapacita vzorku (WHC) byla vypočítána vzorcem:

$$WHC[\%] = \frac{(m_v - m_s)}{m_s} * 100$$

Výsledná hodnota WHC pro trvalou zkusnou plochu byla získána zprůměrováním hodnot měření vzorků obou válečků.

Plastové sáčky se vzorky vrchní humusové vrstvy byly v laboratoři otevřeny a ponechány na vzduchu, aby vyschly. Poté byly prosety na sítu s oky 2 x 2 mm.

Část získané jemnozemi byla podrobena analýze pH stanovované v suspenzi půdy a destilované vody. Elektroda pH metru byla před prvním měřením zkalibrována. K tomu byly použity kalibrační pufrы o známé hodnotě pH. Analyzované vzorky půdy byly připraveny přesným odvážením 10 g vzorku suché půdy a přidáním 25 ml destilované vody. Směs byla promíchána a nechána 30 minut odstát. Po této době došlo k opětovnému promíchání vzorku a po usazení největších nerozpuštěných částic půdy bylo zahájeno měření pH.

Druhá část vzorků byla analyzována rentgenovou analýzou pro stanovení totálního obsahu prvků v půdě. K tomu byl použit rentgenový analyzátor Vanta. Vzorek byl umístěn do plastové nádoby kompatibilní s přístrojem a podroben rentgenové analýze. Pro každou plochu bylo provedeno dvojí analyzování totálního obsahu prvků v půdě.

4.2 Zpracování dat

Veškerá data vegetačních snímků získaná v terénu byla prvotně zanášena do databáze Turboveg for Windows 32. Zde byla data spárována s daty z předchozího snímkování z let 2009-2011., tzn. pro jednu zkusnou plochu existovaly dva fytoecologické snímky. Před dalším analyzováním bylo nutné provést kontrolu seznamu druhů za účelem sjednocení nomenklatury a zamezení výskytu „pseudo-druhů“ (tzn. taxonů, zanesených do databáze jako různé položky, které však nemají věcné opodstatnění).

Souřadnice všech trvalých zkusných ploch byly také zaneseny do programu ArcMap 10.8.1., kde byl vytvořen přehled jejich lokalizací (*Přílohy, obrázek 1*).

4.2.1 Frekvence výskytu jednotlivých taxonů

V programu Juice byla vytvořena kombinovaná synoptická tabulka fytoocenologických snímků. V této tabulce byla automaticky vypočítána frekvence výskytu daného druhu a v případě signifikantního výsledku je zobrazena i fidelita, tedy míra vazby druhu na lokalitu, která se vyjadřuje pomocí phi koeficientu (Chytrý et al., 2002). Výpočet fidelity byl proveden z prezencí či absencí druhů za použití Fisherova exaktního testu na hladině významnosti 0,05.

4.2.2 Analýza proměnných prostředí

Analýza proměnných prostředí proběhla v programu Statistica. Výchozí data, tj. hlavičková data snímků, byla exportována z databáze Turboveg. U pokryvnosti jednotlivých vegetačních pater a celkového počtu druhů byla testována normalita dat. Po tomto testu byly vytvořeny krabicové diagramy zobrazující vždy pokryvnost nebo počet druhů v jednotlivých obdobích snímkování, tzn. v letech 2008-2010 a 2020-2022. Tyto údaje jsou prezentovány s vyloučením tzv. „pseudo-druhů“. Zároveň byl proveden test analýzy variance hodnot v obou časových obdobích. U normálně rozdělených dat byl použit F-test a u nenormálně rozložených dat Kruskal-Wallisův neparametrický test).

Dále byly prováděny korelační analýzy. Zkoumán byl vždy vztah dvou proměnných prostředí. Vstupní data pro korelační analýzy pocházela z databáze Turboveg i laboratorně zjištěných hodnot pH a maximální vodní kapacity půdy.

4.2.3 Mnoharozmětné statistické analýzy pro vyhodnocení druhového složení bylinného patra

Cílem provedených analýz bylo především zjištění proměnlivosti výskytu druhů rostlin v datovém souboru fytoocenologických snímků. Analýzy slouží jako nástroj pro (1) získání komplexní informace o tom, které taxony se vyskytují společně a které taxony jsou specifické pro určité podmínky a jejich skupiny a (2) hodnocení změn druhové diverzity ploch v čase.

V rámci předkládané práce byla k hodnocení použita nepřímá analýza (tzn. analýza bez vysvětlujících pramenů prostředí), bez transformace pokryvnosti, která vysvětlila větší procento variability než nepřímá analýza s logaritmickou transformací pokryvnosti. Díky značné délce gradientu na první ose (5.0 SD) byla použita unimodální analýza DCA.

5 Výsledky

5.1 Frekvence výskytu jednotlivých taxonů

Na základě této elementární analýzy si lze udělat přehled o změnách druhové pestrosti v jednotlivých vegetačních patrech, tedy o tom, které taxony ubyly nebo naopak přibyly a stanovit si základní předpoklady proč tomu tak pravděpodobně je. Pro získání tohoto prvotního přehledu byla vyhodnocena data ze záznamů fytocenologických snímků. Výsledky pro obě série opakování snímkování jsou prezentovány v *tabulce 1*.

Tabulka 1: Změna druhové pestrosti fytocenologických snímků mezi I. a II. snímkováním v letech 2008-2011 a 2020-2022

	I.	II.
Celkový počet druhů v patře E3	23	19
Celkový počet druhů v patře E2	37	35
Celkový počet druhů v patře E1	290	304
Celkový počet druhů se změnou vyšší než 50%	226 (74.3%)	
→ Z toho druhy ubývající	87 (28.6%)	
(Z toho druhy zcela bez opakovaného výskytu)	68 (22.4%)	
→ Z toho druhy přibývající	140 (46.1%)	
(Z toho druhy zcela nové)	88 (28.9%)	

Celkový počet druhů stromového i keřového patra se snížil. V patře E3 se při opakování snímkování již nevyskytly taxony *Pinus sylvestris*, *Pyrus pyraeaster*, *Cornus sanguinea* a *Robinia pseudoacacia*.

Ač je druhová skladba patra E2 z hlediska celkového počtu přítomných druhů v současné době chudší, zaznamenáváme zde výskyt nových taxonů jako jsou *Juglans regia* nebo *Rhamnus cathartica*. Absenci výskytu však zaznamenáváme u taxonů *Betula pendula*, *Picea abies*, *Salix species* a *Sorbus aucuparia*.

Alespoň o 50% změnilo svoji frekvenci výskytu v patře E1 celkem 226 taxonů. Z tohoto počtu byla frekvence výskytu výrazně snížena u 87 taxonů. Při tom úplnou absenci výskytu v rámci druhého snímkování zaznamenalo 68 druhů. Mezi tyto chybějící či ubývající taxony patří zejména rostliny typické pro teplomilná společenstva světlých lesů. Konkrétně jsou to taxony *Bupleurum falcatum*, *Bupleurum longifolium*, *Calamagrostis arundinacea*, *Clematis recta*, *Plantanthera* sp. apod. Výrazný nárůst druhové pestrosti tohoto patra byl zaznamenán u 140 druhů. Jedná se především o ruderalní druhy rozšiřující se nejčastěji pomocí zvěře. Především jsou to taxony *Cirsium vulgare*, *Urtica dioica*, *Trifolium pratense*, *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, *Securigera varia*, *Medicago lupulina*, *Impatiens parviflora*, *Galium aparine* apod. Druhy, jejichž frekvence výskytu se statisticky významně změnily, jsou v *tabulce 2*.

Tabulka 2: Ukázka části synoptické tabulky s frekvencemi výskytu druhů a hodnotami fidelity pro opakování snímkování v letech 2008-2011 a 2020-2022

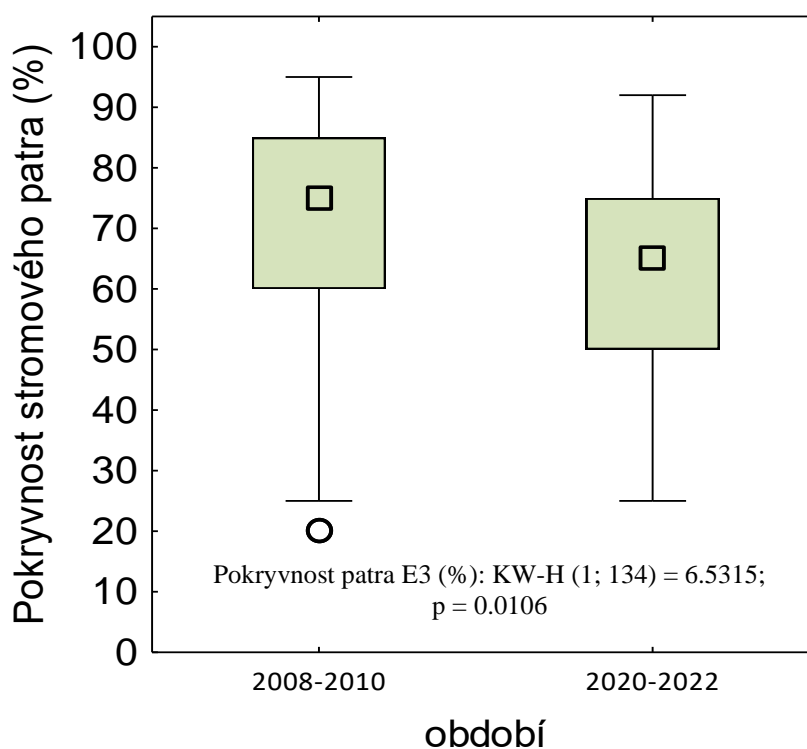
Období	2008–2010	2020–2022
Počet fytoocenologických snímků	68	68
<i>Rhamnus cathartica</i>	24 36.5	. ---
<i>Fraxinus excelsior</i>	49 36.4	15 ---
<i>Melica nutans</i>	65 35.4	29 ---
<i>Bupleurum falcatum</i>	26 30.5	4 ---
<i>Lonicera xylosteum</i>	31 29.9	7 ---
<i>Dictamnus albus</i>	16 29.7	. ---
<i>Ligustrum vulgare</i>	63 29.4	34 ---
<i>Convallaria majalis</i>	38 28.6	13 ---
<i>Viola mirabilis</i>	51 27.2	25 ---
<i>Fraxinus excelsior</i>	22 26.0	4 ---
<i>Polygonatum odoratum</i>	50 25.8	25 ---
<i>Pulmonaria obscura</i>	68 25.1	43 ---
<i>Galium sylvaticum</i>	69 23.8	46 ---
<i>Daphne mezereum</i>	19 22.8	4 ---
<i>Melampyrum nemorosum</i>	13 22.5	1 ---
<i>Festuca ovina</i> ssp. <i>ovina</i>	25 21.6	9 ---
<i>Juglans regia</i>	9 21.5	. ---
<i>Melampyrum cristatum</i>	9 21.5	. ---
<i>Euonymus europaea</i>	31 21.3	13 ---
<i>Lithospermum purpureocaeruleum</i>	31 21.3	13 ---
<i>Bromus benekenii</i>	50 21.0	29 ---

