

Univerzita Palackého v Olomouci

Přírodovědecká fakulta

Katedra geografie



Přírodovědecká
fakulta

**Vývoj struktury krajiny ve východních
Krkonoších: vybrané problémy**

Diplomová práce

Bc. Milan Viktořík

Vedoucí práce: Mgr. Martin Erlebach, Ph.D.

Olomouc 2024

Bibliografický záznam

Autor (osobní číslo):	Milan Viktořík (R220048)
Studijní program:	Geografie a regionální rozvoj
Název práce:	Vývoj struktury krajiny ve východních Krkonoších: vybrané problémy
Title of thesis:	Landscape structure development in the eastern Krkonoše Mts: selected issues
Vedoucí práce:	Mgr. Martin Erlebach, Ph.D.
Rozsah práce:	132 stran, 3 přílohy

Abstrakt:

Tato diplomová práce se zabývá analýzou struktury a funkčnosti krajiny východních Krkonoš. Zaměřuje se na období od roku 1841 až 2023. Během těchto období byl analyzován vývoj struktury krajiny obce Pece pod Sněžkou. Za roky 1841 a 2023 byla následně analyzována struktura a funkčnost ploch sekundárního bezlesí na území obcí Pec pod Sněžkou a Malé Úpy. Hodnocení proběhlo zejména z hlediska antropogenního ovlivnění s důrazem na fragmentaci a konektivitu. Na základě zjištěných funkčních a strukturálních vlastností byl proveden návrh konektivity jádrových oblastí sekundárního bezlesí.

Klíčová slova:

Krkonoše, fragmentace, konektivita, sekundární bezlesí

Abstract:

This thesis focuses on the analysis of the structure and functionality of the landscape in the eastern Krkonoše Mountains. It covers the period from 1841 to 2023. During these periods, the development of the landscape structure of the town of Pece pod Sněžkou was analyzed. For the years 1841 and 2023, the structure and functionality of secondary forest-free areas in the municipalities of Pec pod Sněžkou and Malé Úpy were subsequently analyzed. The evaluation was conducted mainly from the perspective of anthropogenic influence, with an emphasis on fragmentation and connectivity. Based on the identified functional and structural properties, a connectivity design for the core areas of secondary forest-free land was proposed.

Keywords:

Krkonoše Mountains, fragmentation, connectivity, secondary forest-free land

Tímto prohlašuji, že jsem zadanou diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením Mgr. Martina Erlebacha, Ph.D. a uvedl v seznamu veškerou použitou literaturu a zdroje.

V Olomouci dne: 18. 4. 2024

Podpis:

Tímto bych chtěl poděkovat vedoucímu práce Mgr. Martinu Erlebachovi, Ph.D. za cenné rady, vstřícnost, trpělivost, ochotu a za poskytnutí veškerých materiálů a dat, jež byly využity při tvorbě této práce. Dále bych chtěl poděkovat mé rodině, za souvislou hmotnou i nehmotnou podporu, napříč mým vysokoškolským studiem. Dále děkuji mé přítelkyni a přátelům, kteří mi byli v průběhu psaní této práce oporou.

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLMOUCI

Přírodovědecká fakulta
Akademický rok: 2022/2023

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: **Milan VIKTOŘÍK**
Osobní číslo: **R220048**
Studijní program: **N0532A330021 Geografie a regionální rozvoj**
Téma práce: **Vývoj struktury krajiny ve východních Krkonoších: vybrané problémy**
Zadávající katedra: **Katedra geografie**

Zásady pro vypracování

Práce se bude zabývat problematikou hodnocení vývoje krajiny ve vybraném území východních Krkonoš. Autor se zaměří na kvantitativní analýzu vývoje krajinné makrostruktury a především na popis změn mikrostruktury krajiny, a to prostřednictvím relevantních krajinných metrik a indexů. U vybraných prvků land coveru bude provedena analýza funkčních vlastností (např. konektivita, fragmentace apod.). Práce bude vycházet především z analýzy současných a starých map v prostředí GIS.

Rozsah pracovní zprávy: **20 000 – 24 000 slov**
Rozsah grafických prací: **Podle potřeb zadání**
Forma zpracování diplomové práce: **tištěná**

Seznam doporučené literatury:

- Burel, F., Baudry, J. (2003): *Landscape Ecology Concepts, Methods and Applications*. Technique & Documentation, Paris.
- Flousek, J., Hartmanová, O., Štursa, J., Potocki, J. eds. (2007): *Krkonoše. Příroda, historie, život*. Baset, Praha.
- Francis, R. A., Milington, J. D. A., Perry, G. L. W., Minor, E. S. eds. (2022): *The Routledge Handbook of Landscape Ecology*. Routledge, London and New York.
- Jaeger, J. A. G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15, 115–130.
- Janík, T., Zýka V., Skokanová, H., Borovec, R., Demková, K., Havlíček, M., Chumanová, E., Houška, J., Romportl, D. (2020): *Vývoj krkonošské krajiny – od založení Krkonošského národního parku po současnost*. Opera Corcontica 57, 65–76.
- Lipský, Z. (2000): *Sledování změn v kulturní krajině: učební text pro cvičení z předmětu krajinná ekologie*. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy.
- McGarigal, K. (2002): Landscape pattern metrics. In: El Shaarawi, A., Piegorsch W. W. eds., *Encyclopedia of Environmetrics*. John Wiley & Sons Chichester England, 2, 1135–1142.
- Moser, B., Jaeger J. A. G., Tappeiner, U., Tasser, E., Eiselt, B. (2007): Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology* 22, 447–459.
- Romportl, D. ed. (2017): *Atlas fragmentace a konektivity terestrických ekosystémů v České republice*. AOPK ČR, Praha.
- Turner, M. G., Gardner, R. H., O'Neill (2001): *Landscape Ecology in Theory and Practice, Pattern and Process*. Springer-Verlag, New York.
- Vogt, P., Riitters, K. (2017): GuidosToolbox: universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing* 50(1), 352–361.
- Vogt, P., Riitters, K. H., Iwanowski, M., Estreguil, C., Kozak, J., Soille, P. (2007): Mapping landscape corridors. *Ecological Indicators* 7(2), 481–488.

Vedoucí diplomové práce: **Mgr. Martin Erlebach, Ph.D.**
Katedra geografie

Datum zadání diplomové práce: **24. ledna 2023**

Termín odevzdání diplomové práce: **10. dubna 2024**

LS.

doc. RNDr. Martin Kubala, Ph.D.
děkan

doc. Mgr. Pavel Klapka, Ph.D.
vedoucí katedry

V Olomouci dne 24. ledna 2023

Obsah

1. Úvod.....	9
1.1. Cíle	13
<u>Teoreticko-metodoloická část</u>	
2. Krajina a krajinná ekologie – stručný vývoj přístupů a konceptů.....	15
2.1. Počátky krajinné ekologie a definice krajiny	15
2.2. Od základních kamenů k moderním přístupům krajinné ekologie.....	18
3. Struktura, heterogenita a dynamika krajiny	24
3.1. Struktura krajiny a její heterogenita	25
3.2. Dynamika krajinných změn.....	30
3.3. Kvantifikace krajinné struktury	33
4. Krajinné funkce a fungování krajiny	38
4.1. Ekosystémové služby a ekologické sítě	38
4.2. Fungování krajiny.....	43
4.3. Antropogenní ovlivnění krajiny a jejich funkcí.....	50
<u>Praktická část</u>	
5. Metodika a materiály.....	56
5.1. Mapové podklady	57
5.2. Vektorizace a georeferencování v prostředí GIS.....	60
5.3. Použitý software a úprava vrstev.....	61
5.4. Stanovení kategorií využití ploch (land use).....	63
6. Vývoj struktury krajiny východních Krkonoš (case study: Pec pod Sněžkou).....	65
6.1. Antropogenní tlak a jeho dopad na celkovou krajinu.....	66
6.2. Úbytek přirozených stanovišť	71
7. Struktura a funkcionalita sekundárního bezlesí	75
7.1. Struktura sekundárního bezlesí v letech 1841 a 2023	77
7.2. Funkční vlastnosti sekundárního bezlesí	83

7.2.1.	Konektivita sekundárního bezlesí.....	83
7.2.2.	MSPA analýza.....	85
7.2.3.	Fragmentace sekundárního bezlesí	91
7.3.	Návrh ekologické sítě sekundárního bezlesí	96
7.3.1.	Identifikace jádrových oblastí	96
7.3.2.	Návrh konektivity	99
7.3.2.1.	GUIDOS Toolbox	99
7.3.2.2.	Linkage Mapper.....	105
8.	Diskuse	111
9.	Závěr.....	116
10.	Summary	118
11.	Literatura	119
12.	Přílohy	129

1. Úvod

Krkonošská krajina je v kontextu Evropy unikátním územím, v němž se kombinují vlivy historické, socioekonomické, kulturní, geografické a také etnografické, které významným způsobem utvářely a stále utvářejí zdejší krajinu. Díky jejich univerzální poloze v srdci evropských rovin a vrchovin se zde v průběhu času utvořil rozmanitý reliéf, který kombinuje prvky vysokohorských oblastí a severních krajin. Tato jedinečná terénní pestrost je základem pro bohatou a rozmanitou flóru a faunu spolu s jejich biologickými komunitami (Flousek et al., 2007). Díky těmto podmínkám jsou Krkonoše, mimo jiné, domovem pro organismy unikátní arкто-alpínské tundry, což z nich dělá významnou enklávou severských a horských ekosystémů v centru Evropy (Lokvenc, 1978). Primární bezlesí neboli arкто-alpínská tundra, která je zde přítomná, utvářela díky svým specifickým podmínkám jedinečné typy ekosystémů a společenstva. Na výše položených plochách primárního bezlesí nalezneme útočiště pro téměř 500 ze zhruba 800 druhů rostlin původně zde se vyskytujících, čímž se tyto oblasti stávají klíčovými pro zachování horské biodiverzity v evropských pohořích středních výšek (Štursa, 2013). Díky těmto aspektům, včetně mnoho dalších, nakonec došlo v roce 1963 k vyhlášení Krkonoš národním parkem.

Krkonoše jsou domovem pro unikátní soubor flóry, včetně mnoha endemických druhů, které se jinde nevyskytují. Mezi těmito vzácnými a charakteristickými druhy najdeme například Všivec krkonošský (*Pedicularis sudetica*), Lomikámen sněžný (*Saxifraganivalis*) či nebo rašeliník Lindbergův (*Sphagnum lindbergii*). Tyto druhy představují pozůstatky minulých epoch a zdůrazňují unikátní postavení těchto oblastí jakožto biodiverzitních útočišť (Štursa, 2013). Mnoho z těchto druhů jsou také zároveň i glaciálními relikty, z řad ptáků je to například Slavík modráček tundrový (*Luscinia svecica svecica*) či z řad rostlin Ostružiník moruška (*Rubus chamaemorus*). Výskyt těchto druhů je podmíněn geologickou historií zdejšího prostředí. Během pleistocenního zalednění, kdy se skandinávský ledovcový štít rozšiřoval na jih, severská tundra se rozšířila spolu s ním až do střední Evropy. Ledovec sice hřbet Krkonoš nepřekonal, ale i přesto byla oblast výrazně ovlivněna chladným periglaciálním klimatem, což mělo dopad nejen na vývoj horského reliéfu, ale také na formování místní přírody (Fanta et al., 1969). Zároveň z Alp přicházela alpínská tundra a horské trávníky, jelikož alpské ledovce byly v té době rozsáhlejší a jejich vliv sahal

blíže k české kotlině. V této době Krkonoše vyčnívaly jako významná hornatina mezi ledovcovým štítem na severu a zaledněnými Alpami (Štursa, 2013).

Původní druhy flóry a jednotlivá přirozená společenstva zde koexistují také se společenstvy, jež se v tomto prostředí dříve nevyskytovaly. Jedná se zejména o druhy flóry, jejichž výskyt je podmíněn antropogenně vytvořenými plochami. Tyto plochy, jiným názvem „sekundární bezlesí“, se začaly utvářet přibližně během 16. a 17. století, kdy na území probíhalo takzvané budní hospodářství asociované s pastvou dobytka a extenzivním sečením těchto pastvin (Fanta et al., 1969). Tento proces dal vzniknout některým druhům, jež se v podstatě staly pro tuto oblast druhy endemitními. Z vybraných druhů to je například Zvonek český (*Campanula bohemika*), Bojinek alpský (*Phleum alpinum*) anebo některé druhy jestřábníků (*Hieracium*), které se vyskytují pouze na lučních enklávách v oblasti Klínových bud (Březina et al., 2010). Zejména smilkové louky, které vznikly na odlesněných plochách během budního hospodářství, zde tvoří rozmanitou mozaiku druhů. Na plochách sekundárního bezlesí se prolínají subalpínské druhy, které se přesunuly do nižších nadmořských výšek, s druhy montánními, jež naopak vystoupaly do vyšších pater, což dalo vzniknout rozmanitému společenství vzácných a hojně se vyskytujících druhů flóry (Horáková, Moravcová, 2005). Zvláště při bližším pohledu na tyto louky se z hlediska počtu druhů jedná o celosvětový unikát. Na loukách v oblasti Velké Úpy se totiž do rozměru 6,6 x 6,6 cm vměstná přibližně 17 druhů cévnatých rostlin a v případě rozměru 3,3 x 3,3 cm jde dokonce o 11 druhů (Březina et al., 2023). Díky těmto aspektům jsou zdejší plochy sekundárního bezlesí předmětem ochrany biosférické rezervace UNESCO, a to již od roku 1992 (Štursa, 2019).

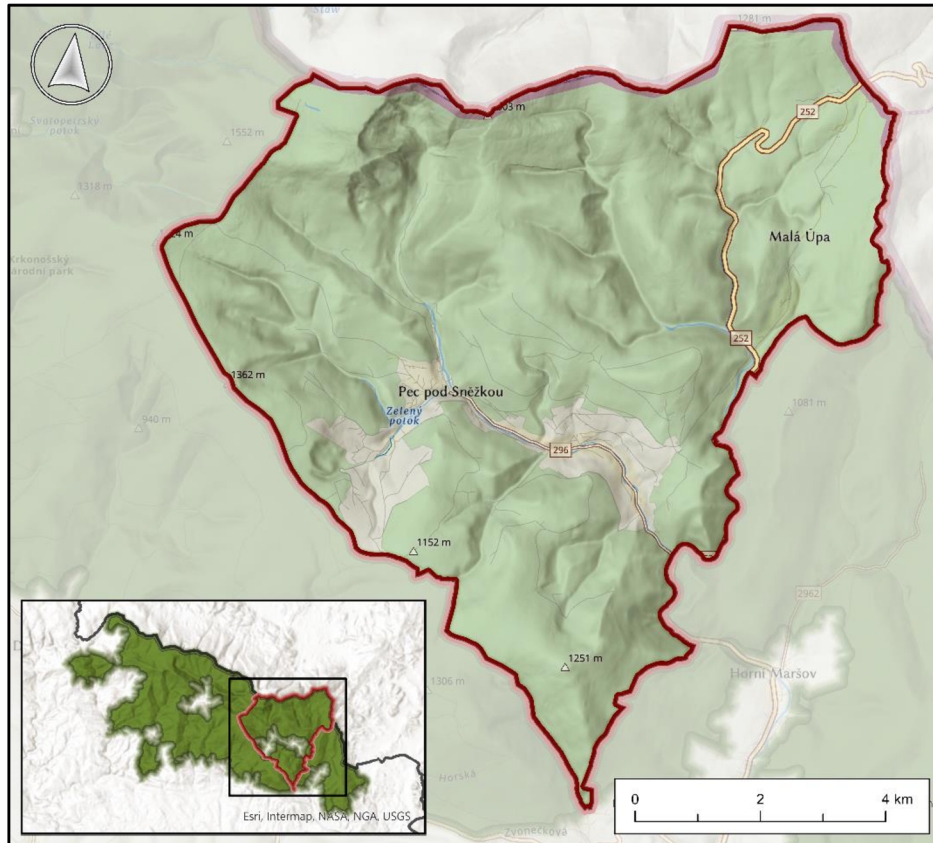
O to více alarmující je současně vyvíjený zvýšený antropogenní tlak a celkové ohrožení zdejší krajiny od vnějších vlivů. To se dotýká nejen celkové krajiny a alpínského a subalpínského stupně, ale také právě stupně montánního, kde se vyskytují zmíněné druhově bohaté plochy sekundárního bezlesí. Zdejší horská krajina je, podobně jako spousta dalších ekologicky citlivých lokací, ohrožena dopady klimatické změny. Jako příklad si můžeme uvést postupné zvyšování horní hranice lesa a s tím spojený úbytek sekundárního bezlesí právě na úkor lesních ploch. U sněhové pokrývky je následně vyšší riziko výskytu lavinových událostí a následně poničená lesních porostů (Součková et al., 2022). Z hlediska antropogenního vlivu můžeme hovořit především o fragmentaci (Houška et al., 2021). K té dochází napříč celým územím v důsledku nasycení turistického ruchu, to může mít formu vystavování antropogenních bariér, jako jsou komunikace či nová infrastruktura.

Nejzřetelnější míru fragmentace zaznamenávají turistická centra jako je Špindlerův Mlýn, Pec pod Sněžkou či Velká a Malá Úpa, na což poukazuje i mnoho autorů zabývajících se touto problematikou (Houška et al., 2021; Erlebach, Romportl, 2021). S fragmentací je asociován také vliv záboru půdy, jež má na svědomí různé změny terénu a intenzivní zásahy do okolí nového postaveného objektu, včetně změn v tradičním způsobu péče o okolní vegetaci. Co bylo dříve pestrobarevná louka, se často kvůli nevhodnému hospodaření mění buď v jednotvárný, nízký trávník sytě zelené barvy (takzvaný „golfář“) nebo naopak ve vysoké porosty s převahou lučních plevelů (Březina, 2013).

Z těchto důvodů je třeba vynaložit úsilí pro efektivní udržení stávající biodiverzity a ještě lépe, vynaložit úsilí pro její zvýšení. Samotná správa Krkonošského národního parku v tomto ohledu již určité kroky navrhla a ostatně také učinila. Jedná se například o projekt LIFE, či operační programy životního prostředí (Březina, 2013). V rámci operačních programů obyvatelé těchto oblastí pomáhají pečovat o okolní krajinu. Díky finančním příspěvkům kosí a udržují cenné louky poblíž svých domovů, čímž aktivně přispívají k ochraně místní biodiverzity (Březina, 2013). Dalším, spíše ale metodologickým nástrojem pro udržení biodiverzity v krajině jsou sítě ÚSES. Ty ostatně na území ČR funguje už od 80. let minulého století (Buček, Lacina, 1995). Problémem ÚSES je, že počítá pouze s potenciální přírodní vegetací, která ale v krajině přítomná není. Existuje zde však potenciál pro přetvoření ÚSES na moderní nástroj, který by efektivně reagoval na současné výzvy v ochraně přírody a péči o krajinu (Hlaváč, Pešout, 2017). Jisté podobné návrhy propojení klíčových a existujících lokací již na území KRNAP ostatně probíhají. Za zmínku stojí zejména návrhy konektivity habitatů pro Tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*), pro něž byl navržen habitatový model, respektive model potenciální konektivity. Ten vyzdvihuje aspekt propojenosti vhodných biotopů jako účinný prvek, který může sloužit především k ochraně těchto populací, samozřejmě za předpokladu snížení intenzity fragmentace území (Flousek et al., 2021)

Tímto se opět dostáváme k významu lučních enkláv, ale tentokrát z pohledu kostry potenciální ekologické sítě, která by byla založená na ekologicky významných a antropogenně podmíněných stanovištích. Podobné návrhy už ostatně v prostředí Krkonoš také zaznívají, zvláště prostřednictvím tzv. MAGIC Landscapes, kdy na regionální úrovni byl v kontextu konektivity vytvořen návrh sítě zelené infrastruktury (Danzinger et al., 2019). Je však třeba zaujmout také tzv. přístup od spodu, respektive začít u jednotlivých druhů a ekosystémů a následně na základě jejich požadavků konstruovat ekologickou síť.

Tato práce se, mimo jiné, zaměřuje na efektivnější konektivitu cenných oblastí sekundárního bezlesí v oblasti východních Krkonoš (Obr.1) a také se snaží přispět svým návrhem k diskuzi, která by měla vést k lepší podpoře ochrany území a biodiverzity a umožnění efektivnější migrace z řad druhů flóry i fauny.



Obr. 1: Vymezení zájmového území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy na území Krkonošského národního parku

Zdroj: vlastní zpracování

1.1. Cíle

Cílem této diplomové práce je analyzovat a zhodnotit makrostrukturu i mikrostrukturu krajiny východních Krkonoš. Toto území bylo vybráno z důvodu nejvyššího výskytu ploch současně ohrožených lučních enkláv a také z důvodu koncentrace antropogenní činnosti asociované s cestovním ruchem. Tyto vlivy budou prezentovány v případové studii, jež se zaměřuje na katastr Pec pod Sněžkou. V rámci tohoto území jsou prezentovány zásadní hnací socioekonomické síly a trendy, jež se významně podílely na utváření struktury krajiny východních Krkonoš. Dalším cílem práce je vyhodnocení a analýza vývoje ohrožených ekosystémů v širším území východních Krkonoš. Zde byly vybrány plochy sekundárního bezlesí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy. Prvně je hodnocen vývoj mikrostruktury a makrostruktury ploch sekundárního bezlesí na území obcí. Následně jsou hodnoceny funkční vlastnosti těchto ploch. Pomocí jednotlivých metrik fragmentace je analyzována dynamika jejich antropogenního ovlivnění. Na základě zjištěných strukturálních a funkčních aspektů ploch sekundárního bezlesí práce cílí na návrh ekologické sítě antropogenně podmíněných ekosystémů, prostřednictvím sofistikovaných nástrojů.