<i>Hylotelephium maximum</i>	12	20.7	1	---
<i>Carex digitata</i>	75	20.1	56	---
<i>Carpinus betulus</i>	7	19.5	.	---
<i>Genista tinctoria</i>	7	19.5	.	---
<i>Ribes alpinum</i>	7	19.5	.	---
<i>Quercus petraea</i>	7	19.5	.	---
<i>Neottia nidus-avis</i>	10	18.8	1	---
<i>Sorbus torminalis</i>	18	18.3	6	---
<i>Galium glaucum</i>	18	18.3	6	---
<i>Stellaria holostea</i>	66	17.8	49	---
<i>Carpinus betulus</i>	19	17.4	7	---
<i>Ligustrum vulgare</i>	31	17.3	16	---
<i>Acer campestre</i>	82	17.0	68	---
<i>Lathyrus niger</i>	32	17.0	18	---
<i>Acer platanoides</i>	12	16.9	3	---
<i>Clematis recta</i>	21	16.6	9	---
<i>Galium odoratum</i>	54	16.2	38	---
<i>Fagus sylvatica</i>	59	16.2	43	---
<hr/>				
<i>Urtica dioica</i>	.	---	24	36.5
<i>Impatiens parviflora</i>	22	---	54	33.3
<i>Anemone nemorosa</i>	6	---	22	23.3
<i>Lactuca serriola</i>	.	---	10	23.3
<i>Galeopsis pubescens</i>	4	---	19	22.8
<i>Torilis japonica</i>	3	---	16	22.5
<i>Fallopia convolvulus</i>	12	---	29	21.8
<i>Galium aparine</i>	6	---	21	21.7
<i>Viola reichenbachiana</i>	.	---	9	21.5
<i>Chenopodium album</i> agg.	.	---	9	21.5
<i>Picris hieracioides</i>	.	---	9	21.5
<i>Sambucus nigra</i>	.	---	7	19.5
<i>Cornus mas</i>	.	---	7	19.5
<i>Galeopsis bifida</i>	.	---	7	19.5
<i>Rosa jundzillii</i>	1	---	10	18.8
<i>Cynoglossum officinale</i>	4	---	15	17.5
<i>Taraxacum species</i>	7	---	19	17.4
<i>Ranunculus auricomus</i> s.lat.*	3	---	12	16.9
<i>Crataegus species</i>	34	---	50	16.4

5.2 Analýzy variace proměnných prostředí

5.2.1 Pokryvnost stromového patra (E3)

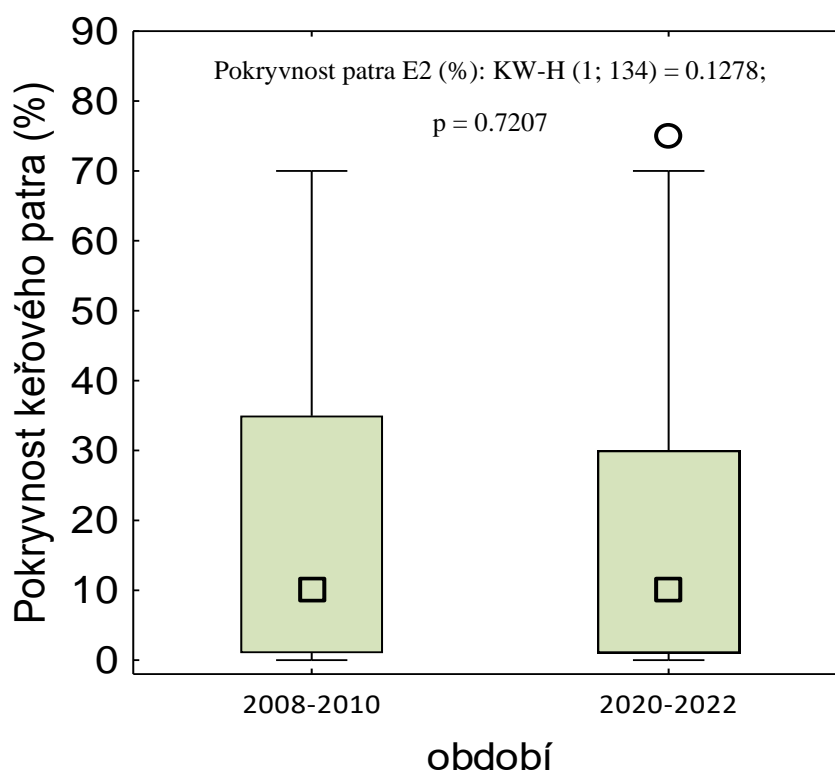
Pokryvnost stromového patra se mezi snímkováním v letech 2008-2010 a 2020-2022 statisticky významně snížila. Medián pokryvností se snížil ze 75% na 65%, rozptyl dat zůstal srovnatelný (Graf 1).



Graf 1: Porovnání pokryvnosti patra E3 v jednotlivých obdobích vegetačního snímkování v letech 2008-2010 a 2020-2022

5.2.2 Pokryvnost keřového patra (E2)

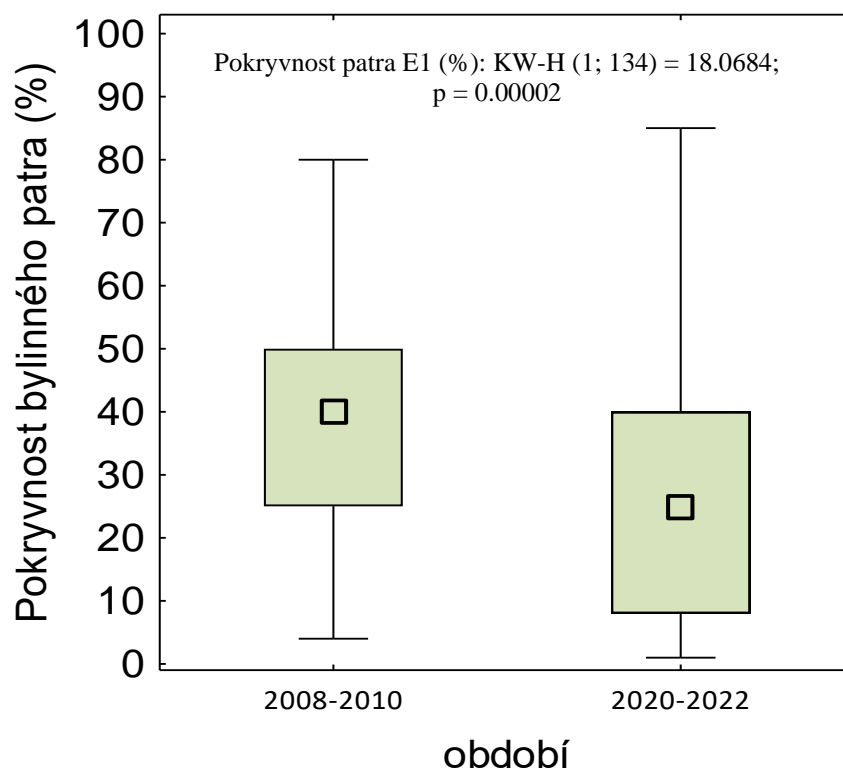
Pokryvnost keřového patra stagnuje. Hodnota mediánu v rámci obou sérií vegetačního snímkování zůstala 10%. Významná není ani změna rozptylu dat (*Graf 2*).



Graf 2: Porovnání pokryvnosti patra E2 v jednotlivých obdobích vegetačního snímkování v letech 2008-2010 a 2020-2022

5.2.3 Pokryvnost bylinného patra (E1)

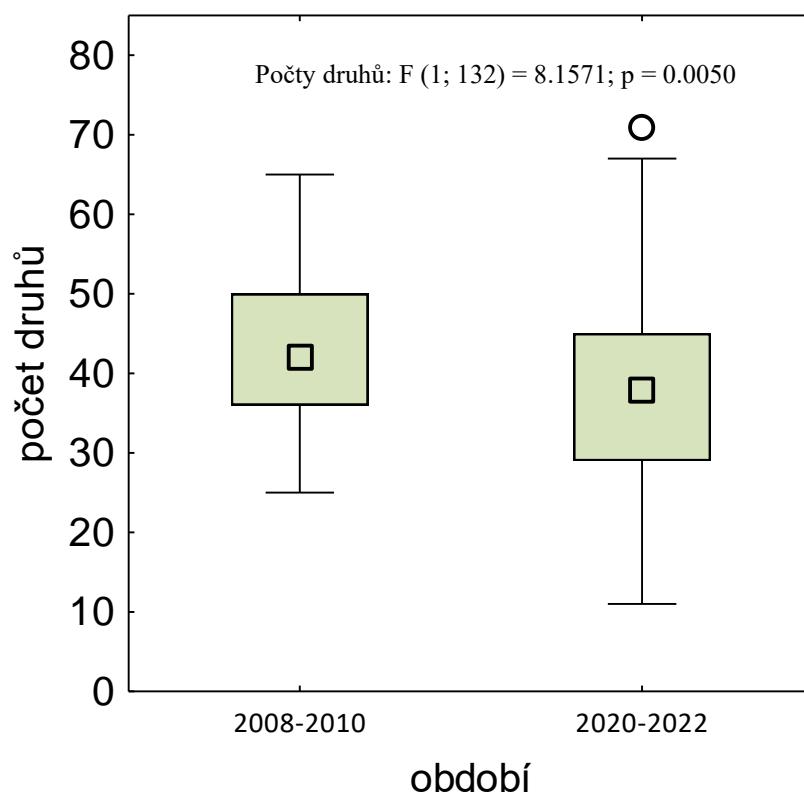
Pokryvnost bylinného se statisticky významně výrazně snížila. Medián pokryvnosti tohoto vegetačního patra poklesl ze 40% na 25%. Rozptyl dat je mírně větší než v předchozím období snímkování (Graf 3).



Graf 3: Porovnání pokryvnosti patra E1 v jednotlivých obdobích vegetačního snímkování v letech 2008-2010 a 2020-2022

5.2.4 Celkový počet druhů vegetačních snímků

Celkový počet druhů cévnatých rostlin zaznamenaných v rámci vegetačního snímkování se statisticky signifikantně snížil. Za poslední období snímkování se však také zvýšil rozptyl dat (Graf 4).

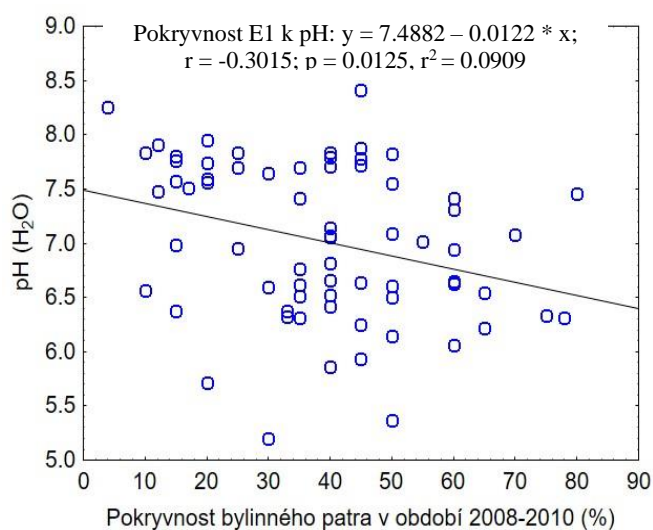


Graf 4: Počty druhů zaznamenaných v rámci vegetačního snímkování v obdobích v letech 2008-2010 a 2020-2022

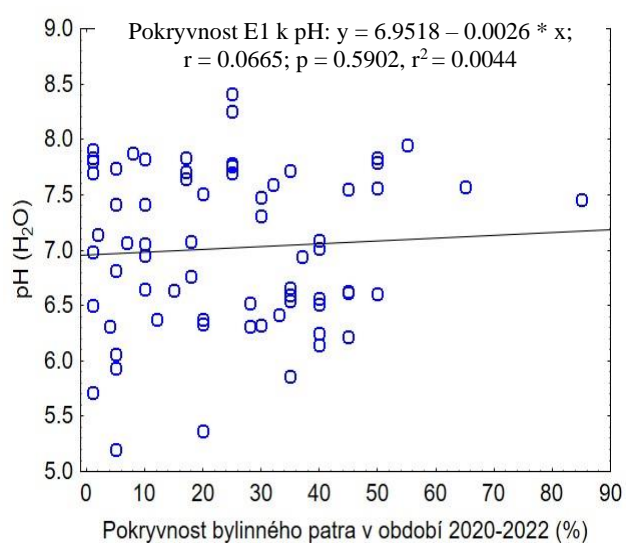
5.2.5 Vztah pokryvnosti bylinného patra E1 ke zjištěnému pH půdy

Pokryvnost bylinného patra byla v minulém období snímkování statisticky signifikantně závislá na hodnotě pH půdy. Nejnížší pokryvnosti dosahovaly lokality s nejvyšším pH. Naopak vysoké pokryvnosti měla bylinná patra spíše kyselých stanovišť (Graf 5).

V aktuálním vegetačním snímkování tento vztah pokryvnosti bylinného patra a pH půdy již ověřen nebyl. Zaznamenáváme pouze mírný stoupající trend, který je statisticky nevýznamný (Graf 6).