Cílem této práce je především poskytnout metodický podklad k řešení problematiky fragmentace a konektivity krajiny a obohatit tak současnou diskusi o možnostech zlepšení ekologické stability a biodiverzity na specifických územích. Měla by sloužit jako podklad pro modelaci konektivity a plánování ekologických sítí v budoucnu. Práce se snaží adekvátně zareagovat na současné potřeby správy Krkonošského národního parku a také přispět do diskuse v souvislosti se správou antropogenně podmíněného sekundárního bezlesí.

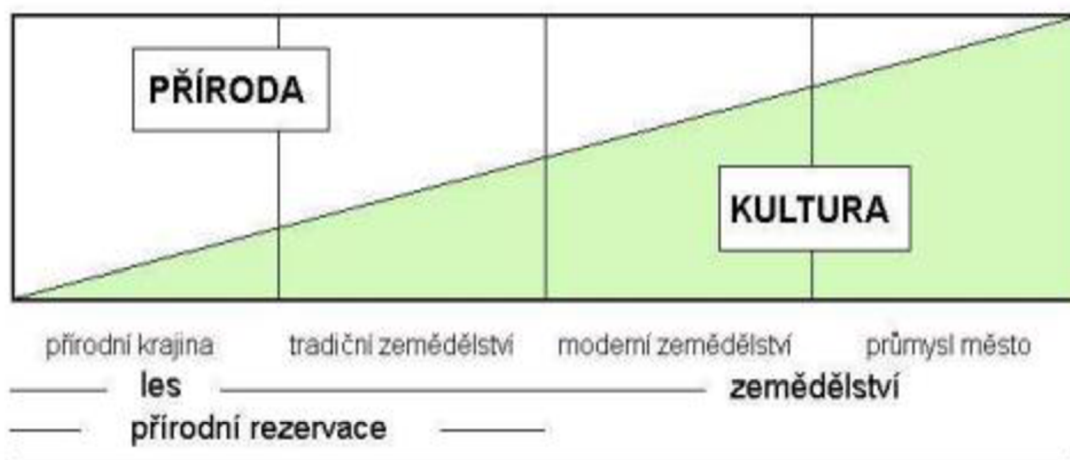
Teoreticko-metodologická část

2. Krajina a krajinná ekologie – stručný vývoj přístupů a konceptů

2.1. Počátky krajinné ekologie a definice krajiny

Krajinná ekologie, navzdory tomu, že se jedná o relativně mladý obor, prošla během své existence značným vývojem. Počátek tohoto oboru se předpokládá na 30. léta 20. století, kdy se samotným pojmem *krajinná ekologie* přišel německý geograf Carl Troll v jeho v práci *Lufbildplan und ökologische Bodenforschung* (1939) kde představoval svou vizi tohoto oboru jako kombinaci prostorového (horizontálního) přístupu geografů s funkčním (vertikálním) přístupem ekologů (Farina, 2006). Krajinná ekologie zkoumá vzájemné interakce mezi ekologickými procesy a prostorovým uspořádáním krajiny a jejích dílčích složek, zejména ekosystémů (Forman, Godron, 1986; Turner, 1989). Hlavním objektem studia krajinné ekologie je bezesporu krajina. Jedná se tedy o obor, jež má blízko ke geografii a sám C. Troll jej následně mezinárodně ustanovil termínem *geoekologie*, i když se ve vědecké komunitě v minulosti příliš neuchytil (Demek, 1999). Troll potom definuje krajinu jako tu část zemského povrchu, která na základě svého typického vnějšího vzhledu a díky působení vnitřních a vnějších činitelů dala vzniknout charakteristickému segmentu prostoru, jež na svých geografických hranicích pozvolna přechází v prostor typologicky odlišný. Koncem 30. let 20. století položil také ruský vědec V. N. Sukačev základy geobiocenologie a poprvé se zaměřil na souvislost mezi termíny „geografická krajina“ a „biogeocenóza“ (Turner, et al., 2001; Lacina, 2015). Ten geobiocenologii chápe obdobně jako C. Troll krajinu, a to následovně: jedná se o část zemského povrchu, kde se biocenóza a odpovídající segmenty atmosféry, litosféry, hydrosféry a pedosféry, společně s jejich vzájemnými interakcemi, udržují v homogenním stavu, čímž tvoří koherentní a vnitřně spojený celek (Lacina, 2015).

Obečně se ale termín *krajina* objevuje dříve a dostává se do povědomí odborné geografie již v průběhu 19. století a bývá spojována se jmény jako A. von Humboldt nebo Carl Ritter (Kučera, 2009). Před C. Trollm se konceptem krajiny ještě zabýval americký geograf Carl O. Sauer (1925). Ten ve svém díle *The morphology of Landscape* rozděluje krajinu na kulturní a přírodní a dává důraz na objektovou stránku krajiny, čímž umocňuje vnímání krajiny, které v některých přístupech k jejímu zkoumání trvá až do dnes (např. studium míry antropogenního ovlivnění krajiny) (Jaeger, 2000). Charakteristickým znakem tohoto směru významu krajiny je zúžení výzkumu na vzájemné působení člověka a přírody. Přičemž kulturní krajina vzniká přetvořením té přírodní působením lidské činnosti. Tyto dvě kategorie se často prolínají a dávají vzniknout prostředí jež může být přírodě blízké, vnějšími vlivy nepříliš ovlivněné nebo naopak prostředí jež si prošlo mnoho změnami a vývojem v důsledku antropogenního přičinění (Zonneveld, 1995). Vedle klasického výzkumu land use (využití půdy, využití ploch) se tedy také klade důraz na měřitelné a klasifikovatelné objektové stránky krajiny. Jedná se spíše o realistické či materiální pojetí krajiny (Kučera, 2009). Mácha (2013) ve svém článku pojednává o problematice vymezení pojmu krajiny a jako příklad udává právě Sauera, v jehož klasickém pojetí krajiny se objevuje klíčový problém spočívající v nejasném rozlišení mezi pojmy prostředí a krajina, což vede k jejich často používané zaměnitelnosti. Tato nejednoznačnost a snaha některých autorů zahrnout do pojmu krajiny široké spektrum prvků, od geomorfologických útvarů až po sakrální objekty, bez ujasnění, které z těchto prvků jsou zásadní a z jakého důvodu, odhaluje omezení této definice.



Obr.1: Přejchod přírodní a kulturní krajiny

Převzato z: Zonneveld, 1995

Přírodní krajina je klasifikována jako ta část prostoru, v níž proběhl vývoj krajiny bez antropogenního zásahu a probíhal čistě přirozenými procesy. V rámci tohoto typu krajiny je zásadní nepřítomnost kulturního faktoru (Sklenička, 2003). V kontextu globálního měřítka se taková krajina ve světě už v podstatě nevyskytuje a je omezena na velmi malé segmenty (Lipský, 1998). Kulturní krajina, má naopak ve světě majoritní zastoupení a bezprostředně se s ní setkáváme všude kolem nás. V případě kulturní krajiny dochází k průniku přirozených a socioekonomických procesů jejichž dopad se následně odráží v prostoru. Demek (1999) ji definuje jako systém poskytující socioekonomické funkce, kterému daly vzniknout navzájem se ovlivňující přirozené a antropogenní složky, jež byly utvářeny působením lidské činnosti a přírodních procesů. Podobné pojetí krajiny můžeme vidět také u autorů Buček, Lacina (1995), kteří na krajinu nahlížejí jako na mozaiku ekosystémů, jež byla více, či méně utvářena a ovlivňována lidskou činností.

Z důvodu komplexnosti může být krajina definována různě. Vždy záleží, na volbě přístupů, výzkumných metodách či na samotném účelu a cílech výzkumu. Vzhledem k interdisciplinaritě přístupu, které studium krajiny nabízí, jsou jednotlivé definice různě komplexní či obsáhlé. Dle Lipského (1998) je krajina otevřený prostor, jemuž dala vzniknout společná interakce antropogenní a přírodní činnosti, přičemž rozděluje nadále krajinu na kulturní a přirozenou. S touto formulací se shodují Löw, Michal (2003), kteří zaujímají stejné stanovisko k definici krajiny a prohlašují, že se jedná o výsledek vzájemné interakce mezi přírodními a antropogenními procesy.

Definice krajiny je ustanovená i legislativou. V kontextu České republiky tuto problematiku zaštiťuje zákon ČR o ochraně přírody a krajiny č.114/1992 sb. Zde je uvedeno následovně: *“krajina je část zemského povrchu s charakteristickým reliéfem jež je tvořen souborem funkčně propojených ekosystémů s civilizačními prvky“* a v podstatě se jedná o zjednodušenou syntézu předchozích, zde vypsanych, definicí. Vedle legislativního vymezení krajiny existují ještě takzvaná *různá pojetí* krajiny. V těchto případech můžeme hovořit o krajině z hlediska právního, ekonomického, emocionálního, uměleckého či historického a dalších (Sklenička, 2003). Forman a Godron (1993) jako jeden z příkladů uvádí *„umělcovu krajinu“* a její souvislost s malbou a vyobrazením krajiny v uměleckých dílech napříč historií.

Pro potřeby této práce se nabízí ustanovení, že krajinu vnímáme jako výsledek přirozeného vývoje interakce složek přírodního prostředí, a to jak biotických, tak

abiotických, v kombinaci s působením lidské činnosti a s ní souvisejícími zásahy do tohoto prostředí, jež se v krajině odráží jak negativně, tak také i pozitivně.

2.2. Od základních kamenů k moderním přístupům krajinné ekologie

Přibližně od konce 30. let do přelomu 70. a 80. let minulého století byla krajinná ekologie, ve které velmi silně dominovala „geografická“ složka, rozvíjena především ve východní a centrální Evropě, potažmo v Kanadě a Austrálii a byla využívána při studiu ekologického potenciálu rozsáhlých území (ekologické mapování v Kanadě, ekosystémy v SSSR). V kontextu Kanady se například jednalo o mapování krajiny severního Quebecu v oblastech nedotčených člověkem. Hnací silou v tomto případě byl zájem o hydroenergetický potenciál a z něj vyplývající žádoucí výzkum přílehlé krajiny (Burel, Baudry, 2003). Obecně lze ale říci, že do 70. let 20. století mělo studium a hodnocení krajiny spíše ekonomické cíle založené na zvyšování výnosů a efektivnějším těžení zdrojů atd., jež vedlo k intenzifikaci využívání půdy. Malá pozornost byla věnována negativním účinkům, které tyto jednostranné způsoby využití rozsáhlých oblastí krajiny, měly na fungování ekosystémů a na venkovské oblasti (Krönert et al., 2001). V tomto období se také rozvíjí využití fotografických a leteckých snímkování, které byly následně stěžejními nástroji pro měření změn a dynamiky krajiny. Z ortofoto snímků na počátku tohoto období ostatně i původně vycházel Carl Troll při studii vzorů vegetačních prvků (Francis et al., 2022).

Druhá světová válka a posun poválečného zaměření vědecké komunity zpomalil rozvoj komplexní (holistické) krajinné ekologie. Přibližně od 50. let 20. století se začaly formálněji zkoumat interakce mezi strukturou krajiny a její dynamikou a ekologickými procesy, které jsou krajinou ovlivňovány a současně ji také ovlivňují. Také ranní ekologové, jako Američan Aldo Leopold, se ve svých dílech zabývali krajinou z inherentně prostorového hlediska, v jeho případě zejména v souvislosti s ochranou přírody a environmentální etikou (Francis et al., 2022). V této době byl zejména kladen velký důraz na hodnocení, klasifikaci a mapování půdy jako základní báze krajiny, ze které mohou být následně vytvářeny různá doporučení pro využití půdy – land use (Turner et al., 2001).

Rozvoj krajinné ekologie, který následoval ve 2. polovině 20. století, byl také částečně inspirován prostorovými aspekty a přístupy v publikaci *The theory of island biogeography* (Teorie ostrovní biogeografie) MacArthura a Wilsona (1967), kde autoři dávají do souvislosti vliv velikosti a izolovanosti ostrovů na četnost druhů zde se vyskytujících (Francis et al., 2022). V tomto případě je zde v podstatě uplatňován ekosystémový přístup, kdy dochází k průniku studia ekologie společenstev a ekosystémů do krajinné sféry. Tyto koncepty byly později generalizovány a aplikovány na fragmenty habitatů (biotopů) v krajině, kdy v podstatě jde o to, že terestrický habitatový fragment je analogický ostrovu, s tím rozdílem, že tento fragment je obklopen variabilně méně pohostinnou terestrickou maticí, nikoli neobyvatelným habitatem (tj. vodou) pro terestrické organismy (Presley, Willig, 2022). Toto inovativní využití představovalo zásadní pokrok v samotné krajinné ekologii (Wu, 2008). Ranný výzkum v krajinné ekologii byl relativně jednoduchý a odrážel přístupy používané v ostrovní biogeografii, které hodnotily pouze působení velikosti, tvaru nebo izolace ploch od potenciálních zdrojových populací (Presley, Willig, 2022). Turner, et. al. (2001) udává, že původní teorie ostrovní biogeografie byla vystavena značné kritice kvůli jejím zjednodušujícím předpokladům (dle něj např. Simberloff, 1974). Přesto se ukázala jako užitečná jako heuristický, respektive přibližný, konstrukt při navrhování přírodních rezervací, a desítky empirických studií potvrdily alespoň některé obecné rysy modelu a současné úsilí v krajinářské biogeografii, které se zabývá reakcemi populací a společenstev na fragmentované krajiny, je v mnohém dlužno této teorii (Turner, et. al, 2001).

Postupně krajinná ekologie nabírala širší pojetí a objevují se různé školy a směry s odlišným polem působnosti a různým využitím přístupů ke krajině. Zde lze zmínit často se objevující přístupy napříč odbornými texty, a to: polycentrický, biocentrický, či antropocentrický (Lipský, 1998; Kolečka, 2013). V případě ekosystémového (biocentrického) přístupu se studuje interakce procesů a vztahů jednotlivých ekosystémů neboli vzájemné působení flóry a fauny a abiotických faktorů. Interakci mezi neživými složkami je věnována menší pozornost. Na druhé straně máme přístup geosystémový (polycentrický) kdy krajinu studujeme jako komplex vzájemných vztahů neživých geosfér – atmosféra, litosféra, pedosféra, hydrosféra v interakci s biosférou (Lipský, 1998). Z těchto přístupů a zejména z geosystémového chápání krajiny, vychází i slovenští autoři Miklós a Izakovičová (1997), kteří člení krajinu dle vzniku, fyzické podstaty krajiny a využívání a percepce prostředí člověkem, z čehož následně vychází celkem tři základní struktury

krajiny. V případě primární struktury krajiny hovoříme o trvalém základu krajiny, na němž stojí všechny její nadstavbové struktury. Jedná se o ty složky krajiny, jež byly nejméně zasaženy činností člověka (reliéf, půdy, substrát, geologické složení). Sekundární struktura krajiny sestává z aktuálního složení hmotných prvků krajiny včetně antropogenně vytvořených materiálních objektů. Slouží k uspokojení hmotných potřeb člověka. V této struktuře je výzkum zaměřen na komplexní systémy ovlivněné člověkem a přírodou, přičemž se zkoumají z hlediska skutečného rozložení fauny a flóry, využívání půdy (land use) a technických a urbanistických prvků (Hradecký, Buzek, 2001). Terciární struktura krajiny představuje zastoupení nehmotných prvků a vztahů v krajině, zejména jde o socioekonomické prvky či vztahy. Jedná se o projev důsledků činnosti a opatření společnosti na hmotných prvcích krajiny (Miklós a Izakovičová, 1997). V kontextu krajinné ekologie se v praxi může jednat například o prvky územního systému ekologické stability (biokoridory, biocentra), národní parky, chráněné krajinné oblasti, přírodní rezervace, přírodní památky nebo ptačí oblasti, či významné krajinné lokality v rámci vymezení území Natura 2000 a tak dále. Struktura krajiny nám udává současné neměnné uspořádání a propojení stavebních součástí krajiny v určitém čase a prostoru s důrazem na jejich funkci, vztahy a polohu (Kolejka, 2013).

Na základě geografické podmíněnosti lze následně přístupy ke krajinné ekologii dělit v podstatě dichotomicky. Představíme-li si vertikální dělicí hranici uprostřed atlantského oceánu vyjde nám rozdělení východ/západ s jádrem v severní Americe a Evropě. Balej (2011) udává dva hlavní směry přístupu. Severoamerický přístup ke krajinné ekologii je pevně zakotven v principech ekologie a biogeografie, s důrazem na zkoumání prostorových vzorců v krajině, ekologických koridorů, překážek v ekosystémech, pohybu energie a materiálů a distribuce druhů napříč různými prvky krajiny, jakož i na úlohu disturbancí v ekosystémech (např. Forman a Godron, 1986). Tento přístup ke krajinné ekologii klade výrazný důraz na vlivy prostorových vzorců na biodiverzitu, dynamiku populací a ekosystémové procesy v heterogenní oblasti. Takový výzkumný důraz je prakticky motivován skutečností, že dříve souvislé krajiny byly rychle nahrazeny mozaikou rozmanitým využitím půdy – land use, což následně vedlo k fragmentaci krajiny (Wu, 2008). V kontextu tohoto přístupu je krajina chápána jako chorologická reprezentace ekosystémů. Největší rozmach, a to zejména ve spojených státech, tento přístup zaznamenal mezi lety 1972–1987 (Forman, 2015; citováno v Francis et al., 2022). Na rozdíl od toho evropský přístup ke krajinné ekologii, zejména ve střední a východní Evropě, je zaměřen více na geosystémové chápání krajiny, kde se klade

stejný důraz na biotické, abiotické a antropogenní složky, včetně vlivů noosféry. Evropský přístup je více humanistický a holistický, přičemž klade důraz na perspektivu společnosti, jež se snaží podporovat výzkum orientovaný na konkrétní místa a hledání konkrétních řešení (Wu, 2008). Autoři v našem prostředí, kteří vycházejí spíše z geosystémového pojetí jsou například Miklós a Izakovičová (1997). Podle Růžičky (1996) podstatný vklad do rozvoje geografické vědy o krajině jakožto komplexní vědecké disciplíny v Evropě poskytly školy zaměřené na krajinu zejména v Rusku (tehdy Sovětském svazu), Slovensku, Polsku a Německu. Kolejka (2013) ho dále doplňuje a jako zásadní místa rozvoje oboru krajinná ekologie udává západní Evropu (Nizozemsko, Dánsko, Francie, Belgie) a již dříve zmíněné zaoceánské oblasti (USA, Kanada a Austrálie).

Zásadním spouštěčem zájmu o obor krajinná ekologie, tak jak ho známe dnes, byla ke konci 20. století konference IALE (International Association for Landscape Ecology) v Munsteru, konaná v roce 1982, jejíž prvním prezidentem se stal významný holandský krajinný ekolog Isaak S. Zonneveld (Demek, 1999). Podíl na tomto vědeckém zájmu o obor a jeho akceleraci měla i kniha od Formana a Godrona (1986) *Landscape ecology*. Jejich dílo *Krajinná ekologie* poskytuje ucelený pohled o struktuře, funkci a dynamice krajiny a lze ji brát jako jedno z klíčových děl v tomto oboru. V publikaci je krajina definována jako oblast na zemském povrchu, která představuje soubor systémů utvářených vzájemnými vztahy mezi geologickou složkou, pedosférou, hydrosférou, atmosférou, flórou, faunou a lidskou aktivitou, tvořících výraznou prostorovou jednotku, jež je typická svým vzhledem. Tato definice je charakteristická interakcí abiotických a biotických prvků a činitelů, kteří společně určují její strukturu a funkčnost. V tomto případě se jedná o takzvané ekosystémové pojetí krajiny. Mimo jiné zmíněná definice vychází z komplexnějšího chápání krajinné ekologie Carlem Trollem (1939). Ten vnímá krajinnou ekologii v biologickém pojetí, a to jako zkoumání vztahu přítomného života (bioty) k jeho prostředí v určitém segmentu krajiny (Lipský, 1998).

Obdobný dopad měl také dřívější článek *Patches and Structural Components for A Landscape Ecology* opět od autorů Formana a Godrona (1981) v časopise *BioScience*, kde byla položena otázka, zda je krajina rozpoznatelnou a užitečnou jednotkou v ekologii, a s tím také byla představena sada pojmů, jako jsou ploška (patch), koridor a matice (matrix), jež zůstávají dodnes běžně používanou terminologií krajinné ekologie (Turner, et. al, 2001; Francis et al., 2022). Z této kvalifikace krajiny mimo jiné vychází i hodnocení vlastností struktury krajiny (míry heterogenity, fragmentace, zrnitosti, diverzity a další) (Balej, 2011).

Tyto události se zasloužily o rapidní rozvoj oboru zejména v severní Americe, jež je momentálně považována za baštu výzkumu krajinné ekologie (Francis et al., 2022). Yu, Liu a Kong (2019) jako další zásadní publikaci uvádí knihu *Landscape ecology and GIS* od autorů Haines-Young a kol. publikovanou v roce 1993. Ta ve své době vydání poskytovala klíčové postřehy ohledně geoinformačních technologií v krajinné ekologii, což zapříčinilo, že GIS aplikace se postupně stávaly důležitějším nástrojem pro výzkum v krajinné ekologii. Takový dopad nezpůsobila čistě jen samotná kniha, ale v daném období k tomu rovněž významně přispěl rozmach informačních technologií a jejich začlenění do každodenního života společnosti. Krajinná ekologie, následně tedy katalyzovaná příchodem GIS, včetně nově vznikajících technologií a softwarů, začlenila do problematiky další aspekty krajinné struktury (např. problematika kompozice habitatů a jejich konfigurace), jež by měly sloužit k pochopení prostorových vzorců hojnosti, skladby a biologické rozmanitosti druhů (Presley, Willig, 2022). V tomto ohledu má GIS nejen výhodu ve sběru, zpracování, ukládání a správě prostorových dat, ale také poskytuje velmi efektivní platformu pro tvorbu a výpočty komplexních víceúrovňových prostorových analýz a různých matematických modelů. Mimo to i slouží jako efektivní prostředek pro pochopení prostorové struktury a dynamiky krajiny, a to zejména u složitých vztahů mezi fyzikálními, biologickými a antropogenními procesy (Yu et al., 2019). Díky implementaci nových technologií bylo umožněno také rozšířit spektrum používaných krajinných metrik, analýz a souvisejících indexů, které mohou být zaměřené na hodnocení tvaru, velikosti, početnosti, heterogenity nebo hustoty krajinných prvků (nejčastěji land use, land cover areály – plošky). Tento vývoj byl doprovázen rozvojem samostatných softwarů zaměřených na tyto metriky a indexy jako je FRAGSTATS (McGarigal et al., 1995), který byl vyvinut v 90. letech 20. století, či Patch Analyst (Rempel et al., 2012). Na druhou stranu ale jako možnou nevýhodu Balej (2011) uvádí nekontrolované nadužívání těchto krajinných metrik a jejich omezenou aplikaci čistě na prostorovou strukturu krajiny, nikoliv funkci a její dynamiku. Turner et al. (2001), podobně jako Balej (2011) k problematice krajinných metrik ještě dodává zajímavou tezi, a to, že i přesto, že je možné vypočítat různorodé metriky a indexy, ještě neznamená, že by vypočítány být měly. Naráží tedy na občasné nadužívání krajinných metrik a jejich následnou irelevanci ve výzkumu krajiny. Nicméně řada uznávaných metod hodnotících ekologické vlastnosti krajiny, např. její konektivitu, z kvantifikace a srovnání krajinných metrik přímo vychází (Flores-Manzanero et al. 2019; Geoffroy et al. 2019). I přes některé obdobné, avšak mnohdy nepodložené kritiky integrace geografických informačních systémů, specializovaných softwarů a dálkově snímaných dat ke konci 20.

století posunula disciplínu dále, a to zejména tím, že umožnila analýzu ekologických vzorců a procesů odehrávajících se v krajině v malém ale i ve větším měřítku. Využívání těchto představených přístupů s využitím informačních technologií je stále aktuální a je možné je v současnosti pozorovat také během plánování a řízení chráněných území, a to jak v našem prostředí, tak i v zahraničí (např. Danzinger, et al. 2020; Janík, 2023).

Vývoj krajinné ekologie v posledních desetiletích zdůrazňuje její úzké propojení s obecnou ekologií, zejména skrze biocentrický přístup zkoumající vztahy mezi organismy a jejich prostředím. Tento vývoj, dle Kolejky (2013), reflektuje začlenění ekosystémového přístupu a přednostní využívání biologických metod výzkumu, což někteří odborníci považují za integraci krajinné ekologie do širšího rámce ekologie jako vědního oboru. Přesto se krajinná ekologie vyznačuje širším záběrem díky zahrnutí teritoriálních aspektů krajiny, což ji odlišuje od čisté ekologie, právě svým zaměřením na analýzu prostorových, časoprostorových a hierarchicky uspořádaných jevů a procesů v krajinné sféře (Kolejka, 2013). Tento širší záběr se odráží ve zvýšeném zájmu o hodnocení struktury krajiny a analýzu prostorových vzorců, a to skrze krajinné metriky, které se objevily již v první polovině 20. století v geosystémovém přístupu a později byly hlavně rozvinuty v prostředí, již zmiňovaného, severoamerického krajinně ekologického přístupu. Významně rozšířená podoba těchto metrik, zmiňovaná McGarigalem a Marksem (1995), nachází uplatnění i ve studiích evropských autorů (Balej, 2011). Došlo k tomu, že přísnější, kvantitativní přístup ke krajinné ekologii v Severní Americe se do jisté míry sloučil s popisnějším geografickým přístupem z Evropy, čímž vytvořil jádro disciplíny, jak stojí dnes (Francis et al., 2022). V poslední době se zájem více obrací směrem ke zkoumání funkčnosti krajiny, poskytování ekosystémových služeb, navrhování a studium zelené infrastruktury či energetických toků odehrávajících se v krajině, doprovázené zájmem o zkoumání antropogenně podmíněných ovlivnění cenných prvků krajiny (Presley et al., 2019). Zejména se jedná o otázky modelování krajiny (simulace interakce člověka s jeho prostředím, vliv heterogenity a homogenity prostředí a krajiny na mezidruhové interakce), otázka udržitelnosti krajiny a její plánování: vliv heterogenity, homogenity a fragmentace krajiny na ekosystémové služby, navrhování krajiny s ohledem na vliv struktury a funkce, zvláště pro zachování přirozených procesů a biodiverzity (např. Presely, Willig, 2022). Anebo otázka prostorových aspektů socio-ekologických systémů, a to z hlediska jejich odolnosti: identifikace uspořádání krajiny a krajinných prvků v návaznosti na spojování habitatů pomocí biokoridorů (interakce struktury krajiny a jejích funkcí), dále vědomá rozhodnutí o

land use změnách a jak mohou ovlivnit budoucí krajinné vzorce a procesy (například v souvislosti s adaptací na klimatickou změnu a tak dále) (Turner, 2015; Wu, 2017). Jako relevantní tyto otázky již přibližně před dvaceti lety, vyzdvihovali i Krönert et al. (2001) v publikaci *Landscape balance and landscape assesment*, či Demek (1999) v článku *Geoekologie do 21. století*, kde tito autoři doporučovali že krajinná ekologie by se v budoucnu měla ubírat právě tímto funkčně analytickým směrem (využití GIS, metod dálkového průzkumu země, modelování atd). Takový vývoj ostatně můžeme napříč oborem pozorovat již dnes. V prostředí České republiky jsou to například analýzy konektivity krajiny pro vybrané druhy (např. Flousek et al., 2021), často za použití specifických softwarů. Objevuje se i využití pokročilejších analýz, jako je analýza morfostruktury krajiny (za pomoci MSPA metody) či využití teorií grafů a elektrických obvodů pro modelaci konektivity (Minor, Urban, 2007; Balbi et al., 2019, Shanu et al., 2019; O'Brien et al., 2019) Více zřetelný je tento vývoj zejména na východě, kde se autoři zabývají více funkční strukturou krajiny a také funkčností urbánního prostoru se zaměřením na modrou a zelenou infrastrukturu (Lilan, Feng, 2022; Chen et al., 2023, Xiao et al., 2023).

3. Struktura, heterogenita a dynamika krajiny

Pokud hovoříme o krajině, jejích interakcích a vztazích v ní, nesmíme opomenout tři zásadní předměty studia z hlediska, kterých ji můžeme hodnotit a analyzovat, a to funkci, dynamiku a strukturu. Přičemž heterogenita, potažmo homogenita krajiny se odvíjí přímo od její struktury (Forman, Godron, 1993). Na základě analýzy těchto tří aspektů můžeme mimo jiné pochopit interakce odehrávajících se na povrchu krajiny, jak se krajina formovala, jaké změny se zde udály a čím tyto změny byly determinovány (Francis, et al., 2022). K tomuto nám slouží různorodé metody jako je hodnocení makrostruktury a mikrostruktury pomocí krajinných metrik, potažmo krajinných indexů, dále také hodnocení ekologické stability, fragmentace a konektivity či diverzity. Těchto měření a hodnocení lze dosáhnout nejen na základě současných kartografických podkladů, ale také pomocí podkladů historických. Ty jsou na našem území České republiky, zejména v časovém horizontu přibližně posledních 200 let, relativně početná a jsou stěžejní zvláště při sledování a hodnocení vývoje a změn struktury krajiny.

Struktura krajiny nám indikuje uspořádání jednotlivých prvků (lesy, vodní toky, urbanizované oblasti atd.), kterými krajina může disponovat. Takové uspořádání je zásadní pro pochopení a rozložení jednotlivých ekosystémů v krajině. Hraje totiž klíčovou roli při formování ekologických procesů a vztahů, a tím následně ovlivňuje pohyb a rozptyl druhů, dostupnost zdrojů a interakce mezi ekosystémy (Lipský, 1998).

Dynamika krajiny pak odkazuje na proměny struktury a funkce krajiny, jež se udály za určitou jednotku času. Tyto proměny mohou být způsobeny procesy přírodními (povodně, požáry, sukcese ekosystémů), antropogenními (urbanizace, zemědělství, lesnictví), či jejich kombinací. Studium krajinné dynamiky může sloužit pro navrhování budoucí využití půdy, například na základě analýzy jejího vývoje v minulosti, zvyšování či zachovávání biodiverzity na vybraných stanovištích anebo udržitelné využívání půdy (Lipský, 2000).

3.1. Struktura krajiny a její heterogenita

Strukturální aspekty krajiny hrají klíčovou roli ve funkčních charakteristikách krajinného ekosystému. Jakékoli změny ve struktuře krajiny, ať už v prostorovém nebo časovém měřítku, mají vliv na tok energie a materiálů skrze krajinu, stejně jako na její propustnost a vhodnost pro obyvatelnost (Forman, Godron, 1993).

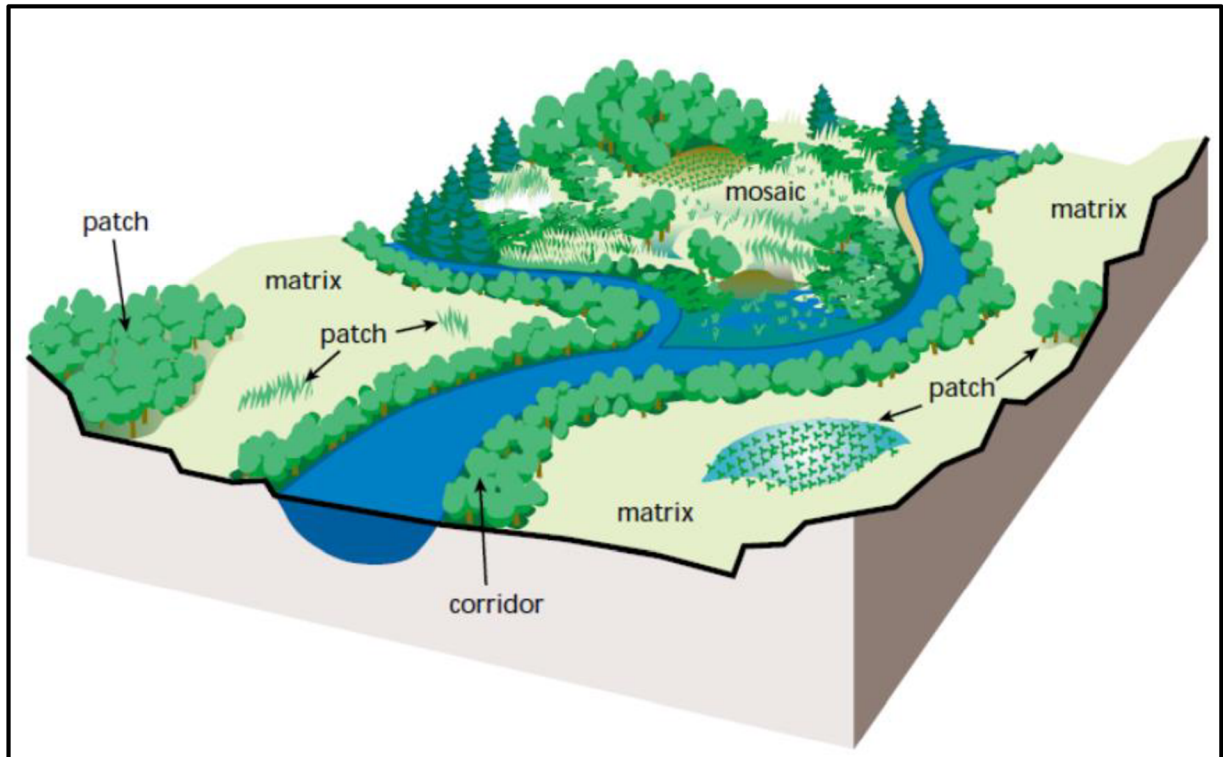
Jak již dříve bylo řečeno, to, co považujeme za strukturu krajiny, je převážně ta část krajinné sféry, která má hmotné zastoupení v prostoru a lze ji pomocí různých způsobů kvantifikovat (metriky, indexy). V kapitole 2.2. bylo dříve stručně zmíněno, že krajinnou strukturu můžeme dělit na primární (prvotní), sekundární (současnou) a terciární (nehmotnou). Toto dělení vychází z geosystémového přístupu ke studiu krajiny a v našem prostředí ho můžeme vidět u slovenských autorů Miklós a Izakovičová (1997).

Dále lze dělit krajinnou strukturu z hlediska vztahů a procesů v ní se vyskytujících a odehrávajících, a to na horizontální a vertikální strukturu. Francis et al. (2021) tyto struktury nazývají jako „relační“ a jako zásadní udávají význam povahy a síly interakcí mezi prvky, jež tvoří tyto dvě struktury. Z hlediska studia vertikální struktury se sledují vztahy mezi různými jevy a prvky umístěné ve stejném prostoru na vertikální ose. Tyto vzájemné vztahy ukazují, jak jsou jednotlivé jevy závislé na sobě anebo jak spolu souvisejí, ale ve "svislém,

vertikálním směru". Jako příklad si můžeme uvést, jak stromy závisí na půdě, na které rostou, nebo jak voda zavlažuje konkrétní oblast. Naopak u horizontální struktury studujeme vztahy, které se skládají z toků materiálu, energie nebo informací v prostoru a definují topologické závislosti. Tyto vztahy se odehrávají a interagují mezi sebou na takzvané krajinné mozaice, která je tvořena prostorově diferenciovanými vrstvami (Urbánek, 2006). Urbánek (2006) dále dodává, že schéma takovéto mozaiky je vyjádřitelné pouze za pomoci kartografických podkladů, což si i ukážeme dále. Demek (1999) horizontální strukturu chápe jako mozaiku vedle sebe seřazených ploch (elementů, objektů).

Z horizontální struktury vychází mimo jiné i ekosystémové pojetí krajiny a také často používaný model pro výzkum krajiny: patch – corridor – matrix, neboli *ploška – koridor – matrice* (Francis et al. 2021). Ten je relevantní zejména pro tuto práci a její praktickou část, a to zvláště z hlediska sledování funkcí krajiny a poskytování ekosystémových služeb. Jedná se tedy o model, ve kterém je krajina chápána jako mozaika složená z krajinných prvků *ploška, koridor a matrice* (Forman, 1995). Jako mozaiku si například můžeme představit krajinu jež pozorujeme z letadla a jednotlivé její složky utvářejí plochy, pásy, linie a jejich celkový podklad matrici (Kovář, 2014). Matrice, jež je převládajícím prvkem ve struktuře krajiny, je protkána koridory a proložená menšími či většími ploškami, s tím že oba tyto prvky by měly být snadno rozlišitelné od matrice jež se nachází v pozadí (Forman a Godron, 1993). V rámci tohoto modelu důraz není kladen zrovna tak na celkové bohatství druhů, ale spíše na geografické rozložení krajiny, přičemž různé komponenty disponují různými charakteristikami, tvary a funkcemi (Lindenmayer, Fischer, 2006). Struktura krajiny, která se skládá z plošek, koridorů a matrice, hraje klíčovou roli v tom, jak jsou v krajině přenášeny ekosystémové služby a jaké pohyby a tok materiálu, organismů a informací krajinou probíhají (Forman, Godron, 1993). Tato struktura rovněž ovlivňuje, jak se krajina časem mění, a to jak ve svém fyzickém vzoru, tak v procesech, které se v ní odehrávají (Lipský, 1998). V případě aplikačního potenciálu je tento model rozšířený nejen mezi geografy ale i například mezi zástupci ochranné biologie, potažmo ekologie, k čemuž ale jako jednu z nevýhod tohoto modelu Lindenmayer a Fischer, (2006) udávají, že takovou klasifikaci vzoru krajiny nelze generalizovat na všechny vyskytující se druhy, respektive lze, ale nebude u každého jednotlivého druhu fungovat. Ostatně podobná kritika se také vyskytuje i u teorie ostrovní biogeografie, s níž model *patch–corridor–matrix* do jisté míry souvisí (Lindenmayer, Fischer, 2006). Na druhou stranu je ale Patch–corridor–matrix model zejména velmi užitečný z hlediska posuzování velikostí a konfigurace

habitatů, vzdálenosti mezi habitaty a vlivu okrajové (edge) zóny habitatu, zvláště vzhledem k jeho velikosti nebo k modelaci konektivity (Hedblom, 2008).



Obr. 2: Patch – corridor – matrix (ploška – koridor – matrice) model podle FISGRW (1998)

Převzato z: Gökyer (2013)

- **Ploška (Patch)**

Plošky neboli enklávy, jsou relativně homogenní nelineární oblasti, jež se svým vzhledem a strukturou odlišují od svého okolí (Lindenmayer, Fischer, 2006). Plošky často disponují vysokou rozmanitostí v kontextu jejich tvaru, původu, velikosti či ostroty hran (Lipský, 1998). Mají tendenci v prostoru mizet a znovu se objevovat, charakterizujícím termínem pro tuto vlastnost je „obrat“ („patch turnover“), neboli termín vyjadřující frekvenci jejich mizení a znovuobjevování (Kovář, 2014).

- **Koridor (Corridor)**

Koridory jsou prvky liniového charakteru, jež propojují plošky podobného charakteru, ale jsou odlišné od krajinné matrice a mohou obecně sloužit k zajištění průchodů energetických toků mezi habitaty (Turner et al., 2001). Jednotlivé koridory se mohou vzájemně lišit. A to zejména z hlediska jejich tvaru, původu, stupněm a počtem složitosti

(zakřivení) a v některých případech i spádem a možností tvořit komplexnější sítě (Kovář, 2014). Členitější terén bude disponovat spíše přímějšími koridory, zatímco v nížinách se budou například nalézat složitější linie (meandry, atd).

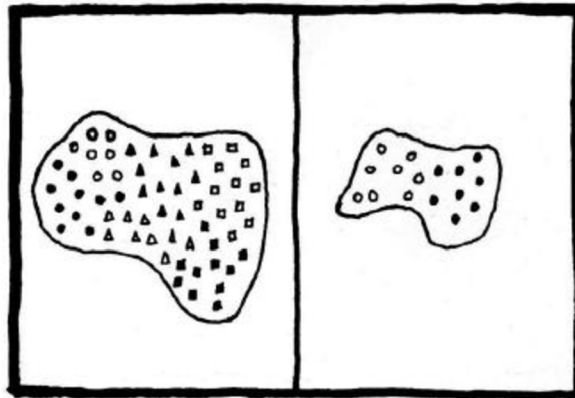
- **Matrice (Matrix)**

V případě matrice jde o plošně nejvíce se vyskytující, zastoupený a nejpropojenější prvek krajinné mozaiky, který plní dominantní roli v kontextu krajinných funkcí (energetické toky materiálu, organismů) (Lipský, 1998). Mimra (1995) (citováno v Lipský, 1998) tvrdí, že v určitých případech je matrice jednoduše chápána jako prostor obklopující krajinnou plošku neboli enklávu. Matrice je v podstatě pozadím ekosystému nebo land use prvků v mozaice krajiny a má nejdominantnější pokrytí a nejvyšší propojenost (Francis et al. 2021).

Dohromady tyto tři prvky tvoří krajinnou mozaiku, což je soustava plošek a koridorů, z nichž žádný z těchto prvků není dostatečně dominantní na to, aby prostupoval skrz celou krajinu, jako matrice (Gökyer, 2013). Krajina se skládá z prvků (elementů) různé povahy, které jsou rozloženy v konkrétním geografickém prostoru a z hlediska studia krajiny se mluví o kompozici a konfiguraci těchto jednotlivých prvků.