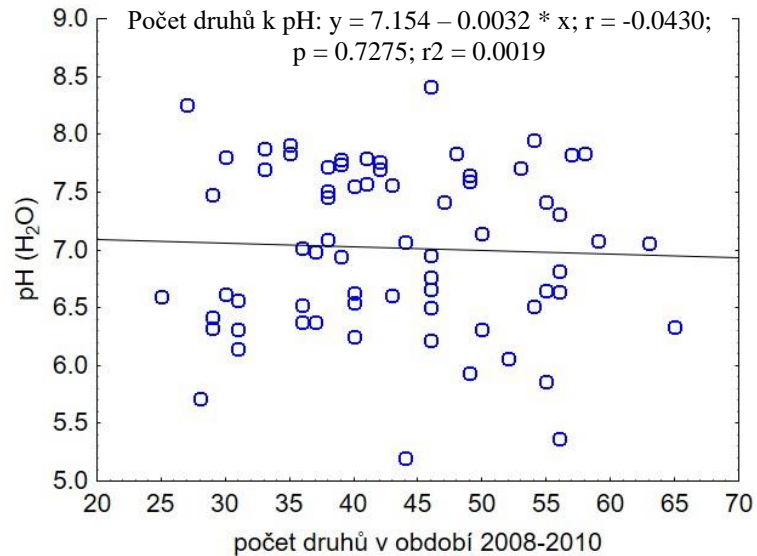
Graf 5: Vztah pokryvnosti bylinného patra na pH půdy v období snímkování v letech 2008-2010



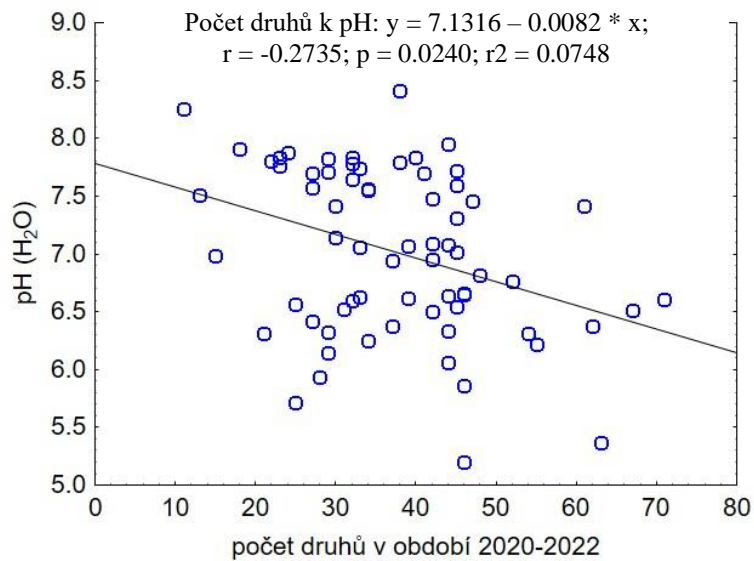
Graf 6: Vztah pokryvnosti bylinného patra na pH půdy v období snímkování v letech 2020-2022

5.2.6 Vztah počtu druhů ke zjištěnému pH

V rámci předchozího vegetačního snímkování v letech 2008-2010 byl zaznamenán statisticky nevýznamný vztah mezi počtem druhů na fytoecologických snímcích a pH půdy (*Graf 8*). V rámci aktuálního snímkování z let 2020-2022 zaznamenáváme silný korelační vztah těchto dvou proměnných (*Graf 7*).



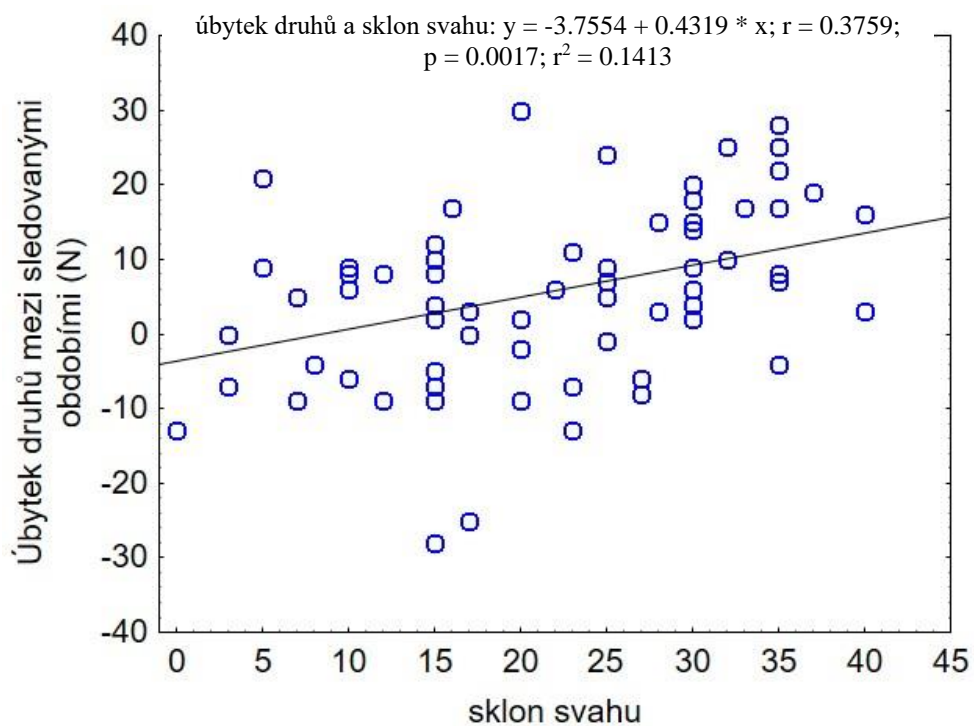
Graf 7: Vztah počtu druhů na fytoecologických snímcích k pH půdy v letech 2008-2010



Graf 8: Vztah počtu druhů na fytoecologických snímcích k pH půdy v letech 2020-2022

5.2.8 Vztah úbytku druhů a sklonu svahu

Korelační vztah mezi počtem ubylých druhů a sklonem svahu je statisticky významný (Graf 10).

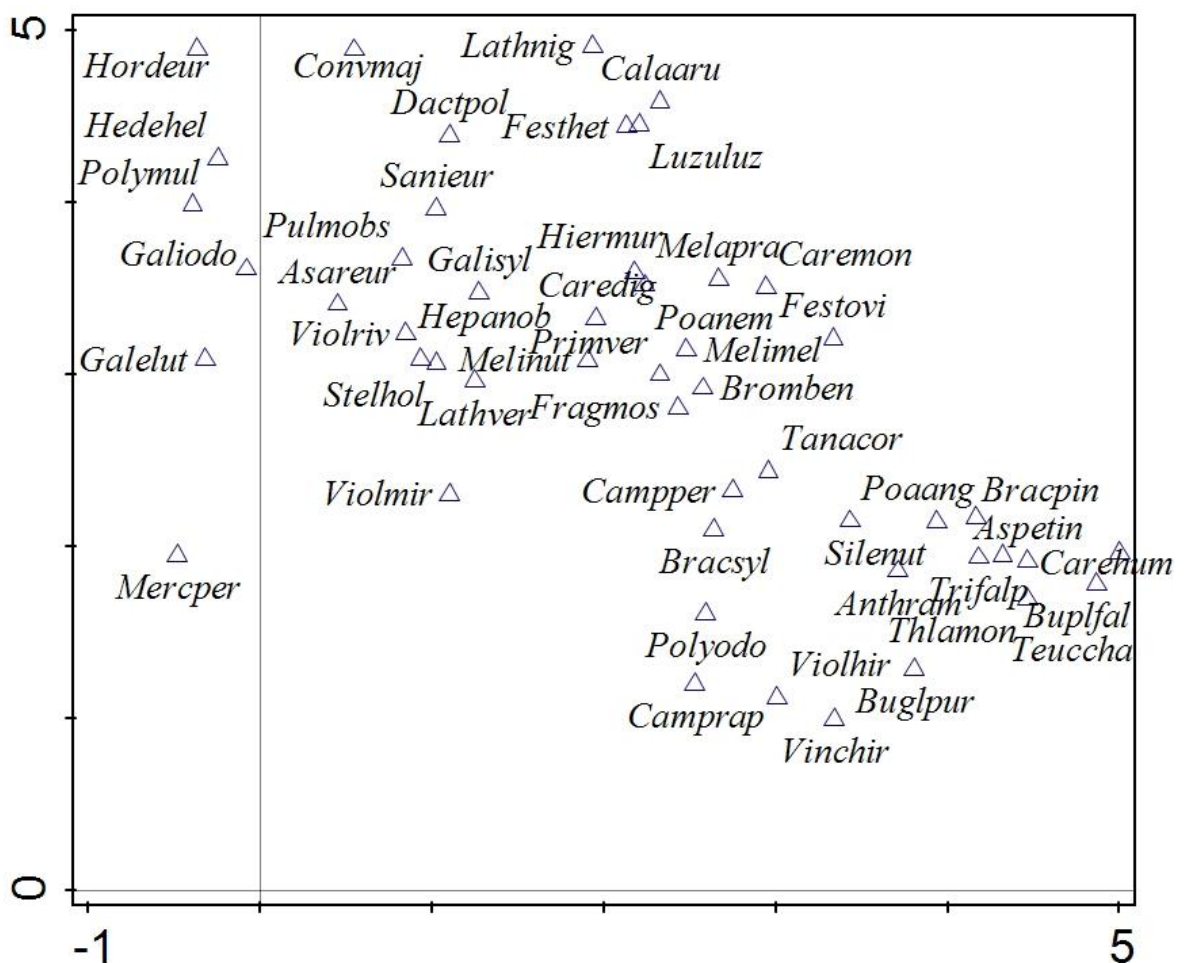


Graf 10: Vtáh úbytku druhů mezi obdobími 2008-2011 a 2020-2022 a sklonu svahu

5.3 Mnohazměrné statistické analýzy pro vyhodnocení druhového složení bylinného patra

5.3.1 Druhá vyriabilita

Druhé složení si zachovalo svůj pestrý charakter (*Graf 11*). Osu X lze interpretovat jako trend nároků taxonů na živiny, světlo a vlhkost. Interpretace gradient osy Y je nezřetelná. V pravém dolním rohu grafu jsou zobrazeny druhy xerotermních společenstev. Část těchto druhů je kalcifitní. V levém horním rohu je zobrazena skupina stín snášejících druhů mezofilních lesů.



Graf 11: Pozice druhů bylinného patra na prvních dvou ordinačních osách analýzy DCA. Pokryvnosti druhů jsou logaritmičsky transformovány. Pro lepší přehlednost je zobrazeno pouze 50 druhů, které nejvíce přispívají k vysvětlení variability grafu. První osa vysvětluje 7,4 % celkové variability vegetačních dat. První dvě osy dohromady vysvětlují 12,3 % variability.

6 Diskuze

Studie vznikla jako druhé opakování vegetačního snímkování, které bylo původně provedeno v rámci diplomové práce Denisy Blažkové v letech 1956-1958 (Blažková 1958, 1962). První opakování snímkování provedl cca po 55 letech Petr Karlík s Tomášem Tichým. V roce 2012 prezentovali částečné vyhodnocení 38 párů vegetačních snímků na odborném semináři, pořádaném u příležitosti 40. výročí založení CHKO Český kras. Stěžejním výsledkem byl podstatný nárůst pokryvnosti mezofilních hájových druhů. Naopak ubyly některé xerofilní druhy a zcela nově se objevily některé neofytní druhy (Tichý 2013, Karlík et al. 2012). Druhé opakování snímkování bylo provedeno v letech 2020-2022 v rámci předkládané práce. Celkem bylo zopakováno 68 fytoecenologických snímků, z jejichž ploch byly odebrány i půdní vzorky.

6.1 Frekvence výskytu jednotlivých taxonů

6.1.1 Druhovú diverzita stromového patra

Dle frekvencí výskytu stromových taxonů (*tabulka 1*) lze usuzovat, že dochází k mírnému ochuzení stromového patra. Druhy, které byly méně časté a v aktuálním snímkování již nebyly znovu ověřeny, jsou například *Pyrus pyraister*, *Pinus sylvestris*, *Robinia pseudoacacia* či *Crataegus* sp. Absenci těchto druhů lze zdůvodnit obdobím bezprostředně na sebe navazujících suchých let v rocích 2016-2018, kdy odumřela velká část stromů, především těch nacházejících se na jižních svazích.