Kompozice krajiny (rozložení a složení) se vztahuje k povaze těchto prvků a jejich vlastnostem, jako je jejich počet, velikost, obvod a tvar, jak již bylo ostatně poznamenáno výše (Farina, 2000). To je zejména uplatitelné jako indikátor vhodnosti prostředí pro určité živočišné, či rostlinné druhy. Tato kompozice definuje rozmanitost krajiny. Plošky mohou být rozsáhlé jako národní parky anebo malé jako jednotlivé solitérní stromy. Jejich velikost má ale dopad na četnost druhů v ní se vyskytujících. Například šance na vyhynutí druhu je vyšší, pokud je ploška menší a kvalita habitatu nízká (Forman, Godron, 1986). Dalším takovým, ale naopak pozitivním příkladem vlivu struktury na krajinu, může být rozdělení velké oblasti na dvě menší, čímž se vytvoří dodatečný okrajový efekt (vznikne ekoton), který následně vede k nárůstu velikosti a množství populací druhů, které preferují tyto okrajové oblasti. Tyto druhy jsou obvykle běžné a široce se vyskytují v celé krajině (Dramstad, et al., 1996). Ekotony ale mohou být vytvořeny i zmenšením plošky v důsledku fragmentace anebo nahrazení její části jiným, podmínkami méně vhodným, typem plošky (Farina, 2009). Jako další příklad v krajině můžeme nalézt, buď vysoké četnosti plošek, jako jsou lavinové nebo skalní sesuvy na svahu hory či luční enklávy anebo i vzácné a ojedinělé

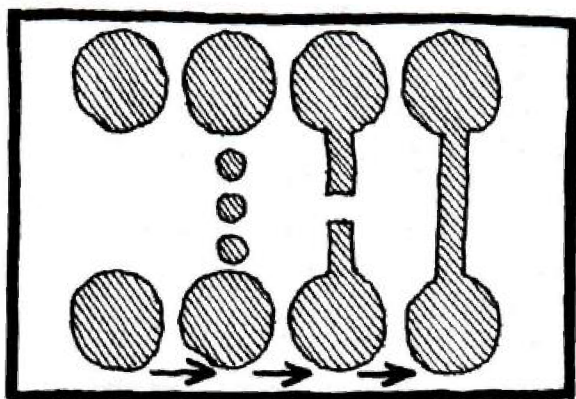
plošky jako oázy na poušti. Stejně tak i umístění jednotlivých plošek (enkláv) může být jak prospěšné, tak i nepříznivé pro fungování krajiny. Jako příklad si můžeme uvést zbytkové lesní plochy mezi velkými rezervacemi v zemědělské matici jež mohou být eventuelně přínosem a mohou sloužit jako ostrovy biodiverzity. Naopak například skládka umístěná vedle ekologicky citlivého mokřadu může mít negativní dopad na celkové zdraví krajiny (Dramstad, et al., 1996).



Obr. 3: Vliv velikosti plošky na početnost a diverzitu druhů v ní se vyskytujících (efekt kompozice krajiny)

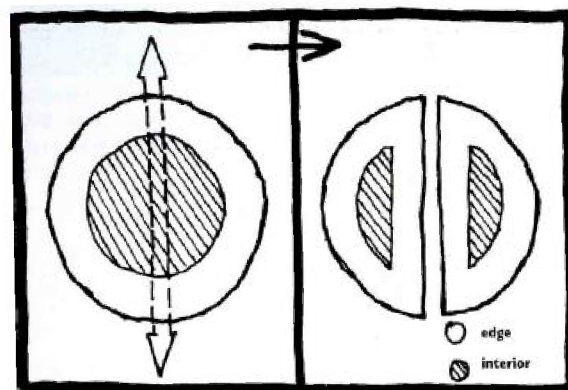
Zdroj: Dramstad, et al. (1996)

Jako konfiguraci rozumíme to, jak jsou jednotlivé prvky uspořádány a rozloženy ve vzorcích krajiny, například se může jednat o prvky land coveru (Farina, 2000). Jsou-li například plošky lesních ekosystémů propojeny biokoridory, zaopatřují tím průchod energetických toků, a to včetně organismů čímž ještě zvyšují ekologickou hodnotu krajiny. Malé plošky rozdělující rozlehlejší prostředí fungují v krajině jako důležité "nášlapné kameny" (tzv. „stepping stones“) pro šíření některých druhů. Tyto menší oblasti jsou také důležité pro některé vzácnější druhy, zejména pokud neexistují větší oblasti nebo pokud větší oblasti nejsou pro tyto druhy příhodné (Dramstad, et al., 1996). Tím pádem malé oblasti přinášejí specifické a doplňující ekologické výhody oproti větším oblastem. To platí samozřejmě i naopak a v případě vyskytující se bariéry mezi ploškami, dochází jednak ke zmenšení jádrové oblasti a zmenšení habitatů, ale také k omezení energetických toků a prostupnosti (Dramstad, et al., 1996).



Obr. 4: Postupné vytvoření koridoru od “stepping stones“ po plnohodnotný koridor mezi dvěma ploškami (efekt konfigurace krajiny)

Zdroj: Dramstad, et al. (1996)



Obr. 5: Schéma rozdělení plošky bariérou a následné zmenšení jádrové oblasti (efekt konfigurace krajiny)

Zdroj: Dramstad, et al. (1996)

Kombinace kompozice a konfigurace nám udává komplexitu krajiny, vyjádřenou charakteristikami jako jsou heterogenita, soudržnost či řád, které lze měřit i mimo jiné pomocí krajinné entropie a krajinných metrik (Francis et al. 2021). Tento přístup ke krajině se postupem let ujal a je hojně užíván mezi krajinnými ekology při definování prostorové struktury (FISGRW, 1998). Struktura krajiny je v podstatě dána prostorovými vztahy mezi, od sebe odlišitelných, ekosystémů, elementů či plošek (Forman, Godron, 1993). V případě ekologického pojetí plošky ve struktuře krajiny plní funkci habitatů pro specifické druhy nebo skupiny druhů. Tyto habitatové enklávy jsou obklopeny matricí, která je pro druhy v habitatových ploškách nevhodná nebo alespoň méně vhodná. Dalším zásadním faktorem je důležitost koridorů, jelikož spojují habitatové plošky a tím podporují tok druhů mezi habitaty (Hedblom, 2008). Obecně zde platí, že čím větší a rozmanitější a propojenější plošky máme, tím více druhů má potenciál se zde vyskytovat a tím lepší to pro krajinu a její diverzitu, potažmo biodiverzitu je (Turner et al., 2001).

3.2. Dynamika krajinných změn

Krajina sama o sobě není statická. Může být ovlivněna například, v poslední době aktuálními, změnami klimatu, nebo antropogenními aktivitami, přičemž oba tyto důvody, a často také další, mohou přímo či nepřímo vést k obměně land use skladby krajiny. Z toho

vyplývá, že takové události mají často za následek změnu mozaikové struktury v krajině, s doprovázenou změnou velikosti a tvarů ploch (Farina, 2000).

Studium dynamiky krajiny nám určuje, jak se struktura a funkčnost krajiny proměňují v průběhu času, přičemž tyto změny se projevují v různých časových a prostorových škálách (Froman, Godron, 1993). Dle Farina (2009), je rozsah stálosti („doba života“) struktury krajiny, jak je vnímána lidmi v prostoru a čase, považována za zásadní metriku pro hodnocení rychlosti změn, které se udály v prostorové konfiguraci krajinné mozaiky. Tyto „časové kapsle“ krajinné mozaiky mohou být uchovány v, člověkem vytvořených, materiálech (mapy, obrazy, slovní popisy prostoru), a pomáhají nám lépe vnímat a zaznamenávat změny jež se v krajině odehrály.

Každá krajina prochází evolucí a transformací, avšak rychlost a povaha těchto změn se může lišit. Analýza změn krajiny se opírá o pozorování plošného zastoupení, dynamiky (expansivního či regresivního charakteru) a prostorové konfigurace jednotlivých krajinných elementů. Při stálosti těchto atributů nedochází k transformaci krajiny jako celistvého systému. Změna typologie krajiny nastává, pokud se odlišný typ krajinného elementu stává dominantním v krajinné matici, dochází k signifikantní expanzi či regresi některé z krajinných složek, nebo je pozorována změna v zrnitosti krajiny (fragmentace, či doprovázené disturbance v krajině) (Lipský, 1998). Kovář (2014) jako zásadní udává, že pro pochopení těchto obecných principů, jež formují krajinu, potažmo její strukturu, je také důležité chápat vztah mezi pohybem a proměnou v ní, což by někteří mohli nazvat jako "hybné síly". Změna může být definována jako jakákoli úprava stavu systému (od jedince až po biosféru) způsobená širokou škálou abiotických nebo biotických faktorů, které do systému přivádějí nebo odebírají energii a informace (Farina, 2009). V závislosti na přírodních a kulturních vlivech jsou změny v čase viditelné zejména ve struktuře krajiny. V tomto případě se mění struktura krajiny a také vztahy mezi ekosystémy. V důsledku studií těchto změn lze následně odhalit funkce a podmínky v mozaice uspořádanosti plošek různých velikostí a tvarů (Wu, Hobbs, 2000). Nevýhodou běžného užívaného přístupu ke studiu dynamiky krajiny je, že změny jsou obvykle hodnoceny z hlediska prostoru a času a jen zřídka z hlediska funkce (Farina, 2009). To ostatně můžeme vidět i u přístupu velké části krajinných ekologů, a geografů v českém prostředí, jež se zabývali výzkumem vývoje krajiny (Lipský, 1994; Bičík, 1998; Bičík, 2004; Skaloš, Weber a Lipský, 2011; Skokanová, Havlíček, 2018). Unikátním dílem v tomto ohledu je projekt Ivana Bičíka a kolektivu autorů s názvem LUCC Czechia, jež byla vytvořena v roce 2012. Tato databáze nabízí přehlednou

databázi statistických makrostrukturálních land use dat pro základní územní jednotky v České republice. Z této databáze také ostatně vychází publikace *Vývoj využití ploch v Česku* (Bičík, Jeleček a Kabrda, 2010), jež mapuje vývoj využití krajiny v České republice od přibližně poloviny 19. století do roku 2000.

Změny v krajině a jejím pokryvu (land use) zastávají klíčový význam pro funkci krajiny jako poskytovatele ekosystémových služeb a pro udržení biodiverzity (Tappeiner a kol. 2021; citováno v Janík, 2022). Historicky zastávala dynamika krajiny hlavní roli, určovala sekvence druhů, vzorů nebo procesů v krajině. Například proces sukcese v rostlinných společenstvech může sloužit jako dobře známým příkladem dynamiky, která se v historickém kontextu vyvíjí (Farina, 2009). Proto dynamika krajinných změn v kontextu otevřeného systému krajiny také souvisí s pojmem ekologická stabilita (Lipský, 1998). Ta se nám v průběhu času mění a v podstatě určuje, jak je daný systém (krajina) schopen se vypořádat s exogenními rušivými činiteli (Míchal, 1992). Mimo to jsou změny krajiny od počátku 20. století častým tématem i ekologických studií. V přírodní krajině je také mimořádně důležitým procesem sukcese, a to jak primární, tak i sekundární. V kulturní krajině je způsob využití krajiny podřízen dominantnímu vlivu člověka, který rozhoduje o rozmístění ekosystémů v krajině a dynamicky mění využití ploch (Lipský, 1998). Obecně lze tvrdit, že pokud není porušena horizontální struktura krajiny, směřuje krajina k homogenitě. Naopak lehké zásahy do krajiny přinášejí změny a zvyšují její heterogenitu potažmo diverzitu. Intenzivní zásahy pak mohou tuto diverzitu, jak zvyšovat, tak i snižovat. Heterogenita krajiny má tendenci působit proti disturbancím (požáry, napadení ekosystémů škůdci) a jejich šíření, celková propojenost a jednotvárnost (homogenita) krajiny naopak šíření disturbancí podporuje (Lipský, 1998). Disturbance v krajině ne vždy musí mít negativní dopad. Storch (1998) udává že disturbance jsou pro přírodu a krajinu typické a v podstatě i žádoucí. Mohou pomáhat k obnově společenstev, která jsou často omezeny pouze na malou část plochy (například rozmach semenáčků stromů, které díky disturbanci mohly vyrůst na místech kde vznikla světlina). Disturbance tak mohou způsobit mozaikovost krajiny, kdy jednotlivé plošky mohou sloužit jako útočiště a nový habitat pro druhy a nové životní formy (Storch, 1998). V kontextu této práce se například jedná právě o luční enklávy v Krkonoších, jež vznikly působením antropogenního ovlivnění horské krajiny, v důsledku budního hospodářství. Ačkoliv se takový zásah může jevit negativně, nakonec vedl k rozvoji biodiverzité bohatým plochám (zejména z hlediska druhového složení flóry), jež jsou v kontextu České republiky unikátním fenoménem a také jedním

z důvodů ochrany Krkonošského Národního parku (KRNAP, 2024). V dlouhodobém hledisku se tudíž mohou jevit jako přirozený chod vývoje a fungování mnohých ekosystémů (Kovář, 2014). Krajina je vždy v procesu dynamického vyvažování (Forman, Godron, 1993). Díky monitorování jejich změn můžeme také identifikovat neadekvátní správu například ve chráněných územích. Jako jeden z příkladů Janík (2022) udává nahrazování přirozených procesů antropogenními disturbancemi, jako je nevhodná těžba cenných lesních porostů v Národním parku Šumava.

3.3. Kvantifikace krajinné struktury

Z hlediska hodnocení a kvantifikace krajiny se jeví nejdůležitější rozdělení krajinné struktury na mikrostrukturu a makrostrukturu, toto rozdělení se z hlediska geosystémového přístupu zaměřuje na sekundární strukturu krajiny (zejména hodnocením land use pomocí různých metrik, indexů). Krajinná mikrostruktura poskytuje detailní vizuální informace o zkoumaném místě, specifickém rozmístění prvků v krajině nebo charakteru mozaiky, kterou krajina tvoří. To nám umožňuje vidět, jak jsou různé prvky v krajině rozloženy nebo organizovány. Pro studium mikrostruktury krajiny je možné využívat materiály z minulosti i současnosti, jako jsou mapové podklady, stejně jako analýzy historických fotografií, pohlednic a obrazů (Lipský, 2000). Makrostruktura krajiny se zabývá plošným zastoupením jednotlivých kategorií land use a opomíjí vzájemný vztah mezi jednotlivými plochami, jejich skladbu, jejich tvar a vzájemnou interakci ve vybraném území. Pro hodnocení makrostruktury nám stačí pouze statistické údaje o rozloze ploch. (Lipský, 2000). Většina druhů metrik, charakteristik a analýz vychází spíše z hodnocení mikrostruktury krajiny, tedy z charakteru uspořádanosti jednotlivých plošek a koridorů vyskytujících se v krajinné matici. Metriky a indexy představené v této kapitole jsou převzaty od autorů McGarigal a Marks (1995).

Fragmentace je jedním ze zásadních ukazatelů kvality mozaiky krajiny, potažmo plošek. Představuje specifický proces změny využití krajiny, jež je charakterizovaný rozpadem původně souvislého celku na menší fragmenty, přičemž je zohledňována změna v celkové rozloze plošek, potažmo habitatů (Collinge, Forman, 2009).

Mozaikovitost popisuje úroveň hustoty plošek (enkláv) různého druhu v krajině. Pokud se v krajině nachází vyšší počet drobnějších plošek, mozaikovitost daného území roste. Pokud je plošek méně, mozaikovitost krajiny je nižší (Lipský, 1998). Lze ji vypočítat poměrem jednotlivých ploch (N) k celkové rozloze (R) zkoumané oblasti.

$$= \frac{N}{R}$$

Zrnitost krajiny je určena rozměry krajinných složek. Změny zrnitosti jsou ovlivněny zejména lidskými aktivitami. Například během období osídlení a formování kulturní krajiny došlo ke zjemnění zrnitosti, zatímco intenzivní zemědělská produkce vedla k zvětšení velikosti zrn v krajině (Lipský, 1998).

Tvar hranic mezi složkami v krajině – v přirozených krajinných prostředích jsou tyto okraje často zakřivené a mají nepravidelný tvar. Na druhé straně, přímé linie jsou typické pro kulturně využívané krajiny. V odborné literatuře se dále rozlišují dva hlavní typy tvarů okrajů podle expanzivních charakteristik prvků (např. Lipský, 1998). Prvky krajiny s expanzivním charakterem jsou charakterizovány konvexními okraji, zatímco prvky považované za reliktní vykazují okraje s konkávním tvarováním (Měkotová, 2007).

Počet plošek (NP): Také lze z hlediska časoprostorové dynamiky hodnotit počet jednotlivých ploch (land use prvků). Zvýšení hodnoty naznačuje nárůst fragmentace v krajině. Pokles hodnoty naopak může ukazovat na snížení fragmentace. Z počtu plošek vychází i jejich hustota ve zkoumaném území.

Rozloha plošek (CA): Změny krajinné struktury (ploch využití půdy) mohou být hodnoceny i čistě z hlediska jejich velikosti v průběhu času. Jedná se o jejich absolutní či relativní plošné zastoupení.

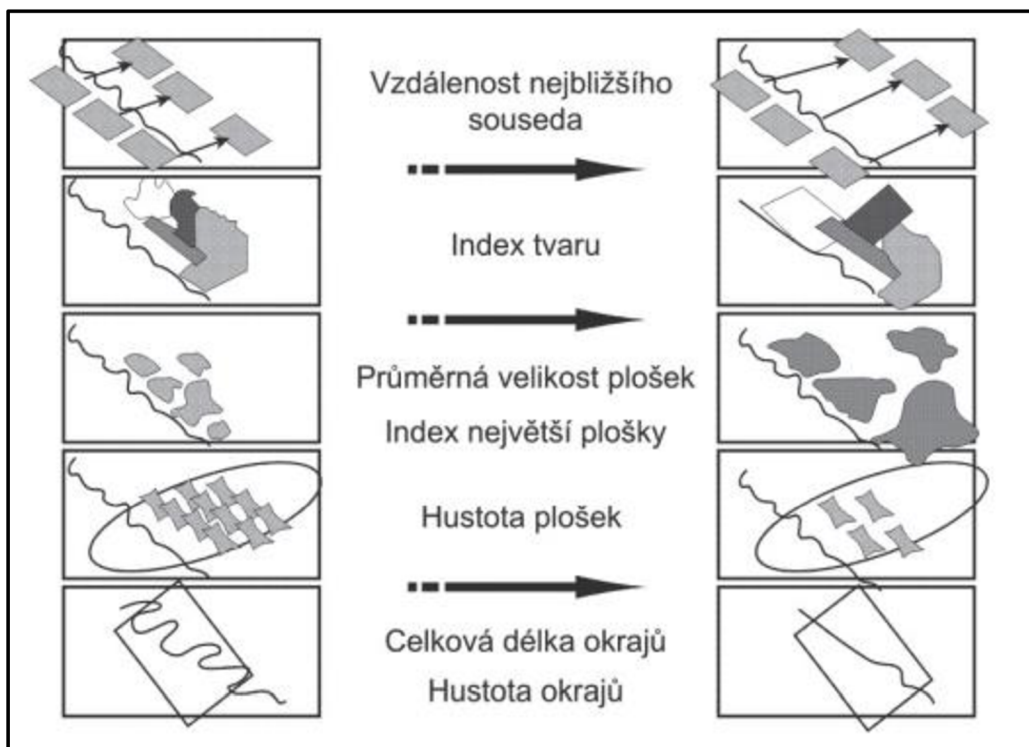
Průměrná délka okrajů plošek (MPE): slouží jako spolehlivý indikátor rozmanitosti hran mezi různými plochami. Tento ukazatel se získává vydělením souhrnné délky hranic (D) všech plošek celkovým množstvím těchto plošek (N)

$$= \frac{D}{N} \quad [1]$$

Průměrná velikost plošek (MPS): Lze ji vypočítat jako podíl plochy jednotlivých kategorií (P_k) k počtu plošek téže kategorie (N_k)

$$= \frac{P_k}{N_k} \quad [2]$$

Celková délka okrajů (obvod; TE): Jedná se o celkovou délku hranice dané plošky. Tuto metriku lze využít k určení důležitých oblastí například pro divoce se vyskytující živočišné druhy. Zemědělské plochy, lesy a vodní toky jsou v posuzované oblasti považovány za klíčové pro divokou faunu. Vysoká hodnota obvodu naznačuje vhodnost těchto oblastí pro druhy preferující okrajová prostředí (ekotony). Výsledná hodnotu lze použít k určení vhodných habitatů pro okrajové druhy.



Obr. 6: Grafické znázornění jednotlivých krajinných metrik (podle Krönert, Steinhardt, Volk, eds., 2001)

Převzato z: Balej, 2011

Mean shape index (MSI): Při analýze celého území je možné využít výpočet tzv. indexu průměrného tvaru plošek. Tento index poskytuje průměrnou charakteristiku tvaru všech

ploch v dané oblasti. Pohybuje se v hodnotách od 0 do 1, kdy 1 je představuje ideální tvar (kruh). Vzorec pro výpočet je následující. Kde (p) představuje obvod každé plochy ve vztahu k obvodu ideálního tvaru, kterým je kruh (a). Celkový index tvaru pro území se pak získá součtem všech individuálních indexů tvaru plošek a následným dělením celkovým počtem těchto plošek (n)

$$= \frac{\sum_{i=1}^n \frac{p_i}{2\sqrt{\pi a_i}}}{n} \quad [3]$$

Mean perimeter area ratio (MPAR): Tato metrika se používá k analýze tvarové složitosti ploch v krajině. Výpočet spočívá v určení průměrné hodnoty poměru obvodu (p) každé plošky ke své rozloze (a) u všech plošek v daném území a následně se dá do poměru celkového počtu plošek (n). Tato metrika poskytuje kvantitativní údaj o složitosti a pravidelnosti tvarů ploch, kde nižší hodnoty ukazují na jednoduché, pravidelné tvary a vyšší hodnoty na složité, nepravidelné tvary.

$$= \frac{\sum_{i=1}^n (p_i/a_i)}{n} \quad [4]$$

Průměrná fraktální dimenze plošky (MPFD): Tato metrika je dalším ukazatelem tvaru plošek, který kvantifikuje jejich tvarovou komplexitu, přičemž se zaměřuje na složitost jejich obvodových linií. Hodnoty fraktální dimenze se pohybují v intervalu od 1 do 2, kde se hodnota blíží se 1 vztahuje na jednoduché tvary a hodnoty blíží se 2 vztahuje na složitější tvary. Pro analýzu celého území se vypočítá průměrná hodnota fraktální dimenze všech plošek (Mean Fractal Dimension). Princip výpočtu je následující: (p) označuje obvod plošky, (a) vyjadřuje její rozlohu a (n) představuje počet všech ploch.

$$= \frac{\sum_{i=1}^n \frac{2 \ln p_i}{\ln a_i}}{n} \quad [5]$$

Shannonův index diverzity (SDI): Tento index odráží diverzitu jednotlivých plošek (enkláv) v krajině. Hodnota indexu, která je rovná nule, ukazuje, že oblast se skládá z jediné plošky. Čím více se hodnota blíží 1, tím je i vyšší diverzita plošek v krajině. Rozložení plošek lze identifikovat v rámci celé krajiny, ale i mezi sebou.

$$= - \sum_{i=1}^m (P_i \times \ln P_i) \quad [6]$$

Další z možností hodnocení struktury krajiny je její kvantifikace v průběhu let s ohledem na ekologickou stabilitu krajiny. Jak zaznělo v kapitole 3.2., jedná se o schopnost krajiny odolávat exogenním vlivům. Ekologickou stabilitu vybraného segmentu krajiny lze zjistit na základě výpočtu koeficientu ekologické stability (KES). Dosáhnout požadovaného výsledku je možné tak, že se kategorie využití půdy rozdělí na ekologicky stabilní a labilní plochy (viz kapitola 3.2.) a poté se vypočítá celkový součet jejich rozlohy a vzájemný podíl (podle Míchal, 1992). Čím vyšší hodnotu koeficientu dostaneme, tím vyšší by měla být ekologická stabilita zkoumaného území. Rovnice pro výpočet koeficientu ekologické stability dle Míchala (1992) je následovný.

$$K_{ES} = \frac{\sum \text{Stabilní plochy}}{\sum \text{Nestabilní plochy}} \quad [7]$$

- $K_{ES} < 0,10$: území ve kterém jsou přírodní struktury silně narušené, základní ekologické funkce musí být intenzivně a trvale kompenzovány technickými zásahy
- $0,10 < K_{ES} < 0,30$: území nadprůměrně využívané, se zřetelným narušením přírodních struktur, základní ekologické funkce musí být soustavně nahrazovány technickými zásahy
- $0,30 < K_{ES} < 1,00$: území intenzivně využívané, zejména zemědělskou velkovýrobou, oslabení autoregulačních pochodů v ekosystémech způsobuje jejich značnou ekologickou labilitu a vyžaduje vysoké vklady dodatkové energie
- $1,00 < K_{ES} < 3,00$: vcelku vyvážená krajina, v níž jsou technické objekty relativně v souladu s dochovanými přírodními strukturami, důsledkem je i nižší potřeba energo-materiálových vkladů
- $K_{ES} > 3,00$: přírodní a přírodě blízká krajina s výraznou převahou ekologicky stabilních struktur a nízkou intenzitou využívání krajiny člověkem

4. Krajinné funkce a fungování krajiny

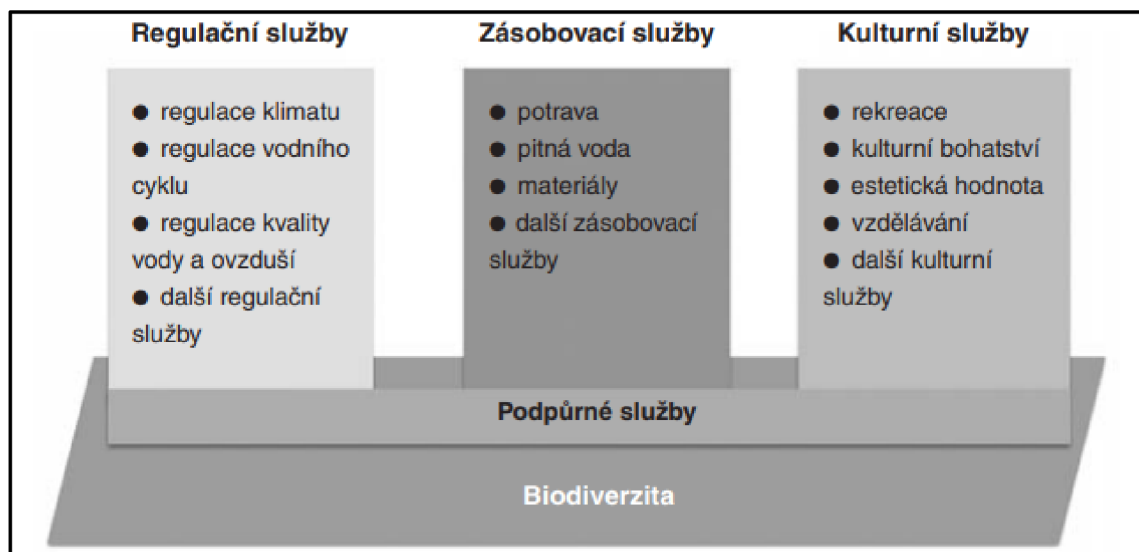
Fungování krajiny a její funkce mají význam jak pro lidskou společnost, tak pro krajinu samotnou a druhy, potažmo společenstva v ní se vyskytující. V kontextu služeb krajiny pro lidskou společnost lze hovořit o řadě nezastupitelných funkcí, přičemž tyto funkce mají tendenci se měnit v průběhu času vzhledem k prioritám aktuální společnosti (Hradecký, Buzek, 2001). Může se jednat o funkce výrobní, obytné anebo rekreační. Výrobní a obytné funkce jsou v krajině nezbytně propojeny, což je vidět třeba na příkladu spojení zemědělství a vesnic, které společně utvářejí specifický charakter krajiny. Podobně i soustředění průmyslu vede k vytváření městských oblastí nebo konurbací. Toto spojení funkcí může vést k technickým úpravám v krajině, jako je výstavba dopravních sítí nebo meliorační opatření v zemědělských oblastech. Člověk může využívat krajinu pro různé účely, například horské oblasti mohou jednak sloužit k zásobování vodou, produkci surovin tak i jako místa pro rekreaci a zdravotní zotavení (Hradecký, Buzek, 2001). Dále lze ještě rozdělit funkčnost krajiny na produkční a mimoprodukční (Krajinná ekologie – učebnice, 2024). Za produkční funkce krajiny lze považovat ty aspekty, ze kterých má člověk hmotný užitek. Naopak mimoprodukční jsou spíše nehmotného charakteru, a o to víc jsou z hlediska fungování krajiny a jejích ekosystémů, důležitější. V tomto případě zde lze vyjmenovat funkce jako dostupnost vysokou biodiverzitou, únosnost (míra využívání) a potenciál krajiny, či vyváženost jednotlivých ekosystémů. Následně v kontextu vztahu krajiny a člověka lze ještě hovořit o funkcích estetických, anebo již zmiňovaných rekreačních a obytných (Krajinná ekologie – učebnice, 2024). Tyto funkce je možné nazvat souhrnným termínem ekosystémové služby.

4.1. Ekosystémové služby a ekologické sítě

Ekosystémovými službami rozumíme schopnost krajiny, nebo jejích částí, poskytovat člověku různé spektrum benefitů, které je možné rovněž kvantifikovat nebo vyjádřit přímo nominální hodnotou (Hradecký, Buzek, 2001). Pro poskytování ekosystémových služeb (ES) je nutná existence ekosystémů, které tyto služby mohou zaopatřit. Základ

ekosystémových služeb spočívá v kvantitativním vyhodnocování aktuálního stavu ekosystémů a s tím spojené procesy, jež zajišťují život (flóru a faunu) a životodárné vlastnosti krajiny (Kovář, 2014). Klasifikace ekosystémových služeb obsahuje čtyři základní kategorie – podpůrné, regulační, zásobovací a kulturní (Obr. 8). Tato kategorizace explicitně adresuje přínosy pro lidskou společnost (Hester, Harison, 2010).

Z hlediska horské krajiny také můžeme mluvit o nezastupitelných funkcích a ekosystémových službách. Jedná se například o funkce vodohospodářské (vysoká četnost pramenišť velkých řek), produkční (těžba dřeva), anebo o funkce zdravotně – rekreační (rozvoj turismu v dané oblasti, čistší a ekologicky cennější prostředí) (Hradecký, Buzek, 2001). Dle klasické kategorizace ES se jako nejdůležitější horské ekosystémové služby mohou jevit regulační služby, ty zodpovídají například za regulaci klimatu, regulaci primární produkce krajiny či ochrana půdy a genofondu (Liu, Wang a Wang, 2019). Horské oblasti mají ekologický, estetický a socioekonomický význam nejen pro lidi žijící v horských oblastech i v jejich okolí, ale také pro samotná společenstva zde se vyskytující (zde se jedná zejména o ten ekologický význam). V případě exogenních vlivů jsou ekosystémové služby horské krajiny ovlivněny zejména, v poslední době relevantními, změnami klimatu, ale také socioekonomickými tlaky na využívání půdy (změny land use) více než jiné oblasti, jelikož horské ekosystémy, a mimo jiné i habitaty, jsou ekologicky křehké a velmi citlivé na antropogenní změny a jejich ať už přímé, či nepřímé dopady v krajině (Wang, Dai a Yin, 2018). Zejména změny využívání krajiny a její fragmentace patří k nejvýraznějším faktorům ovlivňujícím úbytek biologické rozmanitosti. Ta je klíčová pro fungování všech ekosystémů a poskytování jejich služeb. V České republice jsme svědky pokračujícího nešetrného zacházení s krajinou, čímž jí odnímáme schopnost autonomně snižovat dopady přírodních rizik a extrémů (Osúchová, 2020).

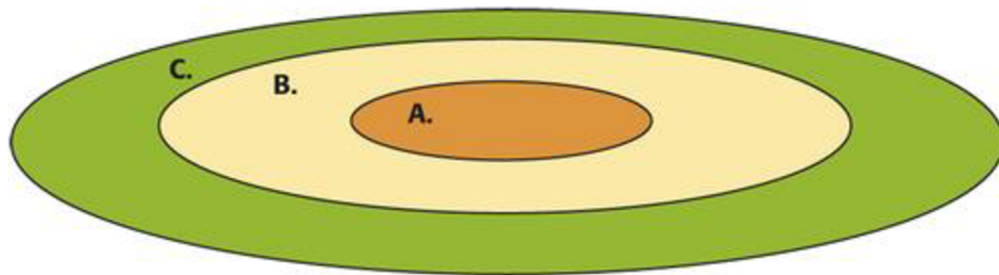


Obr. 7: Klasifikace ekosystémových služeb podle Hodnocení ekosystémů na začátku tisíciletí (Millennium Ecosystem Assessment, MA 2005)

Převzato z: Osúchová (2020)

Pro zachování biodiverzity i ostatních ekosystémových služeb je nezbytné zachovat krajinnou konektivitu (Hradecký, Buzek, 2001). Zatímco pro podporu a ochranu všech ekosystémových funkcí byl zaveden koncept zelené infrastruktury, v praxi se setkáváme zejména s vymezováním a hodnocením jejích páteřních prvků, tzv. ekologických sítí, které mají za cíl podpořit právě konektivitu krajiny (John, et al., 2019). V rámci zachování a udržení ekosystémových služeb se v mnoha případech vymezují takzvané územní systémy ekologické stability (ÚSES). Jedná se o nejnižší článek takzvané „Zelené infrastruktury“ a využívá přírodovědná východiska z aplikace teorie ostrovní biogeografie, jež vyzdvihla zejména význam prostorových aspektů pro biodiverzitu (Buček, 2013). Nadřazená zelená infrastruktura představuje metodu, která integruje strategické plánování zelených ploch (i modrých ploch) a otevřených prostorů společně s poznatky o významu ekosystémových služeb. V regionálním měřítku střední Evropy můžeme jako příklad zelené infrastruktury uvést ekologickou síť EECNET (European ecological net-work), jejíž cílem je vytvořit územně propojenou síť, která zabezpečuje ochranu, obnovu a nerušený vývoj ekosystémů a krajiny (Plesník, 2013). Tento přístup zdůrazňuje multifunkčnost prostorů a přínosy, které mohou přinést vhodné strategie správy území. Akcentuje důležitost cíleného využívání krajiny pro specifické aktivity, jako je zemědělství, ochrana přírody a její rozvoj, zároveň poskytuje metody a nástroje pro určení potřeb a příležitostí pro zlepšení kvality životního prostředí a jeho funkcionalitu (John et al., 2019). V České republice je pojem zelené

infrastruktury spojen s Územním systémem ekologické stability, který je také součástí regionálního plánování na úrovni obcí (John et al., 2019). Ekologická síť je mezistupeň mezi územním systémem ekologické stability a zelenou infrastrukturou. Ekologická síť je definována jako systém velkých, typických jádrových oblastí (nazývaných „ostrovy“ nebo „biocentra“, obvykle charakteristických vysokou biodiverzitou, včetně široké škály druhů a rozličnosti biotopů), které jsou vzájemně propojené biokoridory nebo menšími plochami zvanými „stepping stones“ (viz kapitola 3.1.). Tyto menší oblasti umožňují dočasnou přítomnost druhů mimo jádrové oblasti a podporují jejich pohyb v krajině. Takto vytvořená síť krajinných prvků slouží k zachování nebo zlepšení stavu populací druhů a jejich životních prostředí, což přispívá k udržení ekosystémů a procesů v nich probíhajících, stejně jako k udržení stability krajinné struktury a trvalé udržitelnosti obnovitelných přírodních zdrojů (Pešout, Hošek, 2012).



Obr. 8: A. ÚSES – základ ekologické sítě v ČR, B. Ekologická síť v ČR (soustava vzájemně propojených území, kde chráníme a hodnotíme ekologicko-stabilizační funkce a o něž diferencovaně pečujeme), C. Zelená infrastruktura, která zahrnuje veškeré přírodně blízké plochy zajišťující plnění ekosystémových funkcí

Zdroj: Pešout, Hošek (2012)

Samotný ÚSES je potom v prostředí ČR definován jako: „vzájemně propojený soubor přirozených i pozměněných, avšak přírodně blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu“ (Zákon č. 114/92 sb.). ÚSES tedy představuje systém složený z různých prvků – biocenter, biokoridorů a interakčních prvků (ochranných oblastí), které jsou strategicky rozloženy dle funkčních a prostorových požadavků (Buček, Lacina, 1995). Ve velké části území České republiky dosud neexistuje dostatečné propojení ekosystémů potřebné kvality. Proto se definice Územního systému ekologické stability (ÚSES) aplikuje i na oblasti, kde v současnosti nepřevládají přirozené nebo polopřirozené ekosystémy. Tyto vybrané oblasti

však disponují potenciálem pro rozvoj přírodních ekosystémů a je nezbytné je ochraňovat s ohledem na budoucí iniciativy jejich obnovy (Birklen, Kůsová, 2013).

Zabezpečení ÚSES v krajině si klade za cíl (Buček, Lacina, 1995):

- zachovat a podporovat rozvoj přirozené genetické diverzity v krajině,
- zajistit pozitivní vliv na sousední, ekologicky méně stabilní oblasti a jejich oddělení v prostoru
- podporovat možnosti polyfunkčního využití krajiny,
- ochránit důležité přírodní jevy a krajinné charakteristiky.

Současná kostra ekologické stability je tvořena již existujícími významnými ekologickými segmenty krajiny. Tyto segmenty jsou jasně definované oblasti různých velikostí, v nichž dominují buď přirozená společenstva neovlivněná lidskou aktivitou, nebo společenstva přírodního charakteru vytvořená nebo udržovaná člověkem (John et al., 2019). Přirozená společenstva se formovala podle přírodních podmínek bez zásadního zásahu člověka a v české krajině zahrnují hlavně ojedinele dochované fragmenty původních lesů, skal a rašelinišť (Buček, 2013). Na druhé straně, antropogenně podmíněná společenstva vznikla nebo jsou udržována lidskými zásahy, zahrnují například louky, pastviny, staré sady, zanedbaná pole, sekundární lesy, rybníky a některé mokřady, která se pyšní bohatou diverzitou flóry a fauny, což přispívá k jejich vysoké ekologické stabilitě. Tato společenstva jsou výsledkem dlouhodobého udržitelného hospodaření v krajině (Buček, 2013). Na základě takovýchto společenstev může vzniknout antropogenně podmíněný ÚSES, jež bere v úvahu ekologicky cenná stanoviště, která nevznikla přirozenou sukcesí (Bínová et al., 2017). Jeden z problémů, kterým momentálně trpí metodika ÚSES je ignorace těchto antropogenně podmíněných stanovišť a prosazování starého konceptu přirozených stanovišť (Hlaváč, Pešout, 2017). Přesně takovým typem společenstev, jež vděčí svému vzniku antropogenně podmíněným událostem (v tomto případě budní hospodářství), jsou biodiverzitně bohaté luční enklávy, jež nalezneme právě v horských oblastech Krkonošského národního parku (KRNAP, 2024).

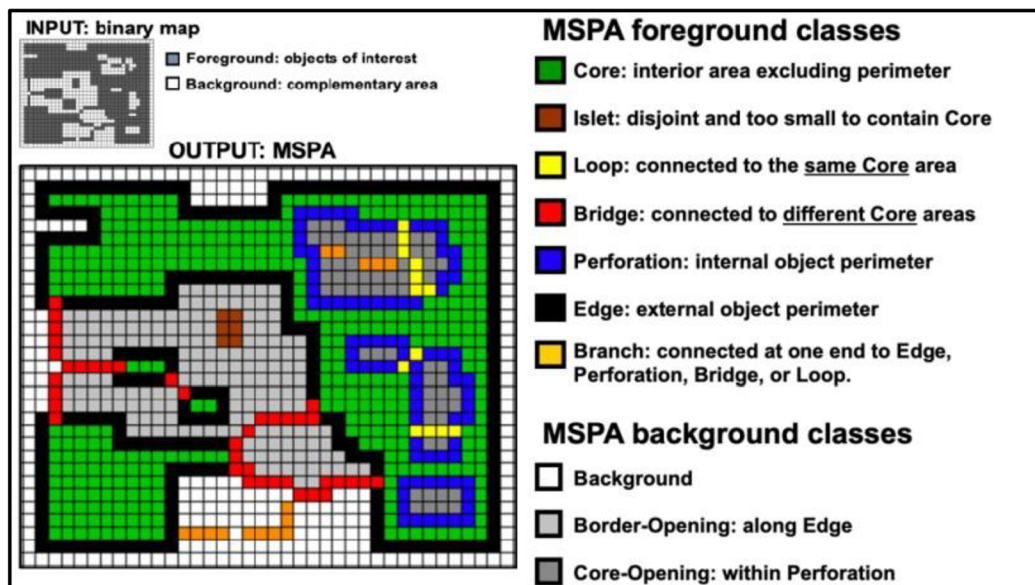
4.2. Fungování krajiny

V krajinné ekologii je fungování krajiny chápáno jako dynamický systém interakcí mezi jejími prostorovými složkami, což zahrnuje toky energie, látek a organismů mezi jednotlivými ekosystémy, potažmo habitaty. Tyto toky jsou základním stavebním prvkem, jež určují strukturu a funkcionalitu krajiny. Změny ve struktuře krajiny, ať už způsobené přirozenou dynamikou nebo lidskou činností, mají přímý dopad na průběh těchto toků (Forman, Godron, 1993). Rekonfigurace krajinných prvků může změnit směr a intenzitu toků energie a materiálů, což má důležité důsledky pro udržitelnost a biodiverzitu krajiny. Kromě kvalitativních aspektů změn využívání půdy je pro správnou funkci krajiny klíčové i její prostorové rozvržení, zejména vlastnosti jako počet, rozloha, forma a vzájemná poloha jejich jednotlivých částí (Romportl, 2022). Zde se opět dostáváme k, již zmiňovanému, modelu patch–corridor–matrix a s ní související fungování krajiny a mozaiku krajiny. Ekosystémové funkce a služby jež poskytuje krajinná mozaika, jsou totiž závislé na propojenosti jednotlivých plošek (enkláv), což je realizováno pomocí liniových útvarů – koridorů (Kovář, 2014). Ty slouží jako prostředek k propojení a vytváří celkovou konektivitu krajiny.