6.1.2 Druhovú diverzita keřového patra

Co do počtu druhů zaznamenaných v keřovém patře zaznamenáváme relativní stagnaci (*tabulka 1*). Ve složení tohoto patra na jednu stranu zaznamenáváme nové druhy, jako jsou *Junglans regia*, *Robinia pseudoacacia*, *Rubus idaeus* či *Rhamnus cathartica*, ale zároveň zjišťujeme úbytek druhů jako *Betula pendula*, *Quercus robur*, *Salix* sp., *Sorbus aucuparia*, *Symphonicarpos albus*, *Picea abies*. Ačkoliv se na jejich absenci mohlo z části podílet významné sucho předchozích let, nejpravděpodobnějším vysvětlujícím faktorem je vliv zvěře. Ubývající druhy jsou pro ni chutné a atraktivní; především *Acer* sp., *Quercus* sp., *Sorbus* sp. a *Fraxinus excelsior*.

Naopak nové druhy jsou pro zvěř buď neatraktivní, či mohly být s její pomocí do porostů zavlečeny, například jsou to *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Sambucus nigra*.

6.1.3 Druhá diverzita bylinného patra

Na základě souhrnné analýzy dat dochází k nárůstu počtu druhů bylinného patra v rámci všech snímků (*tabulka 1*). Vývoj tohoto patra však není prostým pokračováním předešlého vývoje zjištěného Petrem Karlíkem a Tomášem Tichým (Karlík et al., 2012). Mezofilní druhy, které v období 1956-2010 zaznamenávaly výrazný nárůst frekvencí výskytu, v současnosti lehce ubývají. Jsou to druhy jako *Asarum europaeum*, *Carex muricata*, *Hypericum perforatum*, *Veronica chamaedrys* apod. Jejich úbytek lze vysvětlit (1) důsledkem extrémně suchých let 2016-2018, kdy mohly rostliny na plochách snímků odumřít anebo (2) vysokými stavy zdejší mufloní zvěře, pro které jsou tyto rostliny chutné a dobře stravitelné. Těmi jsou například *Bromus benekenii*, *Sanicula europaea* apod.

Některé taxony zvyšují svoji frekvenci výskytu, či se dokonce objevují zcela nově; například jsou to *Carduus* sp., *Cirsium* sp., *Daucus carota*, *Sonchus* sp., Mezi těmito novými či přibývající také taxony ektozoochorní jako například *Stelaria pumila*, *Torilis japonica*, jedovaté jako *Daphne mezereum*, *Chaerophyllum temulum*, *Senecio sylvaticus*, či nitrofilní jako *Carduus species*, *Gaelopsis pubescens* apod. Vedle toho se zde vyskytuje množství ruderálních druhů, které jsou typické pro bezlesí, například pro okraje polí jako *Fallopia* sp., *Galium aparine*, *Urtrica dioica* apod. Se stejným vývojem se setkáváme například i v případě studie z Dubňan, kde tyto druhy také značně rozšířily (Chudomelová et al., 2017). Je pravděpodobné, že jsou přibývající druhy v případě Karlického údolí přímo zavlékány zvěří z nedalekých zemědělských pozemků, anebo se na tyto plochy dostávají spolu s krmivem pro zvěř.

Celkový počet nalezených druhů v bylinném patře (*tabulka 1*) se relativně podobá studii z Milovic, kde byl zaznamenán podobný podíl taxonů, které se nenacházely v novém opakování původních snímků (32%) i taxonů, které byly nalezeny na plochách snímků zcela nově (23%) (Hédl, 2005).

Výrazným novým taxonem je v aktuálních fytoecologických snímcích *Urtrica dioica*. Ačkoliv v miném období snímkování (2008-2010) nebyl tento taxon zaznamenán ani jednou, nyní je přítomen na 17 fytoecologických snímcích (24% snímků). Ani tento jev však není v současné

době ojedinělým. V Děvině byl v rámci opakovaného fytoocenologického snímkování zaznamenán výskyt tohoto taxonu na 57% vegetačních snímků (Müllerová et al., 2015). *Urtica dioica* je nitrofilní ektozoochorní taxon, rozšiřující se na místa častého pobytu zvěře.

Pokud by snížení výskytu mezofilních druhů nastalo zejména kvůli extrémnímu suchu, měly by v protíváze k tomu narůst frekvence výskytu xerofilních suchomilných druhů. K tomu ale nedošlo. Stagnaci a především pokles výskytu zaznamenávají vedle mezofilních druhů i druhy suchomilné (*Buglossoides purpureocaerulea*, *Bupleurum falcatum*, *Calamagrostis arundinacea*, *Carex humilis*, *Dianthus carthusianorum*, *Inula conyza*, *Trifolium alpestre* apod.). Silně znepokojující je úbytek zákonem chráněných a ohrožených druhů. Jedná se taktéž o světlomilné a spíše suchomilné druhy *Aster amellus*, *Melampyrum cristatum*, *Melica picta*, *Lactuca perennis*. Stagnace či úbytek suchomilných druhů poukazuje na to, že pouhé období sucha pravděpodobně není hlavní příčinou změny druhové skladby. Jako velmi důležitý faktor se ukazuje přítomnost zvěře.

Některé vzácné druhy teplomilných doubrav se aktuálně nepodařilo zachytit na fytoocenologických snímcích znovu. Vedle toho však bylo nalezeno mnoho nových plevelných a pasekových druhů. Z hlediska stavu ochrany přírody tento nárůst alfa-diverzity nelze požadovat za příznivý jev. Ke stejným výsledkům dospěly i jiné studie zkoumající změny druhové pestrosti v přezvěřených teplomilných lesích. Výsledky z obory u Moravského Krumlova dokládají, že zvěř skutečně zvyšuje celkovou diverzitu, ale pouze díky přísunu ruderálních druhů, které jsou především endozoochorní. Zastoupení ohrožených druhů však, stejně jako i v předkládané studii, klesá (Vild et al., 2017).

6.2 Analýzy variance proměnných prostředí

6.2.1 Pokryvnost stromového patra

Lesnické hospodaření na většině území bylo od poloviny 20. století prováděno s minimální intenzitou (Tichý, 2013). Díky tomu narůstala pokryvnost stromového patra, která vedla k nežádoucímu zastínění dříve světlého lesního prostředí. Toto zastínění ohrožovalo výskyt vzácných a chráněných druhů světlomilných a suchomilných rostlin, což v případě jihomoravského lesa Důbrava doložil Roleček et al.. (2017). Do tohoto vývoje významně zasáhlo období sucha

v letech 2016-2018 (ČHMÚ, 2023). Kvůli nedostatku vláhy došlo k částečným i celkovým úhyňům mnoha jedinců stromového patra zejména na jižních svazích. Odumřelí jedinci zpravidla dále stojí, ale jejich pokryvnost a s ní spojený zástin plochy, je minimální. Vliv sucha tak umožnil opětovné prosvětlení lesního prostředí. Z ochránářského hlediska není tento jev nutně vnímán jako negativní, protože otevírá možnost k opětovnému rozvoji bylinného patra s dominantním zastoupením světlomilných a suchomilných ohrožených druhů. Z krabicového diagramu (*Graf 1*) zobrazujícího vývoj pokryvnosti stromového patra v obdobích vegetačního snímkování v letech 2008-2010 a 2020-2022 vyplývá, že se lesní prostředí trvalých zkusných ploch stává skutečně světlejším, díky poklesu střední hodnoty pokryvnosti tohoto patra o 10%. Pravděpodobně se tedy v současnosti stal faktor sucha výraznějším než minimální lesnické hospodaření v těchto lesích. Rozptýl dat v krabicovém diagramu svědčí o značné heterogenitě pokryvnosti E3 na plochách. Zatímco porosty položené nejnižší v údolí nejsou suchem postižené nijak výrazně, velké změny pozorujeme v porostech položených na horních partiích zdejších vápencových skal na jižně orientovaných svazích.

6.2.2 Pokryvnost keřového patra

Pokryvnost keřového patra stagnuje. Medián pokryvnosti tohoto patra zůstal 10%. Odumírání stromů v horním stromovém patře by mohlo přispět rozvoji keřového patra, ale protichůdně působící silný tlak zvěře a popřípadě i sucha tomu zabraňují. Vliv zvěře se především odráží na semenáčích, nárostech i nižších keřích, které jsou téměř dokonale likvidovány. Naopak až několik metrů vysoké příkrovy dlouhověkého dřínu nejsou zvěří téměř vůbec ovlivňovány. Tuto heterogenitu vlivů dobře zobrazuje rozptýl hodnot krabicového diagramu (*Graf 2*) a jejich silně nenormální rozložení.

6.2.3 Pokryvnost bylinného patra

Pokryvnost bylinného patra se signifikantně snížila. Střední hodnota pokryvnosti v současné době činí pouhých 25%. Oproti 40% pokryvnosti tohoto patra v minulém období snímkování (2008-2010), je tato změna zásadní. Díky klesající pokryvnosti stromového patra, která je reakcí na suché roky, a stagnující pokryvnosti keřového patra, nelze tento jev vysvětlit zapojováním porostů v důsledku útlumu lesnického hospodaření. V rámci několika posledních srážkově normálních vegetačních sezón, nelze tento jev vysvětlit ani suchým obdobím z let 2016-2018,

protože bylinné patro reaguje na tyto změny velmi rychle. Takto markantní pokles bylinného patra není doložen ani v jiných částech Českého krasu, které nejsou postiženy neúnosně vysokými stavy zvěře (Krupičková, 2020). Hlavní příčinou této změny je tedy nepochybně přemnožená zvěř, která vyvíjí enormní tlak na tato společenstva. Toto tvrzení v praxi potvrzují všudypřítomné pobytové znaky zvěře ve formě ochozů, trusu i naprosto zdevastovaných míst častého pobytu zvěře. Samotné bylinné patro na tento jev ukazuje zejména výrazným výskytem segetálních a ruderálních druhů rostlin zavlékaných zvěří z polí, které se dříve v území buď vůbec, nebo rozhodně ne v takové míře nevyskytovaly.

V některých snímcích může ke snížení pokryvnosti E1 přispět i postupně se zapojující keřové patro. Tyto snímky se nachází mimo jádrovou oblast území s jižními svahy. Díky celkově stagnujícímu vývoji pokryvnosti keřového patra však tento faktor nemůže být hlavním vysvětlujícím.

Druhem, který svým trendem vývoje výskytu i pokryvnosti naprosto vyčnívá je *Impatiens parviflora*. Jedná se o výrazně pokryvný druh, který není nijak atraktivní pro zvěř. Díky tomu má netýkavka malokvětá velký prostor pro šíření. Pokud bychom tento druh vyloučili z analýzy pokryvnosti bylinného patra, jeho pokles by byl ještě mnohem výraznější. Zaznamenání rapidního rozšiřování *Impatiens parviflora* není pro studie tohoto typu ojedinělé. Velmi podobné výsledky jsou například z Děvína. Zde byl nový taxon *Impatiens parviflora* zaznamenán na 56% vegetačních snímků (Müllerová et al., 2015). V našem případě se výskyt *Impatiens parviflora* potvrdil na 40 snímcích (57% ze všech snímků).

6.2.4 Celkový počet druhů na vegetačních snímcích

Statisticky signifikantní pokles zaznamenáváme na krabicovém diagramu (*Graf 4*) zobrazujícím celkový počet druhů přítomných na fytoocenologických snímcích. Zvýšený rozptyl dat svědčí o značné heterogenitě počtu druhů na snímcích.

V případě některých snímků došlo k dramatickému poklesu počtu přítomných druhů. Nejchudším snímkem co do počtu přítomných druhů je plocha kódovaná jako P36b_max, kde je z předchozích 30 druhů momentálně zaznamenáno pouhých 13. Plocha se nachází na horní hraně kamenitého svahu a je exponovaná směrem na jihozápad. Jsou zde zřejmé pobytové znaky zvěře ve formě udržovaných ochozů, velkého množství trusu a zcela odhaleného povrchu půdy způsobeného častým pohybem zvěře. Dominantní taxon bylinného patra je zde aktuálně

Imaptiens parviflora. Vedle tohoto hojného taxonu, jehož zastoupení je pomocí Braun-Blaquetovy stupnice vyjádřeno hodnotou 2b, se zde vyskytují i *Fallopia convolvulus* a *Chelidonium majus*, typické pro stanoviště častého pobytu zvěře.