Konektivita krajiny v podstatě určuje, do jaké míry krajiny usnadňují nebo brání pohybu organismů mezi zdrojovými ploškami (habitaty). Je klíčová zejména pro pohyb druhů a genetický tok prostřednictvím rozptylu a migračních pohybů a její ztráta může být hnacím motorem vyhynutí druhů (Brian et al., 2023). Z toho vyplývá, že konektivita v krajině je jedním z klíčových faktorů pro ochranu biodiverzity a je zásadní pro její dlouhodobé přežití. To platí i v případě živočišných druhů, a zejména savců. Časté změny v životním prostředí mohou vést k izolaci světových populací divoké zvěře, což má za následek zrychlené tempo ztráty biodiverzity (Tiwari et al., 2023). Naopak zvýšení úrovně konektivity jednotlivých ploch v chráněných oblastech má potenciál zvýšit i úroveň biodiverzity, a to jak uvnitř svých hranic, tak i mimo ně (Dickson et al., 2016). Ostatně modelace a vliv konektivity na migraci savců se vyskytuje v nesčetně studiích (např. Presley, et al., 2019; Shanu et al., 2019; Brian et al., 2023). Konektivita jednotlivých plošek je obvykle vypočítávána jako více či méně složitá funkce nákladů (cost value) na pohyb mezi ploškami v krajinné matici. Tyto náklady jsou obvykle předpokládány jako funkce vzdálenosti mezi ploškami. Jednoduchou a často používanou mírou je nejkratší (euklidovská) vzdálenost k další nejbližší plošce (Adriaensen et al., 2003). Z konektivity krajiny se odvíjí také mnoho

různých metod a přístupů sloužících právě k modelaci a hodnocení propojenosti krajiny a habitatů a mimo jiné i související habitatové modely, zohledňující právě pohyb organismů v krajině (např. Fousek et al., 2021).

Pro hodnocení funkčnosti krajiny, potažmo i její konektivity, bývá v posledních letech často využívána tzv. MSPA analýza (Morphological spatial pattern analysis), neboli morfologická analýza, která je součástí nástroje GUIDOS toolbox, nástroje vyvinutého Evropskou komisí primárně pro studium struktury lesních komplexů (Vogt, Riitters, 2017). Tato metoda efektivně doplňuje předchozí přístupy tím, že nabízí podrobný pohled na jednotlivá spojení mezi částmi krajiny a jejich fragmentací, které jsou klíčové pro zachování biodiverzity. MSPA umožňuje identifikaci důležitých struktur v krajině, jako jsou ekologické koridory či izolované fragmenty, které jsou zásadní pro udržení biodiverzity a ekosystémových funkcí v krajině (Soile, Vogt, 2022). Tato metoda spočívá v aplikaci matematické morfologie na analýzu rastrových obrazů k identifikaci a segmentaci prostorových vzorů v krajině. MSPA rozděluje obraz na sedm základních tříd: jádro (core), izolát/ostrov (islet), smyčku (loop), most (bridge), perforaci (perforation), okraj (edge) a větev (branch), podle charakteristik pixelů popředí (foreground). Toho dosahuje pomocí řady morfologických operací, jako jsou eroze, dilatace, rekonstrukce dilatací a skeletizace. Tyto operace umožňují MSPA objektivně charakterizovat a kvantifikovat strukturu krajiny, včetně identifikace klíčových ekologických prvků (Soile, Vogt, 2022). Popis jednotlivých kategorií MSPA a jejich význam v kontextu funkcionality krajiny je podrobněji zkoumán v praktické části této práce věnované lučním enklávám v Krkonoších. Použití metodiky MSPA je možné například využít v rámci softwaru GUIDOS Toolbox.



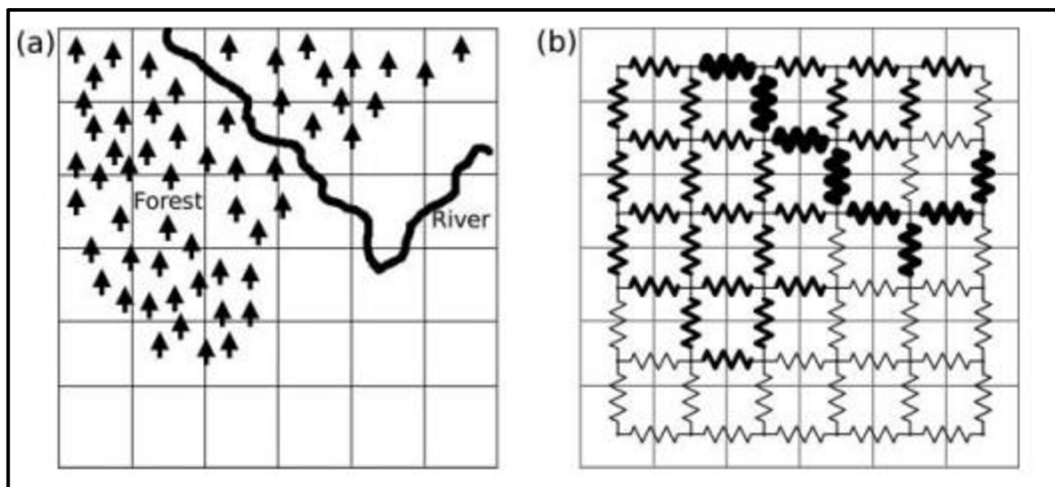
Obr. 9: Morfologická segmentace binárních vzorů včetně detekce spojujících cest vedoucí k 7 třídám pro pixely popředí a 3 třídám pro pixely pozadí.

Zdroj: Soile, Vogt, (2022)

Zachování konektivity je klíčové pro ochranu ohrožených druhů zvláště ve fragmentovaných krajinách. Z toho důvodu existují různé teorie, jež se touto problematikou zabývají. Jednou takovou je i teorie elektrických obvodů (Circuit theory). Aplikace teorie elektrických obvodů slouží jako inovativní metodologie pro analýzu konektivity v krajině. Její multidisciplinární přístup umožňuje kvantifikaci a modelování disperzních procesů a genetického toku mezi izolovanými populacemi (habitaty) prostřednictvím komplexního zahrnutí všech potenciálních migračních koridorů. Integrací celé sítě propojení, analogicky k elektrickým obvodům, teorie obvodů poskytuje robustní rámec pro predikci dynamiky populací v heterogenních krajinných maticích. Díky této metodě lze lépe identifikovat klíčové struktury a elementy krajiny, které podporují nebo brání biologickému toku, a tím ovlivňují genetickou variabilitu a přežití druhů (McRae, Beier, 2007).

Klíčovou výzvou v modelování konektivity krajiny pomocí teorie obvodů je určení hodnot odporové vrstvy. Na rozdíl od jiných aplikací teorie obvodů, kde jsou hodnoty odporu obvykle pevně dané, v krajinné ekologii se odporové hodnoty (tzv. odporová vrstva) odhadují na základě pozorování, jako jsou například data o prostorovém genetickém toku, sklonitosti, či vhodnosti, respektive nevhodnosti habitatu dle požadavků vybraného druhu (Hanks, Hooten, 2013). Nejčastějším přístupem je výběr mezi sadou předem specifikovaných hodnot odporu pro různé segmenty krajiny, u kterých se předpokládá, že

budou mít vliv na konektivitu. Sady odporových hodnot se používají k vytvoření odhadovaných matic odporových vzdáleností (Hanks, Hooten 2013).



Obr. 10: Ilustrace využití obvodů pro modelování prostorové konektivity.

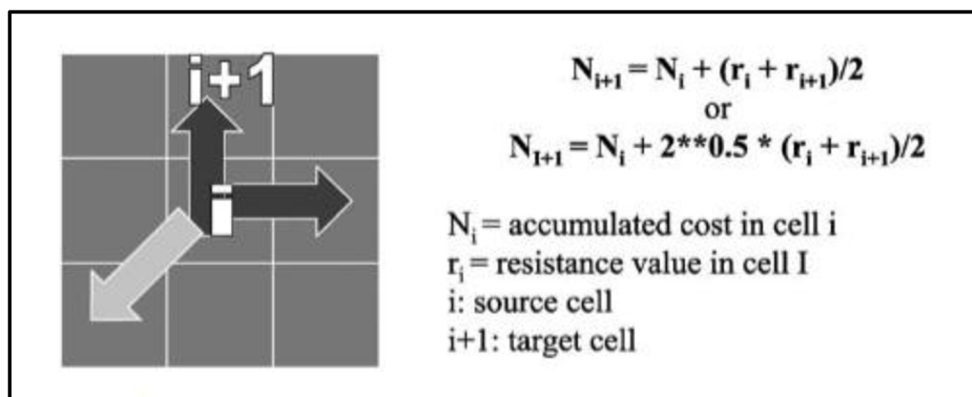
V hypotetické krajině (a), les i řeka brání konektivě. V odpovídajícím obvodu (b) jsou buňky rástové mřížky považovány za uzly spojené rezistory, přičemž silnější rezistory graficky představují vyšší odpor a sníženou vodivost mezi uzly

Zdroj: Hanks, Hooten (2013)

Jako alternativu k odporové vzdálenosti některé studie v oblasti genetiky krajiny uvádějí takzvanou metodu "nejméně nákladové cesty" (Least cost path) neboli LCP (např. Adriaensen et al., 2003; Balbi et al., 2019). V analýze LCP se efektivní vzdálenost mezi dvěma uzly definuje jako minimální odpor cesty v grafu, která spojuje tyto dva uzly. Použití metody LCP pro modelování pohybu druhů a genetického toku je založeno na předpokladu, že organismy plně znají krajinu a jsou schopna si vybrat "nejlepší" cestu mezi jakýmkoli dvěma místy své volby. Analýza založená na odporové vzdálenosti, narozdíl od vzdálenosti LCP, předpokládá, že efektivní vzdálenost mezi dvěma lokalitami je založena na váženém průměru všech možných cest v grafu, které tyto dvě lokality spojují (Hanks, Hooten 2013). LCP identifikuje trasy mezi fragmenty habitatů, které minimalizují kumulativní odpor k pohybu (tj. náklady na pohyb) a odpovídají cestám s vyšší pravděpodobností pohybu. Analýza LCP má potenciál umožnit prostorové identifikování oblastí, kde jsou pohyby v dané krajině upřednostňovány (Belbi et al., 2019).

Metoda LCP je založena na jednoduchém algoritmu: pro jakýkoliv daný pohyb z buňky N_i do buňky N_{i+1} se kumulativní náklad vypočítá jako náklad na dosažení buňky N_i plus průměrný náklad na pohyb skrz buňku N_i a N_{i+1} . Použití průměru činí vztah symetrickým

(Obr. 11). Algoritmus modelu pracuje s osmi sousedními buňkami, který také umožňuje pohyby po diagonálách. V případě diagonálních směrů se náklad násobí odmocninou ze dvou, aby se kompenzovala delší vzdálenost. Na základě stejného algoritmu lze také navrhnout model negativního růstu (Adriaensen et al., 2003). Je tedy možné celý proces invertovat a následně a následně v prostoru hledat a analyzovat krajinné bariéry. V případě LCP se jedná o váženou sumu odporových rastrových vrstev (v prostředí GIS) a hledá se cesta (koridor) mezi ploškami (habitaty) napříč krajinnou mozaikou, a následně jsou propojeny ty buňky (pixely) rastru, jež disponují nejnižší hodnotou. LCP metodiku umožňuje využít toolbox nádstavba pro ArcGIS Pro *Linkage mapper*.

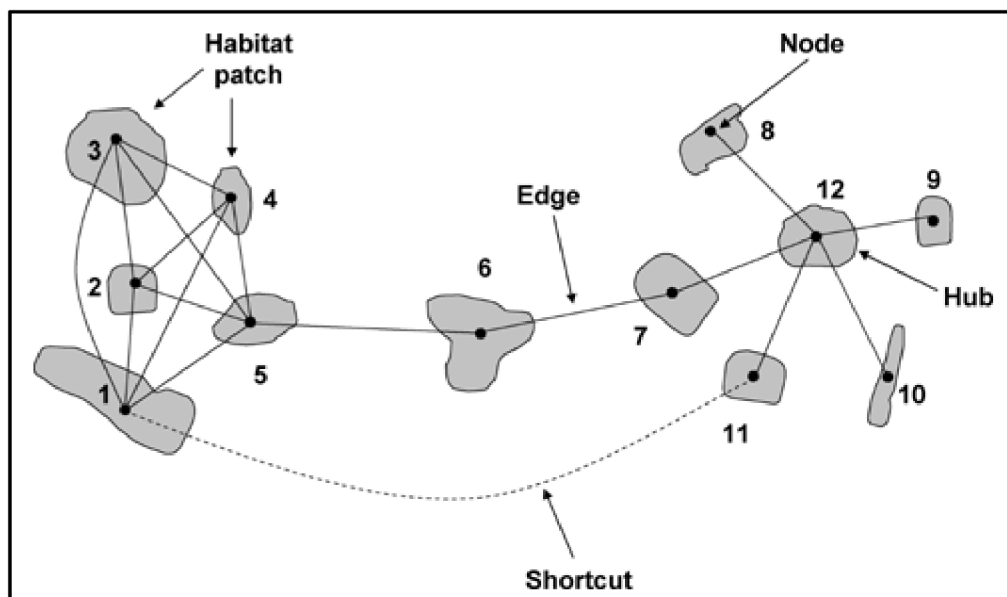


Obr. 11: Princip fungování algoritmu, jež stojí za LCP

Zdroj: Adriaensen et al. (2003)

LCP modely v podstatě vycházejí z teorie grafů (Graph theory) (Adriaensen et al., 2003). Sama teorie grafů nabízí jednoduché řešení pro sjednocení a hodnocení mnoha aspektů konektivity habitatů. Může být aplikována na úrovni fragmentů (plošek) ale i celé krajiny a umožňuje kvantifikaci jak strukturální, tak funkční konektivity. Teorie grafů do oblasti krajinné ekologie byla přitom zavedena teprve nedávno (Minor, Urban, 2008). Teorie grafů reprezentuje graf nebo síť uzlů a hran, kde uzly (habitaty) jsou jednotlivé prvky v síti a hrany reprezentují konektivitu mezi uzly (Obr. 12). Hrany mohou být binární (spojené nebo nespojené) nebo obsahovat dodatečné informace o úrovni konektivity (např. tok jedinců pohybujících se mezi uzly) (Minor, Urban 2007). Potenciální spojení mezi dvěma habitaty jsou určena na základě schopnosti rozptylu zaměřeného druhu. Pokud je vzdálenost mezi dvojicí fragmentů menší nebo rovna míře schopnosti rozptylu, fragmenty se považují za spojené. Míry schopnosti rozptylu obvykle zahrnují pevně stanovenou kritickou vzdálenost rozptyl. Pevně stanovená kritická vzdálenost reprezentuje vzdálenost, po které se

předpokládá rychlý pokles pravděpodobnosti rozptylu druhu, zatímco model rozptylu popisuje vztah mezi vzdáleností rozptylu a pravděpodobností rozptylu druhu. Tyto potenciální spojení jsou na grafu znázorněna jako čáry („hrany“ v terminologii teorie grafů) vedené mezi každou dvojicí spojených fragmentů (Calabrese, Fagan, 2004). Pro analýzu grafu konkrétního druhu a krajiny jsou minimální požadavky na data. Převážně se jedná o znalost maximální vzdálenosti rozšíření organismu a jeho souřadnice (a volitelně velikost a kvalitu habitatů). Na rozdíl od většiny modelů teorie grafů nevyžaduje znalost chování, či přirozené měny dané populace. Nicméně tyto údaje lze, pokud jsou dostupné, zahrnout a použít k vytvoření ekologicky bohatšího modelu (Minor, Urban, 2007).

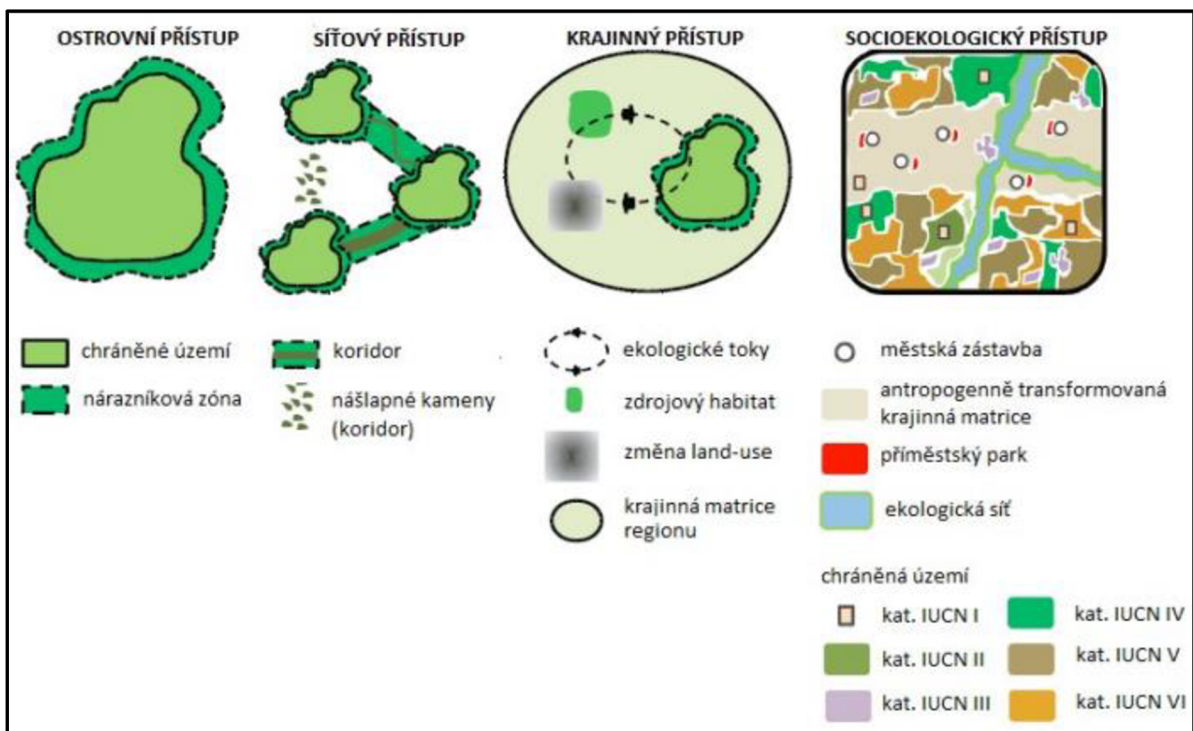


Obr. 12: Síť (graf) plošek kde jednotlivé hrany (edge) představují konektivity mezi uzly (nodes)

Zdroj: Minor, Urban (2008)

I na základě četnosti různých teorií a modelů sloužící k zvýšení úrovně propojenosti krajiny se konektivita a její vliv na biodiverzitu jeví jako zásadní aspekt, na který by se měl brát ohled při vymezování chráněných oblastí a také při samotné ochraně přírody (Obr. 13). V případě ochrany ekosystémových služeb a zachování funkcí krajiny se dle Palomo et al. (2014) nabízí dva zásadní přístupy. Přístup zaměřený na sítě (network approach) se soustředí na propojování izolovaných chráněných oblastí v krajině za pomoci stanovení biocenter a biokoridorů, což vede k rozšíření území pod ochranou. Na druhé straně, krajinný přístup (landscape approach) se zaměřuje na snižování rozdílů mezi chráněnými územími a jejich okolím prostřednictvím komplexního plánování krajiny s ohledem na ochranné cíle. Palomo et al. (2014) zmiňuje ještě dva přístupy, a to ostrovní přístup (island approach)

a socioekologický přístup (socialecological approach). První z nich zmiňovaný je spíše už zastaralý a v podstatě se jedná o vymezení izolovaného prvku v krajině, jež opomíjí funkčnost krajiny a její propojenost. Druhý přístup bere v úvahu krajinu jako komplexní a adaptivní systém, jež uznává silné propojení lidských a biologicko-fyzikálních složek a procesů napříč různými úrovněmi. Je však nutné poznamenat že zmíněné první dva přístupy (síťový a krajinný) berou v úvahu princip fungování krajiny a význam konektivity (včetně významné úlohy biocenter a biokoridorů). Pro jednotlivé druhy a ekosystémy jsou proto více využitelnými zvláště z hlediska ochrany krajiny a habitatů v chráněných územích jako jsou CHKO nebo NP. Takový přístup lze včetně chráněných oblastí potenciálně uplatnit například i u vymezování systémů zelené infrastruktury v urbánním prostoru.



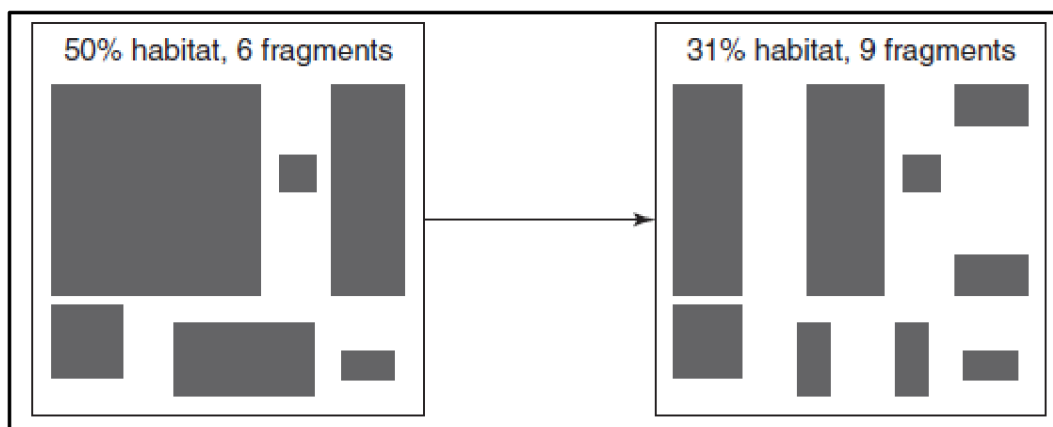
Obr. 13: Vývoj konceptu chráněných oblastí – od izolovaných míst přes sítě až k přístupu založenému na krajině – a navrhovaný socio-ekologický přístup pro chráněné oblasti (podle Palomo et al. 2014)

Převzato z: Fňukalová (2016)

4.3. Antropogenní ovlivnění krajiny a jejich funkcí

V krajině jsou neoddělitelně propojené výrobní a obytné funkce, jako jsou zemědělství a urbanizace, což krajině dává specifický charakter (takzvaný krajinný ráz). Na druhé straně stojí funkce rekreační, závislá na přírodních a historických prvcích, která ovlivňuje turistickou atraktivitu oblastí. Antropogenní vlivy, jako používání umělých hnojiv a pesticidů, těžba surovin a urbanizace, mění a někdy i ničí původní prvky krajiny. Tyto zásahy nejen že mění fyzickou strukturu krajiny, ale i urychlují nebo zpomalují přirozené krajinnotvorné procesy a vedou k nové prostorové organizaci, optimalizované pro lidské aktivity. Intenzivní využívání krajiny vede k jejímu znehodnocení a ztrátě přírodních zdrojů, jako je půda. Tato dynamika poukazuje na významný antropogenní tlak na krajinu a její ekosystémy, zdůrazňující nutnost zvážit konektivitu a funkčnost krajiny při jejím plánování a managementu (Hradecký, Buzek, 2001).

Janík (2022) jako příklad udává právě oblasti horských regionů (včetně chráněných oblastí a národních parků), jež byly v důsledku zvýšeného turistického ruchu a s tím spjatý rozvoj infrastruktury (vleky, sjezdové tratě), vystaveny novým antropogenním tlakům, a to zejména v posledních desetiletích. Negativní dopad procesu urbanizace pozorujeme i zde v horských ekosystémech v důsledku zvýšené interakce člověka a přírody (Mengist et al., 2019). Tento proces je momentální problém i krkonošské horské krajiny, kdy dochází k narušení původních ekosystémů a v nich žijících druhů. Jako příklad může sloužit stále se rozšiřující hustota zástavby v druhově bohatých lučních enklávách (KRNAP, 2024). Což mimo jiné zapříčiňuje také fragmentaci těchto stanovišť v prostředí národního parku. Sama fragmentace krajiny představuje klíčový proces negativně ovlivňující strukturu, funkčnost a biodiverzitu ekosystémů, a to zejména v chráněných územích. Je způsobena primárně antropogenními aktivitami, včetně rozvoje infrastruktury (dálnice, silnice, železniční koridory), urbanizace, suburbanizace a expanze turistických center. Tyto činnosti vytvářejí ekologicky nestabilní plochy, které působí jako bariéry, rušící přirozené migrační a habitatové procesy, a tím negativně ovlivňují přežití a rozšíření mnoha druhů (Forman, Godron, 1993). Odstranění (zastavení) určitého množství habitatu může vést k více fragmentovanému rozložení zbytkového habitatu (Obr. 14), zvláště pokud takové odstranění habitatu vede k rozdělení na více roztroušených habitatových plošek (Francis et al., 2019).



Obr. 14: Úbytek plochy habitatů v důsledku procesu fragmentace

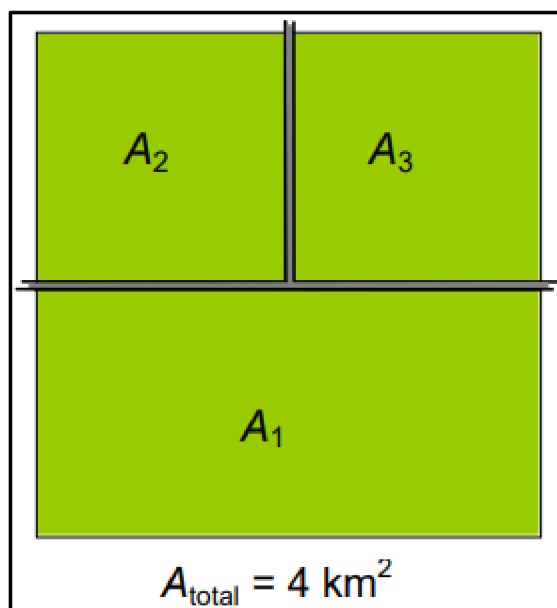
Zdroj: Francis et al. (2019)

Fragmentaci (dle Jaeger et al., 2006) můžeme vypočítat pomocí metriky známé jako efektivní velikost oka (Effective mesh size; m_{eff}). Tato metrika poskytuje kvantitativní míru fragmentace krajiny založenou na pravděpodobnosti, že dva náhodně zvolené body v regionu budou spojeny, tedy nebudou odděleny bariérami jako jsou silnice, urbanizované oblasti či jiné překážky. Čím více bariér v krajině existuje, tím nižší je pravděpodobnost spojení těchto bodů a tím nižší je efektivní velikost oka. Tato metrika odráží, jak propojená, respektive fragmentovaná je krajina. Když je krajina rovnoměrně rozdělena do území stejné velikosti m_{eff} , pravděpodobnost spojení je stejná jako pro vzor fragmentace, který se zkoumá. Hodnota m_{eff} se vyjadřuje v jednotkách plochy (např. hektary nebo km^2) a pohybuje se od 0 (úplně fragmentovaná nebo urbanizovaná krajina) po plnou velikost zkoumaného regionu (nefragmentovaná krajina).

Jako názorný příklad využití této metriky, si představme krajinu rozdělenou dálnicemi na tři úseky s celkovou plochou $4 km^2$ (Obr. 15). Pravděpodobnost, že dva náhodně zvolené body budou ve stejném úseku (a tedy spojené), se vypočítá pro každý úsek zvlášť a poté se tyto pravděpodobnosti sečtou. Výsledná pravděpodobnost se pak vynásobí celkovou plochou regionu, což dává hodnotu efektivní velikosti oka. Vzorec výpočtu je následovný.

$$m_{eff} = \frac{1}{A_{total}} (A_1^2 + A_2^2 + \dots + A_i^2 + \dots + A_n^2) \quad [8]$$

Kde n je celkový počet úseků (plošek), A_{total} je celková plocha zkoumané jednotky (regionu) a A_i je velikost i -tého fragmentu, plošky ($i = 1 \dots n$).



Obr. 15: Schéma segmentu krajiny fragmentovaného silnicemi na tři části

Zdroj: Jaeger et al. (2006)

V rámci širšího zkoumání antropogenního ovlivnění krajiny lze uplatnit také koncept fragmentační entropie (H) pro kvantitativní popis strukturální heterogenity a dynamiky krajiny (podle Vogt, 2023). Tento přístup čerpá z klasické definice entropie v teorii informace:

$$H = -\sum P_i \log(P_i) \quad [9]$$

Kde P_i vyjadřuje pravděpodobnost, že rozdíl mezi hodnotami dvou sousedících pixelů je roven i . Oproti Shannonovu originálnímu konceptu, kde P_i odkazuje na procenta tříd druhů v kategorických mapách, zde zkoumáme rozdíly mezi hodnotami buněk ve všech 8 směrech, vzhledem k rastrovému formátu vstupních dat. Tato metoda se zaměřuje na analýzu prostorové fragmentace pomocí kvantifikace rozdílů mezi pixelovými hodnotami v rastrových obrazových datech. Na rozdíl od tradičních přístupů, které se mohou zaměřovat na druhovou diverzitu nebo rovnoměrnost distribuce typů habitatů, fragmentační entropie poskytuje unikátní pohled na rozložení a rozpad krajinných prvků. V praxi, entropie fragmentace ilustruje rozdíl mezi homogenními plochami a vysoce fragmentovanými krajinami. Minimální entropie je pozorována v případě kompaktních jednotných oblastí,

zatímco maximální entropie je reprezentována „šachovnicovou“ distribucí, která maximálně zvyšuje rozmanitost sousedních pixelových hodnot.

Dále lze v kontextu funkčnosti a fragmentace hodnotit krajinu z hlediska její prostupnosti. K tomu nám může posloužit takzvaný index blízkosti (Proximity index). Ten byl vyvinut Gustafsonem a Parkerem (1992) a zohledňuje velikost a blízkost všech plošek, jejichž okraje jsou v rámci určeného vyhledávacího poloměru (bufferu) od vybrané plošky. Index blízkosti je roven součtu ploch (m^2) všech plošek určitého typu, jejichž okraje jsou v rámci určené vzdálenosti (m) od vybrané oblasti, děleného druhou mocninou nejbližší vzdálenosti z okraje na okraj (m^2) mezi další ploškou a zájmovou ploškou. Výpočet se provádí na základě vzdálenosti z centra buňky do centra další buňky. Když vyhledávací buffer přesahuje hranice krajiny, do výpočtů se zohledňují pouze plošky obsažené v krajině. Jeho výpočet je následující.

$$PX = \sum \left(\frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2} \right) \quad [10]$$

Proměnná a_{ijs} v tomto vzorci představuje rozlohu plošky ijs , která se nachází v určeném vyhledávacím poloměru (bufferu) okolo plošky ij . Proměnná h_{ijs} pak označuje vzdálenost mezi ploškou ijs a ploškou ij , na základě vzdálenosti z jejího okraje na okraj jiné plošky. Index je bezrozměrný, tedy nemá jednotky, a jeho rozsah je $PROX \geq 0$. Hodnota $PROX$ je 0, pokud daná ploška nemá v určeném vyhledávacím poloměru žádné sousední skvrny stejného typu. Hodnota indexu roste, jak se okolí (definované bufferem) stává více obsazeným ploškami stejného typu, které jsou si blíže a jejichž rozložení je více souvislé (méně fragmentované). Zvyšující se hodnota indexu indikuje větší propojenost a menší fragmentaci habitatů a naopak, nižší hodnoty indexu mohou naznačovat izolovanost a fragmentaci habitatů.

Pro celkovou míru konektivity krajiny lze ještě použít takzvaný index konektivity (Connectance index). Tento index měří míru propojení mezi ploškami určitého typu v krajině. Index se zvláště hodí k hodnocení ekologické propojenosti krajiny. Je definován na základě počtu funkčních spojení mezi ploškami stejného typu, kde každá dvojice plošek je buď spojená anebo nespojená, na základě kritéria vzdálenosti stanoveného uživatelem. Index je uváděna jako procento maximální možná propojenost ploch vzhledem k celkovému počtu ploch. Může být založen buď na euklidovské vzdálenosti, nebo na

funkční vzdálenosti (McGarigal, Marks, 1994). Udává se v procentech a hodnoty 0 dosahuje v případě, když krajina sestává z jediné plošky anebo žádná z plošek v krajině není spojena a hodnoty 100, když je každá ploška v krajině spojena. Vzorec indexu je následující:

$$= \left(\frac{\sum_{j=k} C_{ijk}}{ni(ni-1)/2} \right) \times 100 \quad [11]$$

Kde c_{ijk} je binární proměnná, která indikuje, zda jsou plošky j a k funkčně spojeny (1, pokud ano; 0, pokud ne), ni je počet plošek stejného typu jako ploška i .

V kontextu Krkonošské krajiny, která představuje jedinečný soubor přírodních a málo pozměněných ekosystémů, je zde fragmentace krajiny značným problémem. Vedle zjevných fyzických překážek, jako je infrastruktura a turistické zařízení, je fragmentace dále zhoršována rozvojem cestovního ruchu, který stimuluje výstavbu nových objektů a infrastruktury, zvyšuje nároky na prostředí a vede k nárůstu antropogenních bariér. Tyto bariéry omezují migraci a rozšiřování populací ohrožených druhů, čímž přispívají k degradaci biologické diverzity a destabilizaci ekosystémů (Erlebach, 2018). Přestože fragmentace může mít v určitých kontextech i pozitivní účinky, například rozdělením monokulturních zemědělských ploch a podporou diverzity stanovišť, většinou převažují její negativní důsledky. Negativní vlivy fragmentace jsou obzvláště zřetelné v chráněných územích, kde je prioritou zachování přírodních procesů, biodiverzity a ekologické stability (Erlebach, 2018). V případě celé České republiky lze hovořit o blížícím se zlomovém bodu, kdy fragmentace krajiny začne být hlavní překážkou pro celkovou ochranu přírody. Bez zajištění adekvátní propojenosti krajiny nebude možné dlouhodobě chránit zvláště chráněné oblasti, lokality v rámci sítě Natura 2000 a další cenné ekosystémy (Anděl, 2010). Proto je potřeba tomuto procesu zamezovat a případně provádět opatření jež pomohou dopady procesu fragmentace snižovat, a to například, již zmíněným, vymezením ekologických sítí nebo soustav zelené infrastruktury.

Praktická část

5. Metodika a materiály

Při zkoumání proměn krajiny v určitém časovém období je nezbytné spoléhat na důvěryhodné informační zdroje, což představuje základní pilíř takové studie. Je tedy klíčové selektovat relevantní současné i historicko-geografické materiály. Tyto materiály byly v rámci této práce pečlivě vybrány s ohledem na socioekonomický, kulturní a historický kontext, aby adekvátně reflektovaly dynamiku změn v krajině Krkonoš během posledních dvou století. Výběr mapových podkladů byl také ovlivněn jejich dostupností, respektive rokem jejich zhotovení. I přesto by tyto materiály měly spolehlivě zachycovat změny v krajině a zároveň by měly být v souladu s hlavními hnacími faktory, které formovaly společnost, a hlavně samotnou krajinou strukturu v dané době. Celkově je v práci hodnoceno pět časových horizontů a to roky 1841, 1938, 1960, 2010 a 2023. Z hlediska těchto horizontů je následně řešena mikrostruktura a také makrostruktura katastru Pece pod Sněžkou v kontextu případové studie. Následně jsou řešeny pouze plochy sekundárního bezlesí pro dva časové horizonty (1841 a 2023), a to jak z hlediska struktury, tak i funkčnosti těchto ploch.

Při výběru zájmového území pro hodnocení Krkonošské krajiny (zvláště v kontextu případové studie) bylo potřeba zvolit vhodnou oblast, jež bude odrážet socioekonomické dopady a hnací síly, které významným způsobem utvářely zdejší krajinu. Jako taková oblast bylo zvoleno území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy. Jedná se o oblast, kde je znatelně poznat koncentrovanost vyšší socioekonomické aktivity (zvýšený urbanistický rozvoj, spojený se zábořem půdy), s tím související turismus a rekreační ruch (narušení přírodě blízkých stanovišť, zanášení invazivních a nepůvodních druhů). Především oblast východních Krkonoš, včetně Pece pod Sněžkou a Malé Úpy je v současnosti vystavena vyššímu zatížení turistickou aktivitou, což má za důsledek zvýšený antropogenní tlak na zde přítomné cenné horské ekosystémy (Erlebach, Romportl, 2021). Zároveň jde o území, kde se také nachází, momentálně přírodě vzdálený a také turisticky vytižený, vrchol Sněžka, jež je každoročně průměrně navštěvován více než jeden a čtvrt miliony návštěvníků (Krkonoše Nature, 2019).

Z hlediska krajinné ekologie je důležité, aby byly historické topografické zdroje schopné ukázat interakce mezi přírodním prostředím a lidskou činností, které formují krajinu. To zahrnuje pochopení, jakým způsobem změny v land use, například zemědělská činnost,

urbanizace, nebo lesnické hospodaření, ovlivňují ekosystémové služby, biodiverzitu a strukturu krajiny a mimo jiné také její funkčnost. Změny v krajinné struktuře, jako je fragmentace habitatů, vytváření koridorů a změny ve vzorcích vegetace, jsou také klíčové pro pochopení ekologické stability a rezistence krajin proti antropogenním ale i přírodním změnám. Integrace těchto poznatků do studie vývoje krajiny umožňuje hlubší porozumění vzájemným vztahům mezi krajinou a lidmi a má potenciál přispět k formulaci strategií pro udržitelný rozvoj a ochranu přírodních zdrojů a ekosystémů. V této souvislosti lze použití GIS a dodatečných toolboxů a softwarů vnímat jako fundamentální nástroj pro moderní krajinnou ekologii, umožňující detailní a přesnou analýzu prostorových dat. Následně samotná kvantifikace a analýza dat slouží jako základ pro výpočet dalších charakteristik krajiny, jako jsou různé indexy biodiverzity a fragmentace a celkové struktury a funkčnosti krajiny. Těm je také samozřejmě věnován prostor v této práci. Integrace těchto kvantitativních analýz do GIS totiž umožňuje komplexní porozumění dynamice a strukturálním aspektům krajiny a má potenciál přispět k jejímu lepšímu fungování a samotné správě území.

5.1. Mapové podklady

Pro hodnocení vývoje struktury krajiny katastru Pece pod Sněžkou (konkrétněji jeho katastrální území „Pec pod Sněžkou“) bylo zvoleno celkem pět topografických (současných i historických) podkladů. Ty byly následně analyzovány z hlediska mikrostruktury a makrostruktury krajiny.

Počátečním sledovaným obdobím zachycuje krajinu v první polovině 19. století. Jedná se o stabilní katastr, jež byl vytvořen v letech 1826 až 1843 na detailních měřítcích 1:2 880 (v městských centrech též 1:1 440 a 1:720), a nabízí velmi přesné mapování a zachycení krajinné struktury a land use dat té doby. Vysoká přesnost tohoto kartografického zdroje je dána pečlivým měřením během fáze mapování, které se opíralo o trigonometrickou katastrální síť od prvního do třetího řádu. Tato síť byla dále zpřesněna grafickou triangulací. Stabilní katastr obsahuje podrobné informace o zaměřených pozemcích a stavbách, dělení pozemků podle využití půdy a kvality, a také přiloženou zprávu s údaji o výměře jednotlivých typů pozemků (Čada, 2005). Kvalitnější zobrazení z hlediska barevného provedení představují tzv. Povinné císařské otisky map Stabilního katastru. Na rozdíl od

map vzniklých v rámci I., II. a III. vojenského mapování, které byly tvořeny rozdělením území na pravidelné obdélníky, mapy Stablního katastru byly zpracovány individuálně pro každé katastrální území (Drobné památky, 2024). Mapové listy zachycující katastr Pece pod Sněžkou se datují k roku 1841.

Dalším sledovaným obdobím, pro nějž byla vytvořena a kvantifikována struktura krajiny jsou meziválečné roky, a to přesněji rok 1938. Mapování, jež bylo tehdy vytvořeno neslo název Definitivní vojenské mapování (1934–1938). V rámci tohoto mapování bylo cílem zahrnout kompletní státní území ČSR v měřítku 1:20 000, avšak realizováno bylo pouze 7 % z plánovaného rozsahu. V roce 1937 bylo pro civilní a vojenské účely zavedeno Křovákové obecné konformní kuželové zobrazení jako standardní způsob mapování celé země. Práce na mapách začaly v roce 1934, přičemž pro nové topografické mapy v měřících 1: 20 000 a 1: 50 000 byly aplikovány symboly dle klíče z roku 1935. Mapy byly tvořeny s využitím stolní tachymetrické metody, doplněné o letecké snímky a fotogrammetrii, a byly vyhotoveny buď v černobílé, nebo ve čtyřbarevné verzi. Do roku 1938 se podařilo vytvořit přibližně 170 mapových listů. Z topografických map v měřítku 1: 20 000 byly odvozeny speciální mapy Československé republiky v měřítku 1: 50 000, z nichž bylo vyhotoveno devět rukopisných originálů. Další práce na mapování byly zastaveny v důsledku druhé světové války (Vítek et al., 2020). Mezi zmapovaná území, naštěstí pro tuto práci, spadá i oblast Pece pod Sněžkou a její okolí, přesněji oblast severovýchodních Čech, včetně například území Trutnova (Erlebach, 2013).

Třetím obdobím, jež bylo zvoleno pro hodnocení struktury krajiny Pece pod Sněžkou odpovídá roku 1960. Toto období je zachyceno v rámci Vojenského mapování v systému S-52. Toto mapování probíhalo v České republice mezi lety 1957 a 1972 a vedlo k vytvoření map s ještě vyšším stupněm detailu než předchozí mapy Topo S-1952. Tyto nové mapy byly vytvořeny v měřítku 1: 10 000. Zajímavostí je, že některé části území byly zmapovány ještě před provedením socialistického spojování pozemků a zrušením některých cest, tudíž můžeme pozorovat strukturu krajiny ještě před dopady socialistického režimu. Při mapování bylo využito Gauss-Krügerovo zobrazení v rámci referenčního systému S-1952, přičemž jako počáteční měřítko bylo stanoveno 1: 25 000. Toto měřítko bylo následně civilními geodetickými úřady, s účastí vojenských topografických jednotek, upraveno na 1: 5 000 a 1: 10 000. Tyto mapy jsou plnobarevné a zahrnují vrstevnice. Mnoho geografických a jiných jevů na nich je zobrazeno způsobem, který připomíná současné mapové záznamy

(Mackovčín, Jurek, 2015). Pro hodnocení struktury krajiny Pece pod Sněžkou byly využity mapy v měřítku 1: 10 000.