Naopak extrémně druhově bohatým snímkem je relativně světlá plocha P12 umístěná zcela mimo jádrovou oblast údolí, která má až pasekovitý charakter. Díky nahodilé těžbě, proběhlé v nedávné době bylo prostředí zdejšího porostu prosvětleno a nyní v něm bylo zaznamenáno 77 taxonů. Prosvětlení porostu zřejmě umožnilo výskyt mnoha nových druhů. Plocha má v této době o 28 druhů více, než měla v předchozím snímkování. Přibyly zde druhy jako *Artemisia vulgaris*, *Astragalus glycyphyllos*, *Calamagrostis epigejos*, *Cirsium arvense*, *Clinopodium vulgare*, *Coronilla varia*, *Crepis biennis*, *Daucus carota*, *Euphorbia cyparissias*, *Geum urbanum*, *Hieracium murorum*, *Hypericum perforatum*, *Lapsana communis*, *Plantago major* agg., *Poa angustifolia*, *Prunella vulgaris*, *Taraxacum* sp., *Viola colina* a další. Tyto nové druhy jsou především ruderální. Svědčí o degradaci stanoviště i vlivu zvěře na zdejší složení bylinného patra. Z ochrannářského hlediska se tedy nejedná o nijak pozitivní změnu.

6.2.5 Vztah bylinného patra a dalších proměnných prostředí

Pokryvnost bylinného patra měla v předešlém období snímkování (2008-2010) silný korelační vztah s pH půdy. Nejvyšší pokryvnosti dosahovaly plochy nacházející se na kyselejších stanovištích. Naopak stanoviště bazického charakteru dosahovala nižších hodnot této pokryvnosti (*Graf 5*). Tento statisticky průkazný vztah však v následujícím období snímkování (2020-2022) ověřen nebyl. Trend pokryvností bylinných pater jednotlivých fytoocenologických snímků působí až protichůdně k předešlým výsledkům. Zaznamenáváme mírně rostoucí, avšak statisticky nevýznamný nárůst pokryvnosti E1 právě na plochách bazičtějších (*Graf 6*).

Tento výsledek doplňuje informace z korelační analýzy vztahu počtu druhů zaznamenaných na plochách fytoocenologických snímků a pH půdy. Zde pozorujeme opačný trend, než byl doložen v případě pokryvnosti patra E1: ačkoliv nebyl v rámci předchozího snímkování z let 2008-2010 ověřen žádný vztah mezi počtem druhů a pH půdy (*Graf 8*), v aktuálním snímkování nacházíme statisticky signifikantní závislost mezi těmito dvěma proměnnými (*Graf 7*). Ačkoliv maximální vodní kapacita neměla s ostatními proměnnými prostředí žádný statisticky významný vztah, společně se signifikantními výsledky korelační analýzy vztahu sklonu svahu a hodnoty pH půdy

(Graf 9) a vztahu úbytku druhů a sklonu svahu (Graf 10), dostáváme jasný obrázek o změnách bylinné vegetace ale i příčinách těchto změn.

Plochy, jejichž pH půdy dosahuje nejvyšších hodnot, jsou zároveň i plochy, které jsou umístěny v nejprudších sklonech svahu (Graf 8). To je způsobeno přirozenými půdotvornými procesy. Karlické údolí je významné svým vápencovým podložím (Ložek et al., 2020). Zejména na prudkých svazích se toto podloží dostává těsně k povrchu zdejší mělké půdy. Díky tomu se chemismus matečné horniny může plně projevit a tyto plochy se stávají nejzásaditějšími lokalitami v okolí. Tato extrémně suchá a teplá stanoviště bývají nesouvisle pokrytá xerothermní vegetací, která má charakter až pustinné stepi (Ložek, 2012). Díky tomu byla v minulosti pokrývnost patra na těchto plochách nižší než na plochách méně bazického charakteru, který je typický pro plošiny a jejich okraje s vrstvou odvápněného jílu ležícího na podložních vápencích (Graf 5). Vyrovnání pokrývnosti bylinných pater kyselejších i bazických ploch v současné době (Graf 6) naznačuje zásadní a nepřirozenou změnu, která v těchto ekosystémech proběhla.

Pokrývnost bylinného patra byla výrazně navýšena především na plochách, kde se vyskytl taxon *Impatiens parviflora*. Tento taxon je na většině území Karlického údolí významný svou vysokou pokrývností a schopností osídlit i extrémně narušovaná stanoviště. Zatímco druhová bohatost spolu se stoupající hodnotou pH klesá (Graf 7), celková pokrývnost E1 na bazických lokalitách prudkých svahů stoupá právě díky *Impatiens parviflora*. Na zásadní vliv tohoto druhu ukazuje i výsledek analýzy vztahu počtu druhů a pH z předchozího období snímání, kde je tento trend statisticky nevýznamný a druhová bohatost ve vztahu k pH půdy v žádném případě nevysvětluje. V tomto období byl totiž tento taxon zachycen jen v necelé polovině snímků, než je tomu dnes. Tento fakt je zásadní pro vysvětlení narůstající pokrývnosti bylinného patra některých bazických ploch. Nárůst pokrývnosti netýkavky je v souladu s celkovým poklesem počtu druhů, který zároveň koreluje se sklonem svahu i hodnotou pH půdy (Graf 10, Graf 7).

Lokality, které jsou díky svému sklonu velmi špatně dostupné, jsou zároveň charakteristické svým vysokým pH. Na těchto lokalitách nacházíme největší úbytky počtu druhů na vegetačních snímcích. Tyto nepřístupné a slunné plochy se staly díky svému příznivému charakteru místem stálého pobytu zdejší četné populace muflona (*Ovis musimon*). To potvrzuje samotné bylinné patro svou sníženou druhovou pestrostí, změnou složení, která čítá především ruderalní či ektozoochorní druhy, ale i množství pobytových znaků této zvěře (ochozy, velké množství trusu, sešlapaná půda, absence bylinného patra v důsledku pastvy atd.). Nakonec samotné rozšíření *Impatiens parviflora* přesně reflektuje lokality, na kterých se zvěř zdržuje nejvíce, což jsou místa slunných prudších svahů. Původní xerothermní bylinné patro zde v důsledku pastvy zvěře

a významného narušení půdního povrchu častým přecházením velkého množství zvěře téměř zaniklo. Tyto plochy se staly symbolem možných dopadů extrémně vysokých stavů zvěře v přírodě. Vliv zvěře se tak nepochybně stal hlavním faktorem, vysvětlujícím změny probíhající v přírodní rezervaci a evropsky významné lokalitě Karlické údolí v Českém krase.

6.3 Mnoharozměrné statistické analýzy pro vyhodnocení druhového složení bylinného patra

Složení bylinného patra trvalých zkusných ploch je stále významně pestré (*Graf 11*). V pravé dolní části grafu analýzy DCA zaznamenáváme skupinu typických xerofytních taxonů, které se nachází především v šipákových doubravách na hranách jižních svahů. Jsou to druhy jako *Vincetoxicum hirundinaria*, *Buglossiodes purpureoceanulea*, *Teucrium chamaedrys* apod. Ačkoliv jsou tyto lokality do značné míry ovlivňovány četnými populacemi mufloní zvěře, která zde pravidelně pobývá, zbytky těchto ochránářsky cenných společenstev tu stále ještě nacházíme.

Významné množství mezofilních druhů, uskupených v levé části ordinačního diagramu DCA, se často nachází na severně orientovaných stazích. Jedná se o druhy náročnější na živiny v půdě i vláhu. Často se jedná o druhy snášející stín. Přítomnost těchto druhů však může, především v případě druhů ruderalních a segetálních, poukazovat i na degradaci druhové složení bylinného patra Karlického údolí.

6.4 Faktory nejvíce ovlivňující změny vegetace

6.4.1 Výskyt suchých epizod

První vlna mimořádně suchých epizod zasáhla Českou republiku v roce 2003. Obzvláště silně byl v té době zasažen i Český kras. Svým rozsahem bylo toto sucho přirovnáváno ke katastrofálnímu suchu v roce 1947. Po zmíněném roce 2003 bylo na území CHKO zaznamenáno odumírání zejména borovic (lesní i černé). Zastavena byla také enormní lokální expanze jasanu ztepilého. Dosud poslední období mimořádného sucha trvalo v letech 20016-2018. V roce 2018 dosáhlo toto sucho maximálního rozsahu. Úhrn srážek nad Českým krasem činil v tomto roce pouhých 339 mm a průměrná roční teplota dosahovala nadnormálních 12,3°C (ČHMÚ, 2023). Důsledky tohoto sucha jsou na území patrné i v současné době. Konkrétní dopad sucha je velmi

závislý na orientaci terénu ke světovým stranám i konkrétním druhu jednotlivých stromů. Ačkoliv obecně platí, že nejvíce rezistentními dřevinami vůči poškození suchem jsou *Fraxinus excelsior* a *Quercus petraea* (Bader et al., 2022), byly konkrétně v Českém krasu postiženy především plochy jižně orientované bez ohledu na druhovou skladbu stromového patra.

Shodou okolností fytoocenologickému snímkování na území Karlického údolí vždy několik let dopředu předchází právě extrémně suché roky. Bylo tomu tak u všech tří doposud opakovaných snímkování. Dopady sucha jsou tedy dohledatelné ve všech třech etapách snímkování. V důsledku sucha obecně dochází k předčasnému opadu asimilačních orgánů stromů. Pokud je v následující vegetační sezóně dostatek vláhy, stromy se se suchem dokáží vypořádat bez újmy. Ačkoliv výmladkové stromy, polykormony, dokáží tlumit nepříznivé dopady sucha, při silnějším či déle trvajícím období sucha též dochází k částečnému nebo úplnému odumírání jednotlivých stromů (Stojanović et al., 2017). Výsledkem toho je ve všech případech obecně vyšší oslunění plochy lesní půdy, které by mělo vést k následnému nárůstu pokryvnosti bylinného patra a v případě semenných roků i nárůstu přirozeného zmlazení dřevin. Sucha totiž nebývají natolik silná, aby bylinné patro potlačila (Facciano, 2023). To vyplývá z velkého množství dat z dalších, často i extrémnějších lokalit Českého krasu, které byly zkoumány právě v období poslední suché epizody. Ačkoliv k určitým změnám v bylinném složení došlo, k trvalejšímu odumření rostlin a k případné redukci bylinného vegetačního patra sucho nevedlo (Karlík, úst. sděl.). Po období sucha obvykle dochází k dočasné změně rostlinného společenstva k živnějšímu charakteru. To se děje kvůli akumulaci nevyužitých živin v půdě i rozkladem odumřelé organické hmoty.

Stav vegetace Karlického údolí můžeme porovnat s dalšími referenčními plochami na území Českého krasu. Na lokalitě Na Voskopě se taktéž nachází populace mufloní zvěř (Hroník, 2014, Zbúrová, 2021). Není však tak početná, než je tomu v Karlickém údolí. Rovněž výzkumná plocha Na Pláních může sloužit jako referenční lokalita (Krupičková, 2020). Zde se mufloní zvěř téměř nevyskytuje. Ačkoliv byly tyto lokality postiženy suchem, pokryvnosti jejich bylinných pater nikdy nedosahovaly tak nízkých hodnot, jako tomu je v Karlickém údolí. Díky rychlé reakci bylinného patra na dostupnost vláhy v průběhu několika posledních let, je v současné době nemožné vysvětlit nízkou pokryvnost bylinné vegetace Karlického údolí suchem.

Na základě těchto principů by se mělo sucho posledních let projevit vyšší pokryvností bylinného patra a výraznými nárosty juvenilních dřevin. Avšak tento projev v letech 2020-2022 za-

znamenán nebyl. Současný stav zdejší vegetace tedy musí být dominantně ovlivněn jiným faktorem, než je sucho. Nové druhové složení bylinného patra i celkový stav ekosystémů jasně ukazuje na neúnosně vysoké stavy zvěře, konkrétně mufloní populace.

6.4.2 Vysoké stavy zvěře

Vedle tohoto, že změny v bylinném patře nelze vysvětlit obdobím sucha, je dalším jasným důkazem, svědčícím o silně negativním vlivu zvěře, oplocená plocha instalovaná nad Peluňkovou strání. Byly zde vymezeny dvě srovnávací trvalé zkusné plochy, na kterých probíhá pravidelné fytocenologické snímkování od roku 2021. Jedna trvalá zkusná plocha se nachází uvnitř plochy oplocené, druhá je umístěna vně plochy v těsné blízkosti oplocenky. Již po pouhých dvou letech od založení srovnávacích ploch je zaznamenáván značný nárůst pokryvnosti bylinného patra uvnitř oplocenky (data jsou k dispozici u školitele).

Nezvrtným důkazem o vysokých stavech zvěře jsou i všudypřítomné pobytové znaky. Se zvěří je jednoduché se setkat i v rámci terénních šetření. I složení bylinného patra, ve kterém nacházíme zcela nové segetální a ruderalní druhy rostlin, které jsou zvěří zavlékány na území rezervace z přilehlých polí, svědčí o závažných změnách, které nastávají s přímností četných populací zvěře (Pellerin et al., 2010, Capstick et al., 2019).

Problémem není pouze absolutní stav populace zvěře, ale i fakt, že místa, na kterých se nejčastěji zdržuje, jsou ochránářsky nejceněnější místa jihozápadních svahů. Oproti tradiční lesní pastvě hospodářských zvířat má zvěř výrazně nerovnoměrný vliv na jednotlivé části území. Konkrétně mufloní zvěř dokáže svou selektivní pastvou zlikvidovat všechny pro ni atraktivní rostliny a svým trusem zvýšit dostupný půdní dusík. Tato zvěř tak dokáže svým vlivem nepřímo podpořit konkurenceschopné rostliny, které pro ni nejsou atraktivní a pozměnit tak složení celého rostlinného společenstva. Přítomnost mufloní zvěře má na své prostředí vždy degradující účinky (Beneš et al., 2006).

Vše naznačuje, že za špatným stavem bylinného patra Karlického údolí stojí v první řadě přemnožená zvěř. Vliv sucha není hlavním důvodem a ani spouštěčem tohoto špatného stavu. Je však pravděpodobné, že sucho míru této devastace prohloubilo, neboť snižuje dostupnost jiné potravy pro zvěř a o to více jsou pak poškozeny rostliny v podrostu. Z důvodu extrémního tlaku zvěře nedochází k dobré regeneraci podrostu a rostliny odumírají (Capstick et al., 2019).

Přemnožená zvěř v Karlickém údolí není ojedinělým případem, ve kterém ohrožuje výskyt bioty světlých lesů. S problémem správného nastavení managementu zvěře se v současné době potýká přinejmenším celá Evropa (Čermák et Mrkva, 2003, Beneš et al., 2006, Spitzer et al., 2008, Jarman et Kofman 2010, Mårell et al., 2018).

6.5 Návrhy pro zlepšení stavu vegetace Karlického údolí

Současný stav předmětů ochrany daného území je žalostný. Došlo k významnému zhoršení, které je v rozporu s důvody a smyslem ochrany Karlického údolí. Jedná se především o devastaci šipákových doubrav, prioritního habitatu soustavy Natura 2000.

Vzhledem k závažnosti vlivu zvěře na toto území by prvním výchozím opatřením pro zlepšení stavu mělo být pořízení studie stanovující stavy zvěře. Především jde o zvěř mufloní, ale také o černou a srnčí. Objektivní znalost jejich aktuálních stavů je nezbytná. Na základě této znalosti by měla být stanovena míra redukce zvěře. O aktuální, objektivně stanovené stavy zvěře by mělo také být opřeno budoucí zhodnocení výsledků ochrannářského i mysliveckého hospodaření.

Naprosto nejdůležitějším opatřením je samotná redukce zvěře, a to především zvěře mufloní. Zvláště cenné malé lokality, přetížené častým zdržováním se této populace mohou být dočasně chráněny zhotovením několika oplocených ploch. I přes výhodu, že stavba oplocených ploch nevyžaduje spolupráci se zdejšími mysliveckými sdruženími, je její uplatnění velmi omezené. Vedle finanční náročnosti na zřízení oplocených ploch je třeba je udržovat v bezvadném stavu a pravidelně jejich stav kontrolovat. Velkou nevýhodou je i lokalizace samotných nejvíce postižených ploch – ty se nejčastěji nachází na špatně dostupných místech pod horní hranou jihozápadních svahů šipákových doubrav. Zde se totiž mufloní zvěř zdržuje nejčastěji kvůli naprostému klidu. Jistým společensky i hospodářsky kontroverzním řešením jejího častého pobytu zde by mohlo být i rušení pomocí rozšíření vrcholových predátorů, rysa a vlka.

Omezení vlivu zvěře bude mít řadu skutečně pozitivních dopadů na celé území. Zmlazení lesních dřevin nebude intenzivně narušováno a bude docházet k odrůstání nárostů. V bylinném patře by se mohl omezit výskyt nežádoucích invazivních a expanzivních druhů, jako je například aktuálně znepokojivě hojná netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*) či kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*).

Avšak vyřešením problému přemnožené zvěře, devastující lesní ekosystém se do popředí dostane i zcela nová otázka, týkající se správného a vhodného lesnického hospodaření ve zdejších světlých lesích. Zvěř zatím úspěšně potlačuje negativní dopady minimálního lesnického hospodaření (Joys et al., 2004). S její absencí však bude třeba převzít její roli a aktivně udržovat mozaiku zdejších světlých listnatých lesů s cyklicky se střídajícími světlinami a zapojenými porosty (Hofmeister, 2001, Dörner et Müllerová, 2014).

7 Závěr

V letech 2020-2022 proběhlo fytoocenologické snímkování na 68 trvalých zkusných plochách v Karlickém údolí. Záznamy z tohoto snímkování byly spárovány s daty z předchozího snímkování, které na území této lokality proběhlo v letech 2008-2011. Metodika práce byla převzata z původní studie, založené v letech 1956-1957. Na trvalých plochách fytoocenologických snímků byla zaznamenána pokryvnost stromového, keřového a bylinného patra, jejich druhové složení i zastoupení každého z přítomných druhů. Pro vyhodnocení výsledků byly použity metody vyhodnocení frekvencí výskytu druhů, mnohazměrné statistické analýzy v prostředí programu Canoco a analýzy variace proměnných prostředí v programu Statistica.

Došlo k významnému snížení pokryvnosti stromového patra, které je připisováno výskytu výrazně suchého období v letech 2016-2018. V keřovém patře žádné významné změny nezaznamenáváme. Naprosto zásadní jsou však změny, které nastaly v bylinném patře. Ačkoliv byl celkový počet rostlinných druhů v rámci aktuálního snímkování vyšší než v minulém, nové druhy svými nároky na životní prostředí a životní strategií nasvědčují, že dochází k ruderalizaci a obecné degradaci lesního ekosystému Karlického údolí. Hlavní příčinou tohoto vývoje je přemnožená mufloní zvěř, která škodí svou intenzivní pastvou, rozrušováním půdy v důsledku častého přemísťování po nejcennějších lokalitách, zavléká na stanoviště ektozoochorní taxony a svou selektivní pastvou podporuje nežádoucí, např. ruderální jedovaté, druhy rostlin.

Současný stav předmětů ochrany Karlického údolí je tedy žalostný. Zhoršení stavu šipákových doubrav, prioritního habitatu soustavy Natura 2000, je v rozporu s důvody a smyslem ochrany Karlického údolí. Pokud opravdu chceme zachovat přírodní i kulturní dědictví této rezervace a evropsky významné lokality, je třeba začít jednat. Naprosto stěžejním krokem je důsledná redukce zvěře. Bylo by vhodné pořídit studii, stanovující objektivní aktuální stavy zvěře i rozsah její nutné redukce. Než budou tyto enormně četné populace zvěře redukovány, je možné některé z nejcennějších dostupnějších lokalit oplotit.

V budoucích časech je třeba pamatovat na zcela novou otázku, která vznikne po vyřešení problému přemnožené zvěře. Ta se týká nastavení vhodného lesnického hospodaření, které bude dále udržovat pestrou mozaiku zdejších světlých lesů.

8 Literatura

- Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. *Plán péče o přírodní rezervaci Karlické údolí na období 2013-2026*, 2013 [21.02.2023]. Dostupné z: <https://adoc.pub/plan-pee-o-prirodni-rezervaci-karlicke-udoli-na-obdobi.html>
- Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Přírodní rezervace Karlické údolí. *Ochrana přírody.cz* [online], ©2009 [cit. 22.02.2023]. Dostupné z: <https://old.ochranaprirody.cz/lokalita/?idlokalita=548&hidemenu=1>
- Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. *Rozbory Chráněné krajinné oblasti Český kras* [online]. In: Karlštejn: AOPK, 31.12.2008 [01.12.2022]. Dostupné také z: <https://adoc.pub/rozbory-chranne-krajinne-oblasti-esky-kras.html>
- ANANBEH, Hanadi, STOJANOVIĆ, Marko, POMPEIANO, Antonio, VOBĚRKOVÁ, Stanislava, TRASAR-CEPEDA, Carmen. Use of soil enzyme activities to assess the recovery of soil functions in abandoned coppice forest systems. *Science of the Total Environment*, 2019, 694. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133692>
- BADER, Martin, SCHERRER, Daniel, ZWEIFEL, Roman, KÖRNER, Christian. Less pronounced drought responses in ring-porous in diffuse-porous temperate tree species. *Agricultural and forest meteorology*, 2022, 327. ISSN 0168-1923. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2022.109184>
- BECKER, Gero, URNAU, Alicia. Coppice forests in Europe – a traditional landuse with new perspectives. In: URNAU, Alicia, BECKER Gero, SPINELLI Raffaele, LAZDINA Dagnija, MAGAGNOTTI Natascia, NICOLESCU Valeriu-Norocel, BUCKLEY Peter, BARLETT Debbie, KOFMAN D. Pieter. *Coppice forests in Europe*. Freiburg: Albert Ludwig University Freiburg, 2018, 18-21. ISBN 978-3-9817340-2-7.
- BENEŠ, Jiří, ČÍŽEK, Oldřich, DOVALA, Jozef, KONVIČKA, Martin. Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *Forestry ecology and management*, 2006, 237, 353-365. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.058>
- BLAŽKOVÁ, Denisa. *Fytcenologická studie Roblinských hájů*. Praha, 1958 [Diplom. pr.; depon. in: Knih. Katedry botaniky PřF UK].

- BLAŽKOVÁ, Denisa. *Phytozoölogische Studie aus den Roblínské lesy (Roblin-Wäldern)*. Acta Universitatis Carolinae – *Biologica*, 1962, (3), 219–288.
- BOTTERO, Alessandra, MELONI, Fabio, GARBARINO, Matteo, MOTTA, Renzo. Temperate coppice forests in north-western Italy are resilient to wild ungulate browsing in the short to medium term. *Forest ecology and management*, 2022, 523. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120484>
- CAPSTICK, Lucy, DRAYCOTT, Roger, WHEELWRIGHT, C., LING, D., SAGE, Rufus, HOODLESS, ANDREW. The effect of game management on the conservation value of woodland rides. *Forest ecology and management*, 2019, 454. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.034>
- ČÍLEK, Václav, SŮVOVÁ, Zdeňka, TUREK, Jan, MEDUNA, Petr, MIKULÁŠ, Radek, ŠTORCH, Petr, HLADIL, Jindřich, MUDRA, Pavel, KEŘKA, Josef. *Krajem Joachima Barranda*. Vyd. 1. Praha: Dokořán, 2020. ISBN 978-80-7363-991-4.
- ČERMÁK, Petr, MRKVA, Radomír. Browsing damage to broadleaves in some national nature reserves (Czech Republic) in 2001-2003. *Ekológia* (Bratislava). 2003, (3), 132-141.
- Česká republika. Ministerstvo kultury. Výnos č. 4947/72-II/2, 12.04.1972. *Výnos o zřízení chráněné krajinné oblasti "Český kras"*. Dostupné z: <https://ceskykras.ochrana-prirody.cz/res/archive/382/061965.pdf?seek=1518623530>.
- Česká republika. Vyhláška č. 298 ze dne 20. prosince 2018 o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů. In: *Sbírka zákonů České republiky*. 2018, částka 149. Dostupný z: https://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/SearchResult.aspx?q=298/2018&typeLaw=zakon&what=Cislo_zakona_smlouvy
- Česká republika. Zákon č. 289 ze dne 15. prosince 1995 o lesích a změně některých zákonů (lesní zákon). In: *Sbírka zákonů České republiky*. 1995, částka 76. Dostupný z: https://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/SearchResult.aspx?q=289/1995&typeLaw=zakon&what=Cislo_zakona_smlouvy
- ČHMÚ [Český hydrometeorologický ústav]. *Historická data*. 27.03.2023. Dostupné z: <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/denni-data/Denni-data-dle-z.-123-1998-Sb#>

- ČÍŽEK, Lukáš, ŠEBEK, Pavel, BAČE, Radek, BENEŠ, Jiří, DOLEŽAL, Jiří, DVORSKÝ, Miroslav, MIKLÍN, Jan, SVOBODA, Miroslav. *Metodika péče o druhově bohaté světlé lesy: certifikovaná metodika*. České Budějovice, 2016.
- GILL, Robin. The impact of deer on woodland biodiversity. *Forest research*, 2000. Dostupné z: <https://cdn.forestresearch.gov.uk/2000/01/fcin036.pdf>
- FACCIANO, Loreta, SASAL, Yamila, SUAREZ, L. María. How do understory trees deal with small canopy openings? The case of release in growth following drought-induced tree mortality. *Forest and ecology management*, 2023, 529. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120692>
- GRULICH, Vít. Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. *Presleria*, 2012, 84, 631-645. Dostupné z: <https://www.preslia.cz/P123GrulichAppendix.pdf>
- HÉDL, Radim. *Srovnání stavu lesních ekosystémů NPR Děvín po 50 letech přirozené sukcese*. Brno, 2005. Doktorská disertační práce. Lesnická a dřevařská fakulta MZLU v Brně.
- HÉDL, Radim, KOPECKÝ, Martin, KOMÁREK, Josef. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*. 2010, 16(2), 267-276.
- HÉDL, Radim, ŠTOCHOVÁ, Petra. Czech Republic. In: URNAU, Alicia, BECKER Gero, SPINELLI Raffaele, LAZDINA Dagnija, MAGAGNOTTI Natascia, NICOLESCU Valeriu-Norocel, BUCKLEY Peter, BARLETT Debbie, KOFMAN D. Pieter. *Coppice forests in Europe*. Freiburg: Albert Ludwig University Freiburg, 2018, 219-225. ISBN 978-3-9817340-2-7.
- HRONÍK, Prokop. *Lesní vegetace vrchu Voskop*. Praha, 2014. Diplomová práce. Fakulta lesnická a dřevařská ČZU v Praze.
- HOFMEISTER, Jeňýk, HOŠEK, Jan, MODRÝ, Martin. The influence of light and nutrient availability on herb layer species richness in oak-dominated forests in central Bohemia. *Plant ecol*, 2009, 205, 57-75. Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11258-009-9598-z>
- HOFMEISTER, Jeňýk, MIHALJEVIČ, Martin, HOŠEK, Jan, SÁDLO, Jiří. Eutrophication of deciduous forests in the Bohemian Karst (Czech Republic): the role of nitrogen and phosphorus. *Forest management and ecology*, 2002, 169, 213-230. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112701007563>

- HOFMEISTER, Jeňýk. Jak si stojí dubohabrové lesy v CHKO Český kras. *Živa*. 2001, 48(2), 111-112.
- CHÁB, Jan. *Stručná geologie základu Českého masivu a jeho karbonského a permského pokryvu*. Praha: Česká geologická služba, 2008. ISBN 978-80-7075-703-1.
- Chráněná krajinná oblast Český kras. *Plán péče o přírodní rezervaci Karlické údolí na období 2013-2026*. [01.12.2022] Dostupné z: <https://old.ochranaprirody.cz/lokality/?idlokality=548&hidemenu=1>
- CHUDOMELOVÁ, Markéta, HÉDL, Radim, ZOUHAR, Václav, SZABÓ, Péter. Open oakwoods facing modern threats: Will they survive the next fifty years? *Biological conservation*, 2017, 210, 163-173. ISSN 0006-3207. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320716304025>
- CHYTRÝ, Milan, TICHÝ, Lubomír, HOLT, Jason, BOTTA-DUKÁN, Zoltán. Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of vegetation science*, 2002, 13, (1), 79-90. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02025.x>
- JARMAN, Rob, KOFMAN, Pieter. Coppice in brief. *Diversity and Distributions*. 2010, 16(2), 22-28.
- JOHANN, Elisabeth. Coppice forests in Austria: The re-introduction of traditional management systems in coppice forests in response to the decline of species and landscape and under the aspect of climate change. *Forestry and ecology management*, 2021, 490. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119129>
- JOYS, A. C., FULLER, R. J., DOLMAN, P. M. Influences of deer browsing coppice history, and standard trees on the growth and development of vegetation structure in coppiced woods in lowland England. *Forest ecology and management*. 2004, (6), 23-37.
- JUŘIČKOVÁ, Lucie. Po stopách minulosti i současnou přírodou Českého krasu: z Karlštejna do Srbska. *Živa*. 2021, (2) [cit. 2023-02-02]. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pd/pdf/po-stopach-minulosti-i-soucasnou-prirodou-ceskeho.pdf>
- KARLÍK, Petr, TICHÝ, Tomáš, HÉDL, Radim. Změny květeny a vegetace Karlického údolí po 50 letech, 2012 [19.02.2021]. Dostupné z: <http://docplayer.cz/15091303-Zmeny-kveteny-a-vegetace-karlickeho-udoli-po-50-letech.html>

- KAY, Susanna. Factors affecting severity of deer browsing damage within coppiced woodlands in the south of England. *Biological conservation*, 1993, 63, 217-222. ISSN 0006-3207. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90715-D](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90715-D)
- KOPECKÝ, Martin, HÉDL, Radim, SZABÓ, Péter. Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *Journal of applied ecology*, 2013, 50, 79-87.
- KORF, Václav. Hospodářská úprava převodů. *Sborník československé akademie zemědělských věd*. Praha: Československá společnost zeměpisná, 1957, 3(2), 149-156. ISSN 0036-5254.
- KOUKAL, Zdeněk, NĚMĚC, Jan, POŠMOURNÝ, Karel. *Geologická paměť krajiny*. Vyd. 2. Praha: Česká geologická služba, 2014. ISBN 978-80-7075-853-3.
- KRUPÍČKOVÁ, Z. *Lesní vegetace historických pařezin vrchu Boubová u Srbska (Karlštejnsko)*. Praha, 2020. Diplomová práce. Fakulta lesnická a dřevařská, ČZU v Praze.
- LOŽEK, Vojen, CÍLEK, Václav, LISÁ, Lenka, BAJER, Aleš. *Geodiverzita a hydrodiverzita*. Vyd. 1. Praha: Dokořán, 2020. ISBN 978-80-7363-961-7.
- LOŽEK, Vojen. Chráněná krajinná oblast Český kras – 40 let. *Živa*. 2012, (3) [cit. 2023-02-02]. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/chranena-krajinna-oblast-cesky-kras-40-let.pdf>
- LOŽEK, Vojen, KUBÍKOVÁ J., ŠPRYŇAR P., a kol. *Střední Čechy: chráněná území ČR*. Svazek XIII. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny a EkoCentrum Brno, 2005. ISBN 80-86064-87-5
- LOŽEK, Vojen. *Zrcadlo minulosti: česká a slovenská krajina v kvartéru*. Vydání 1. Praha: nakladatelství Dokořán, 2007. ISBN 978-80-7363-095-9.
- MÁRELL, Andres, HAMARAD, Jean-Pierre, PÉROT, Thomas, PERRET, Sandrine, KORBOULEWSKY, Nathalie. The effect of deer browsing and understory light availability on stump mortality and sprout growth capacity in sessile oak. *Forest ecology and management*, 2018, 430, 134-142. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.015>
- MAYEROVÁ, Hana, TICHÝ, Tomáš, HEŘMAN, Petr, MŮZBERGOVÁ, Zuzana. Pastevní management suchých trávníků v CHKO Český kras – zachování a obnova druhově bohatých společenstev. *Bohemia centralis*, 2014, 32, 395-406. ISSN 0231-5807

- Ministerstvo životního prostředí. *ceskykras.nature.cz* [online] © 2022-2023 [cit. 2022-12-01].
Dostupné z: <https://ceskykras.nature.cz/>
- MOUCHA, Petr. Jak to bylo s péčí o přírodu Českého krasu v posledních čtyřiceti letech (malé stručné ohlédnutí). *Bohemia centralis*, 2014, 32, 9-14. ISSN 0231-5807.
- MÜLLEROVÁ, Jana, DÖRNER, Petr. Od intenzivního pařezení k lesu ochrannému – analýza historického vývoje lesů na Karlštejnském panství. *Bohemia centralis*, 2014, 32, 425–437.
- MÜLLEROVÁ, Jana, HÉDL, Radim, SZABÓ, Péter. Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest ecology and management*, 2015, 343, 88-100. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715000547>
- MÜLLEROVÁ, Jana, PEJCHA, Vít, ALTMAN, Jan, TOMÁŠ, Plener, DÖRNER, Petr, DOLEŽAL, Jiří. Detecting coppice legacies from tree growth. *Plos one*, 2016. Dostupné z: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0147205>
- MÜLLEROVÁ, Jana, SZABÓ, Péter, HÉDL, Radim. The rise and fall of traditional forest management in southern Moravia: A history of the past 700 years. *Forest ecology and management*, 2014, 331, 104-115. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112714004708>
- NĚMEJCOVÁ, Natálie. *Dynamika lesní vegetace Karlického údolí v Českém krase..* Praha, 2021. Bakalářská práce. Fakulta lesnická a dřevařská, Česká zemědělská univerzita v Praze.
- NOVÁK, Antoník, TLAPÁK, Josef. Historie lesů v chráněné krajinné oblasti Český kras. Praha: *Bohemia centralis*, 1974. 32 stran
- PELÍŠEK, Josef. Stanovištní poměry pařezin v oblasti ČSR. *Sborník československé akademie zemědělských věd*. Praha: Československá společnost zeměpisná, 1957, 3(2), 85-108. ISSN 0036-5254.
- PELLERIN, Maryline, SAÏD, Sonia, RICHARD, Emmanuelle, HAMANN, Jean-Luc, DUBOIS-COLI, Cécile, HUM, Philippe. Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *Forest ecology and management*, 2010, 260, (4), 429-437. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.031>

- PERRING, Michael, DIEKMANN, Martin, MIDOLO, Gabriele, COSTA, David, BERNHARDT-RÖMERMANN, Markus, OTTO, Johana, GILLIAM, Frank, HEDWALL, Per-Ola, NORDIN, Annika, DIRNBOÖCK, Thomas, SIMKIN, Samuel, MÁLIŠ, František, BLONDEEL, Haben, BRUNET, Jörg, CHUDOMELOVÁ, Markéta, DURAK, Tomasz, DE FRENNE, Pieter, HÉDL, Radim, KOPECKÝ, Martin, LANDUYT, Dries, LI, Daijiang, MANNIG, Peter, PETŘÍK, Petr, RECZYŃSKA, Kamila, SCHMIDT, Wolfgang, STANDOVÁR, Tibor, ŚWIERKOSZ, Krzysztof, VILD, Ondřej, WALLER, Donald, VERHEYEN, Kris. Understanding context dependency in the response of forest understorey plant communities to nitrogen deposition. *Environmental pollution*, 2018, 242, 1787-1799. ISSN 0269-7491. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.089>
- PONDĚLÍČEK, Michael. *Český kras včera a dnes*. Vydání 1. Vydavatel: Sdružení Přátelé Českého krasu, 2002. 96 stran
- POLANSKÝ, Bohuslav. O pěstební technice převodů pařezin. *Sborník československé akademie zemědělských věd*. Praha: Československá společnost zeměpisná, 1957, 3(2), 126-136. ISSN 0036-5254.
- PRŮŠA, Eduard. Lesní typy Karlštejnska a hospodářské zásady v nich. *Bohemia centralis*. Praha, 1974, 3, 141-151.
- REJŠEK, Klement, VÁCHA, Radim. *Nauka o půdě*. Vyd. 1. Olomouc: Agriprint, 2018. ISBN 978-80-87091-82-1.
- ROLEČEK, Jan, HÁJEK, Michal, KARLÍK, Petr, NOVÁK, Jan. Reliktní vegetace na mezických stanovištích. *Zprávy České botanické společnosti*, Praha: 2015, 50, 201-245.
- ROLEČEK, Jan, VILD, Ondřej, SLADKÝ, Jiří, ŘEPKA, Radomír. Habitat requirements of endangered species in a former coppice of high conservation value. *Folia geobotanica* [online]. 2017, 52, 59-69. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s12224-016-9276-6>
- SAMEK, Věroslav. Lesní společenstva Českého krasu. *Rozpravy Československé akademie věd – řada matematických a přírodních věd*, 1964, 74.
- SLACH, Tomáš, VOLAŘÍK, Daniel, MADĚRA, Petr. Dwindling coppice woods in Central Europe – Disappearing natural and cultural heritage. *Forest ecology and management*, 2021, 501. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119687>

- SPITZER, Lukas, KONVIČKA, Martin, BENEŠ, Jiří, TROPEK, Robert, TUF, Ivan, TUFOVÁ, Jana. Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biological conservation*, 2008, 141, 827-837. ISSN 0006-3207. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.01.005>
- STOJANOVIĆ, Marko, SÁNCHEZ-SALGUERO, Raúl, LEVANIČ, Tom, SZATNIEWSKA, Justyna, POKORNÝ, Radek, LINARES, Juan. Forecasting tree growth in coppiced and high forests in the Czech Republic. The legacy of management drives the coming *Quercus petraea* climate responses. *Forest ecology and management*, 2017, 405, 56-68. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.021>
- SVÁTEK, Martin, MATULA, Radim. Fine-scale spatial patterns in oak sprouting and mortality in a newly restored coppice. *Forest ecology and management* [online]. 2015, 348 [cit. 2023-09-02]. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.048>
- SZABÓ, Péter, MÜLLEROVÁ, Jana, SUCHÁNKOVÁ, Silvie, KOTAČKA, Martin. Intensive woodland management in the Middle Ages: spatial modelling based on archival data. *Journal of historical geography* [online]. 2015, 48 [cit. 2023-08-02]. ISSN 0305-7488. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhg.2015.01.005>
- ŠAMONIL, Pavel. Soubory lesních typů, vegetační stupňovitost a porosty v oblasti CHKO Český kras. *Česká zemědělská univerzita v Praze, Lesnická fakulta*, 2001.
- ŠARAPATKA, Bořivoj. *Pedologie a ochrana půdy*. Vyd. 1. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2014. ISBN 978-80-244-3736-1.
- ŠEBEK, Pavel, BAČE, Radek, BARTOŠ, Michael, BENEŠ, Jiří, CHLUMSKA, Zuzana, DOLEZAL, Jiří, DVORSKÝ, Miroslav, KOVÁŘ, Jakub, MACHAČ, Ondřej, MIKÁTOVÁ, Blanka, PERLÍK, Michael, PLÁTEK, Michael, POLÁKOVÁ, Simona, ŠKORPÍK, Martin, STEJSKAL, Robert, SVOBODA, Miroslav, TRNKA, Filip, VLAŠÍN, Mojmír, ZAPLETAL, Michal, ČÍŽEK, Lukáš. 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* [online]. 2015, 358 [cit.2023-10-02]. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715004764>

- TICHÝ, Tomáš. Historie a současnost přírody a krajiny Českého krasu – seminář ke 40. výročí vyhlášení CHKO Český kras. *Živa*. 2013, (1).
- VILD, Ondřej, ROLEČEK, Jan, HÉDL, Radim, KOPECKÝ, Martin, UTINEK, Dušan. Experimental restoration of coppice-with-standards: Response of understory vegetation from the conservation perspective. *Forest ecology and management*, 2013, 310, 234-241. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.056>
- VILD, Ondřej, HÉDL, Radim, KOPECKÝ, Martin, SZABÓ, Péter, SUCHÁNKOVÁ, Silvie, ZOUHAR, Václav. The paradox of long-term ungulate impact: increase of plant species richness in a temperate forest. *Applied vegetation science*, 2017, 20, (2), 282-292. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/avsc.12289>
- VOLF, Ondřej, CHVOJKOVÁ, Eva. Zásady územního rozvoje Středočeského kraje. Aktualizace 2011. Hodnocení vlivů koncepce na EVL a PO. Dostupné z: [https://up.web-map.cz/stredocesky/zasady-uzemniho-rozvoje/htm/up/04 NAT 03.pdf](https://up.web-map.cz/stredocesky/zasady-uzemniho-rozvoje/htm/up/04%20NAT%2003.pdf)
- WEISS, Matthias, KOZEL, Petr, ZAPLETAL, Michal, HAUCK, David, PROCHÁZKA, Jiří, BENEŠ, Jiří, ČÍŽEK, Lukáš, ŠEBEK, Pavel. The effect of coppicing on insect biodiversity. Small-scale mosaics of successional stages drive community turnover. *Forest ecology and management*, 2021, 486. ISSN 0378-1127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118774>
- ZLATNÍK, Alois. Výmladkové lesy z hlediska proměn lesů pod vlivem člověka a úloha ekologie při přeměnách a převodech výmladkových lesů. *Sborník československé akademie zemědělských věd*. Praha: Československá společnost zeměpisná, 1957, 3(2), 109-124. ISSN 0036-5254.
- ZBÚROVÁ, Alice. *Vliv hospodaření, zvěře a klimatu na lesní vegetaci přírodní rezervace Na Voskopě v Českém krasu*. Praha, 2021. Diplomová práce. Fakulta lesnická a dřevařská ČZU v Praze.

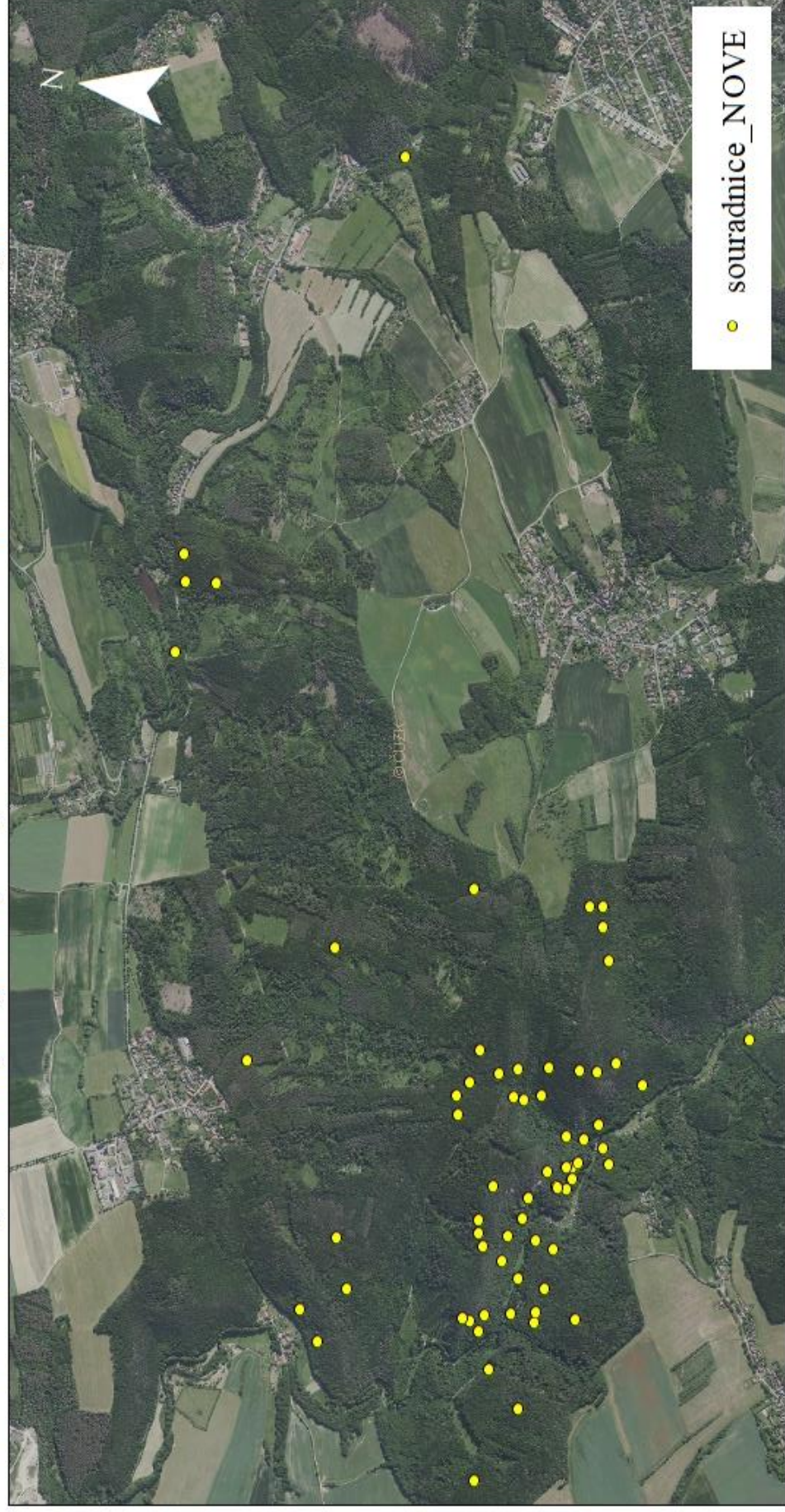
9 Přílohy

Seznam příloh

Obrázek 1: přehled lokalizace trvalých zkusných ploch	66
Obrázek 2: silný tlak zvěře, který se odráží na stavu bylinného patra fytoocenologických snímků	67
Obrázek 3: označení hranice fytoocenologického snímku žlutým pruhem směrem dostředu snímku.....	67
Obrázek 4: mák vlčí přímo pod Peluňkovou strání	68
Obrázek 5: zničená místa častého pobytu mufloní zvěře	68
Tabulka 2: export matice dat z programu Turboveg.....	69

Lesní vegetace Karlického údolí v Českém krasu: její dynamika a příčiny degradace

Lokalizace trvalých zkusných ploch pro fytoocenologické snímkování a odběr půdních vzorků



Obrázek 1: přehled lokalizace trvalých zkusných
Bc. Natálie Němejcová



Obrázek 2: silný tlak zvěře, který se odráží na stavu bylinného patra fytoecologických snímků (červen, 2020)



Obrázek 3: označení hranice fytoecologického snímku žlutým pruhem směrem dostředu snímku



Obrázek 4: mák pochybný (Papaver dubium) přímo pod Peluňkovou stráň (červen 2020)



Obrázek 5: zničená místa častého pobytu mufloní zvěře. Foto: Petr Karlík, 2020

Tabulka 2: export matrice dat z programu Turboveg

Year	Densita nr	Acer campestris	Acer campestris	Acer campestris	Ajuga genevensis	Anthemum ramosum	Betonica officinalis	Brachypodium pinnatum	Bromus brenckmii	Buglossoides purpureoerulea	Campnula persicifolia	Campnula rapunculoides	Carex muticata	Carpinus betulus	Clinopodium vulgare
2020	P40	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P40	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P58a	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P67	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P70	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P33	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P38	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P37	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P56	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P57	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P39	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P36	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X41	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P48	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P49	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X2	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P45	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P58b	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P5	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P34	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P69	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X8	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P72	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P71	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P35	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P30	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P74	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P55	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P76	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X28	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P68	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X49	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P6	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	Px.mbx	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X42	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X13	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X10mbx	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X9	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X6	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X5	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P59	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	Px.mh	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X3	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P46	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X1	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P44	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P43	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P75	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P50 II	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X48mh	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X48mbx	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X47mh	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X47mbx	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P11	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X29	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P12	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P13	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X31	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X11	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P30b.mh	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X7mh	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X7mbx	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X4	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	P73	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X12	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	X20	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+
2020	N1	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+