Od roku 1968 se v České republice neustále vytváří a v pravidelných několikaletých intervalech aktualizuje Základní mapa České republiky, což je oficiální státní mapové dílo. Mapy v měřítkách 1: 25 000, 1: 50 000, 1: 100 000 a 1: 200 000 jsou odvozeny z podrobnější Základní mapy v měřítku 1: 10 000 (označované jako ZM 10 nebo ZM10), které slouží jako nejpřesnější mapový zdroj pro místní průzkum a plánování na území České republiky (Drobné památky, 2024). Jako čtvrté období pro hodnocení struktury krajiny zájmového území byl zvolen rok 2010 ze kterého vychází i mapové podklady (Základní mapy) v měřítku 1:10 000. Tyto mapy jsou odvozeny z digitální Základní báze geografických dat České republiky (ZABAGED).

Poslední páté, nejnovější období, jež bylo vybráno pro hodnocení struktury krajiny zájmového území zachycuje údaje o využití krajiny za rok 2023. Pro toto období bylo využito mapového podkladu ZTM 10/S-JTSK neboli Základní topografická mapa v měřítku 1: 10 000. Toto dílo se od 1. července 2023 používá jako primární státní mapové dílo v České republice. Je založeno na souřadnicovém systému Jednotné trigonometrické sítě katastrální (S-JTSK). Tato mapa nahrazuje předchozí verzi Základní mapy České republiky v měřítku 1: 10 000 (ZM 10) a pokrývá území celé České republiky prostřednictvím propojené série mapových listů.

Pro analýzu a kvantifikaci struktury lučních enkláv, jež je věnována druhá polovina praktické části, byly zvoleny celkově dva časové horizonty. Prvním z nich je totožný jako u Pece pod Sněžkou, a to rok 1841 a vychází z mapování Stabilmního katastru, respektive z jeho císařských otisků. Jako druhý časový horizont byla zvolena současnost, respektive blízká minulost a to rok 2023. Opět totožně jako u hodnocení struktury krajiny Pece pod Sněžkou, vychází údaje za tento rok z podkladů ZTM 10/S-JTSK neboli Základní topografická mapa. Oba tyto mapové podklady byly zpracovány (vektORIZACE, georeferencování, s následnou analýzou a kvantifikací) pro území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy, tedy převážně pro východní část Krkonoš. Kromě nejvyšší relativní četnosti výskytu ploch sekundárního bezlesí bylo toto území vybráno na základě výskytu bohatých smilkových luk a, mimo jiné, na základě současného zvýšeného antropogenního tlaku v oblasti východních Krkonoš (Erlebach, Romportl, 2021).

5.2. Vektorizace a georeferencování v prostředí GIS

Při práci s historickými topografickými podklady se otevírá unikátní okno do minulosti krajiny, poskytující nám cenné informace o její struktuře, využití a dynamice změn v čase. Topografické podklady, jež tato práce využívá, jsou klíčové pro pochopení antropogenních i přírodních procesů formujících krajinu, transformace těchto historických dat do formátu kompatibilního s GIS je proto fundamentálním krokem, který umožňuje jejich integraci do digitální formy a následnou analytickou práci. Tento proces zahrnuje georeferencování a vektorizaci. Tyto techniky nejenže umožňují naši schopnost analyzovat minulé stavy krajiny, ale také podporují predikci budoucích trendů.

Proces georeferencování je prvotním krokem k úspěšné analýze historicko-geografických podkladů. Tento proces spočívá v přidělení geografických souřadnic rastrovým podkladům, které původně neobsahují žádné geoprostorové informace. Tento postup se opírá o identifikaci kontrolních referenčních bodů na základě neměnných prvků v krajině, které jsou společné pro analyzovaný historický podklad i pro současný mapový materiál. Mezi tyto prvky mohou patřit kostely, administrativní hranice území nebo křižovatky cest, jež musí být totožné jak v historickém, tak i v aktuálním kontextu. Tyto kontrolní body pak na rastrovém obrázku nebo mapě a na referenčním zdroji, jako je georeferencovaná mapa nebo geoprostorová databáze, získají přesně odpovídající geografické souřadnice. Každému bodu na negeoreferencovaném dokumentu se tak přiřadí souřadnice zjištěné z referenčního materiálu (topografický podklad), což stanovuje vztah mezi polohou bodů na mapě a jejich reálnou polohou v terénu. V případě této práce bylo nutné georeferencovat celkem tři historicko-geografické podklady. Jedná se o první tři časové horizonty, jež disponují pouze rastrovým formátem. Jmenovitě jde o Stablní katastr (1841), Definitivní vojenské mapování (1938) a Vojenské mapování v systému S-52 (1960). Ostatní mapové podklady již byly dostupné jako WMS (web map service).

Po georeferencování historických topografických podkladů přichází na řadu proces vektorizace, jejíž úkolem je transformovat rastrová data na data vektorová. Vektorizace umožňuje identifikaci a digitalizaci specifických prvků krajiny, jako jsou vodní toky, vegetační pásy, cesty a zástavba, a převádí je na soubory bodů, linií a polygonů, jež jsou základem pro prostorovou analýzu. Umožňuje nám kvantifikovat změny ve využití půdy, anebo fragmentaci habitatů a vzorce biodiverzity zachycené v určitém časovém horizontu.

Tento proces také poskytuje základní vrstvy pro modelování ekologických procesů, jako je šíření druhů, eroze půdy a tok vody v krajině. Analýzou vektorizovaných dat můžeme identifikovat klíčové ekologické koridory, jádrové oblasti, či stanovit oblasti s vysokou prioritou pro ochranu a navrhnout opatření pro obnovu degradovaných ekosystémů. Výsledné vektorové vrstvy slouží jako vstup pro prostorové analýzy a mimo jiné umožňují formulovat informovaná rozhodnutí založená na komplexním porozumění krajinným vzorcům a procesům. Samotný proces vektorizace je velice zdlouhavý a odvíjí se od složitosti (detailu struktury, respektive měřítka) mapového podkladu. Čím ale přesnější a detailnější podklad máme, tím lepší a reprezentativní data lze zvektorizovat a tím přesnější jsou další analýzy. Polygony vzniklé pomocí vektorizace byly následně kategorizovány podle typu využití půdy (land use) dle tehdejší struktury krajiny. Vektorizace byla provedena u všech mapových podkladů na katastru Pece pod Sněžkou, a také pro luční plochy v obcích Pec pod Sněžkou a Malá Úpa, v tomto případě pro dva časové horizonty, a to pro Stablní katastr (1841) a pro ZTM 10/S-JTSK (2023).

5.3. Použitý software a úprava vrstev

Soudobá analýza struktury krajiny a hodnocení jejich funkčních vlastností (konektivita) a míry antropogenního ovlivnění se již neobejde bez aplikace celé řady sofistikovaných softwarů či nástrojů (například GIS). Tyto programy umožňují kvantifikaci krajinné struktury pomocí různých metrik, či indexů anebo samotné modelování a navrhování konektivity neboli propojenosti jednotlivých složek (plošek) v krajině.

V rámci hodnocení struktury a její kvantifikace byly využity programy, respektive toolboxy V-LATE (Vector-based landscape analysis tools extension) a Patch Analyst. Oba tyto toolboxy jsou dostupné pro ArcMap 10.8.2. v němž také kvantifikace pomocí těchto toolboxů probíhala. Oba nástroj metodicky vychází z programu FRAGSTAT (McGarigal, Marks, 1995) a jsou založeny, na rozdíl od původního programu na analýze vektorových vrstev s definovanými kategoriemi land use. Oba toolboxy v podstatě vyhodnocují stejná data (rozlohu a obvod hranic jednotlivých ploch), proto výsledné hodnoty vybraných metrik a indexů, v jejich prostředí počítané, byly totožné u obou toolboxů. Výpočty proběhly v prostředí V- LATE i Patch Analyst, a to z důvodu pro ověření správnosti počítaných

metrik a indexů a omezení chybovosti. Údaje zobrazené v této práci pochází z toolboxu V-LATE, a byly vybrány vzhledem k lepší manipulaci exportovaných dat.

Na analýzách rastrových vrstev je založen další využitý software GUIDOS (Graphical User Interface for the Description of image Objects and their Shapes – GTB) (Vogt, Riitters, 2017). Guidos Toolbox je software, jež byl navržen pro analýzu krajinné struktury a ekologické funkčnosti. Základem pro práci s tímto softwarem jsou rastrové obrázky (vrstvy). Tyto obrázky jsou ideálně ve formátu geotiff (ale jsou podporovány i jiné formáty), což je formát obrázku, který disponuje geoprostorovými daty (souřadnicemi) a je tudíž možné jej nadále upravovat a analyzovat například v prostředí GIS. Tento software byl vyvinut Evropskou komisí a je volně dostupný pro použití vědeckou komunitou i odborníky v oblasti krajinné ekologie a environmentálního plánování. Guidos Toolbox umožňuje provádět komplexní analýzy krajiny pomocí různých modulů a algoritmů, které jsou součástí této sady nástrojů. Guidos Toolbox také poskytuje nástroje pro analýzu spojitosti krajiny, což je zejména klíčové pro analýzu migraci druhů, šíření semen a obecně pro pohyb bioty v krajině. Software umožňuje identifikovat potenciální koridory a bariéry pro pohyb organismů a navrhnout opatření pro zlepšení ekologické propustnosti krajiny. Jedním ze zásadních modulů v Guidos Toolbox je morfologická analýza (MSPA, viz kapitola 4.2.), která umožňuje identifikovat a klasifikovat strukturu krajiny na základě jejího tvaru a uspořádání. To zahrnuje identifikaci jádrových oblastí habitatů, ekotonů (přechodových zón mezi různými typy habitatů), a detekci lineárních prvků jako jsou koridory a bariéry uvnitř i vně polygonů.

Příprava vrstev proběhla způsobem prvotní vektorizací land use dat a následným převodem do rastrové formy. Nově vzniklá rastrová vrstva byla následně exportována jako geotiff, aby po zpracování v GUIDOS bylo možné ji vizualizovat na podkladu ortofoto mapy v oblasti obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy, či případně s ní pracovat a analyzovat ji dále. Tento software byl mimo hodnocení fragmentace, také využit pro modelaci konektivity jádrových oblastí sekundárního bezlesí (luční enklávy).

Pro modelaci krajiny a její konektivity byly využity celkem dva softwary. První byl již zmíněný GUIDOS, dalším, jež funguje jako toolbox do ArcGIS Pro, je Linkage mapper (konkrétně jeho verze 2.0.) (McRae, Kavanagh, 2011). Tento toolbox nabízí možnost identifikovat a vymodelovat potenciální koridory pro volný pohyb druhů (nejčastěji divoké zvěře) mezi izolovanými oblastmi. Linkage mapper je nástroj pro analýzu spojitosti habitatů v krajině, vyvinutý skupinou Conservation Biology Institute. Jde o soubor open-source

Python skriptů integrovaných do ArcGIS toolboxu, který umožňuje automatizovat mapování koridorů. Software se skládá z šesti hlavních nástrojů, které slouží k mapování spojení mezi "jádrovými oblastmi" habitatů v krajině (Linkage pathways), identifikaci klimatických propojení (Climate linkage mapper), detekci bariér pro plánování obnovy (Barrier mapper), určení kritických bodů v koridorech (Pinchpoint maker) a analýzu centrálnosti v sítích spojení a odhad prioritních spojení s ohledem na deset různých kritérií (Linkage priority tool). Základem pro Linkage mapper jsou geoprostorová data, nejčastěji vektorové .shp vrstvy, které poskytují informace o pokryvu země (land use) a lokalizaci jádrových oblastí. Při použití tohoto toolboxu není nutné převádět vrstvy dodatečně do rastrového formátu a je možné pracovat s vektorovými vrstvami. V případě modelace LCP (Least cost path) konektivity se ještě do skriptu nahrává takzvaná „odporová“ vrstva, tentokrát v rastrovém formátu, která určuje „cenu“ (cost) za pohyb skrz jednotlivé pixely rastru (viz kapitola 4.2.). Na základě této vrstvy je následně modelován potenciální koridor.

5.4. Stanovení kategorií využití ploch (land use)

V případě sledování změn v krajině na základě topografických (současných i historických) podkladů, je třeba aby byla zvolena jednotná kategorizace ploch, jež se v krajině nacházejí. Pro hodnocení dynamiky struktury krajiny je obecně používaná funkční kategorizace ploch ve sledovaném území, jež je odvozena od způsobů využití dané plochy, tzv. land use (Bičík et al., 2010). Toto rozdělení vychází z geosystémového pojetí ze sekundární struktury krajiny, což znamená, že jedná se o tu část krajiny, na níž má člověk největší zájem, jelikož se podílí na její tvorbě a ovlivňuje jí svou přítomností (Bičík et al., 2010). Tyto kategorie využití půdy lze následně hodnotit jako ekologicky stabilní nebo ekologicky nestabilní plochy. Na jejich základě se vypočítává koeficient ekologické stability (více v kapitole 3.3.) (Míchal, 1992).

Orná půda – Tato kategorie se obvykle vztahuje na ten typ pokryvu, který člověk využívá pro zemědělské účely. Jedná o plochy ekologicky nestabilní. V případě katastru Pece pod Sněžkou se tato kategorie napříč časovými horizonty nevyskytovala a v mapových výstupech není zahrnuta.

Trvalé travní porosty (Louky) – V této kategorii se nacházejí oblasti, které jsou pokryty trávou a bylinami, včetně těch, jež byly lidmi upraveny na louky a pastviny. Tyto oblasti

mohou zahrnovat části s řídkým rozložením stromové a keřové vegetace. Trvalé travní porosty jsou plochy ekologicky stabilní.

Zahrady (Trvalé kultury) – Tyto plochy jsou převážně tvořeny ze zahrad, sadů, školek, či okrasných zahrad. Jsou to plochy antropogenně vytvořené. Jedná se o plochy ekologicky stabilní.

Lesy – Tyto plochy jsou charakterizovány hlavně přítomností dospělých, plně vyvinutých stromů, které dominují krajině. Je možné je dělit na listnaté, jehličnaté nebo smíšené. Jsou to plochy ekologicky stabilní.

Zástavba – Jde o plochy, jež jsou nejčastěji využívány a tvořeny člověkem. V krajině to mohou být obytné plochy, rekreační plochy či průmyslové areály. Jedná se o ekologicky nestabilní plochy.

Vodní plochy – Do této skupiny patří vodní toky, jako jsou řeky a potoky, stejně jako kanály a jiné podobné vodní prvky, včetně odstavených mrtvých ramen. Zahrnuje také oblasti s trvalým nebo dočasným zatopením, mezi které patří rybníky, jezera a vodní nádrže. Jsou to plochy ekologicky stabilní.

Ostatní plochy – Do této kategorie patří veškeré typy ploch, které nezapadají do žádné, z již definovaných kategorií. Obvykle se jedná o plochy vzniklé lidskou činností, jako jsou těžební oblasti, lomy, opuštěné průmyslové areály (brownfieldy), skládky odpadů, ale také dopravní infrastruktura. Jsou to plochy ekologicky nestabilní.

V práci jsou použity ještě další dvě dodatečné kategorizace využití ploch. Jedná se o kategorie suť a kleč. První zmíněná kategorie, v kontextu krajinné ekologie a kontextu této práce, zastává spíše menší až zanedbatelný význam. V práci je zaznamenána z důvodu její presence napříč časovými horizonty v oblasti katastru a postupnému ubývání na úkor ostatních kategorií ploch.

Suť – Jsou to ty plochy, jež jsou složeny výhradně z kamenných sutí, holých skal a mimo jiné tvoří kamenné moře (čili větší polygony homogenního složení). Vyskytují se převážně ve vyšších nadmořských výškách, kde vznikly působením mrazové eroze a pro danou oblast jsou typické. Díky svému přirozenému původu je lze považovat za plochy ekologicky stabilní.

Kleč – Plochy s převládajícím porostem borovice kleče (*Pinus mugo*). Tyto plochy jsou v rámci Krkonoš také přítomné ve vyšších nadmořských výškách, a to v místech kde na

stromovou vzrostlou vegetaci je již moc chladno a mohou zde pouze růst pouze určité typy zakrslých dřevin. Vzhledem ke svému přírodě blízkému složení jsou tyto plochy ekologicky stabilní.

6. Vývoj struktury krajiny východních Krkonoš (case study: Pec pod Sněžkou)

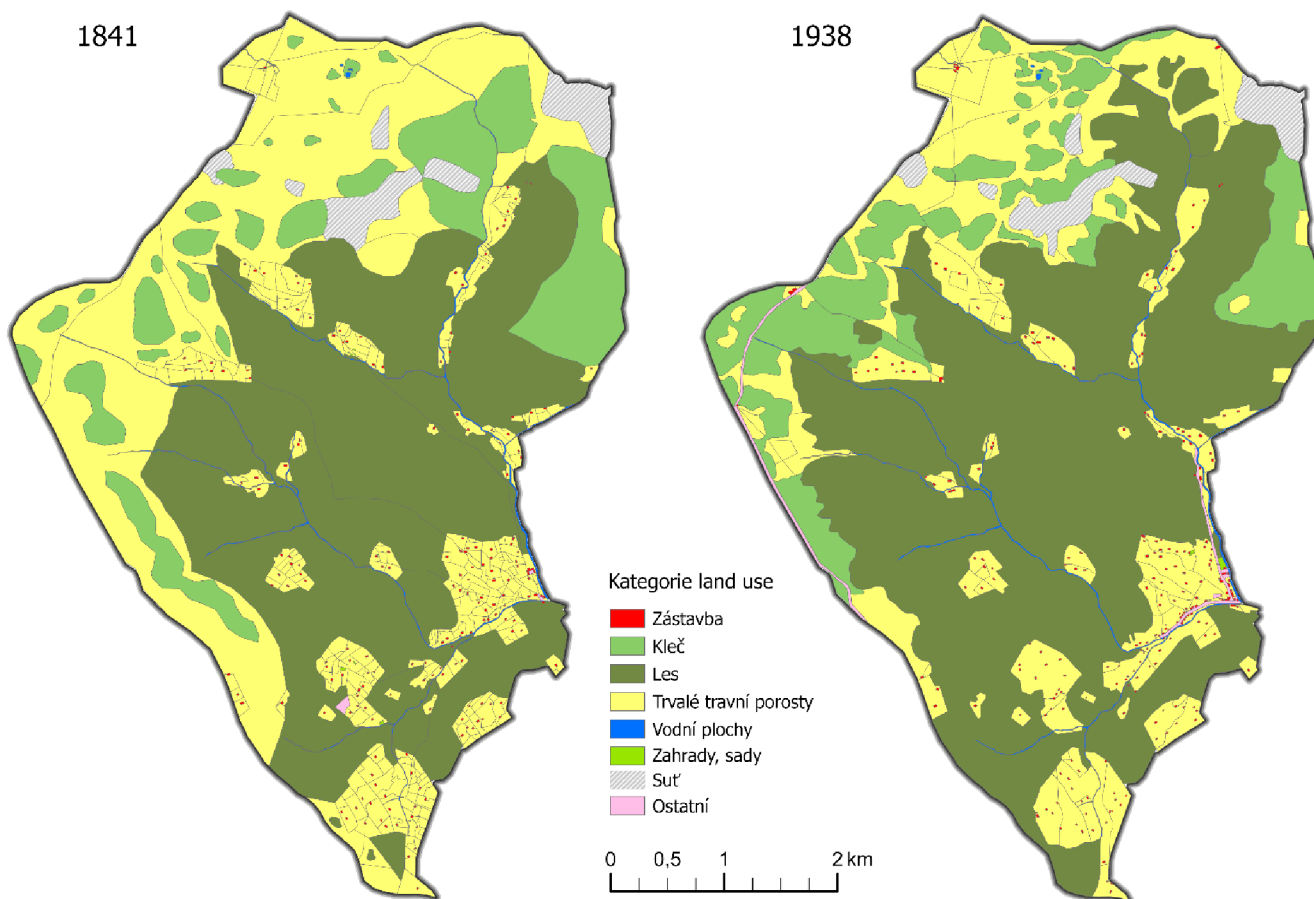
V rámci hodnocení krajiny východních Krkonoš byl pro analýzu strukturálních aspektů zvolen katastr Pece pod Sněžkou. Toto území by mělo efektivně reflektovat důsledky urbanizace a turistického ruchu, s čímž je spojený zábor půdy, stavební rozvoj, či ztráta přirozených stanovišť a rozšíření nepůvodních druhů, které mají za následek zvýšený tlak na místní horské ekosystémy.

V této praktické části práce se budeme věnovat vývoji struktury krajiny Pece pod Sněžkou, jež bude znázorněna pomocí krajinných metrik a indexů, již dříve představených v teoretické části (kapitola 3.3.). Charakteristiky zvolené pro hodnocení struktury krajiny v jednotlivých horizontech pro jednotlivé kategorie využití půdy jsou následovné: počet ploch, rozloha (v hektarech a procentech), MPS [2] průměrná velikost plošek (v hektarech) a délka okrajů (v kilometrech). Indexy, které byly následně zvoleny jak pro jednotlivé kategorie land use, tak pro celkovou krajinu jsou MPAR [4] (Mean perimeter area ratio), MSI [3] (Mean shape index), MPFD [5] (Mean patch fractal dimension), ED (Edge density), MPE [1] (Mean patch edge), a mimo to i SDI [6] (Shannon Diversity Index) a KES [7] (Koeficient ekologické stability), jež byly použity pro hodnocení struktury celkové krajiny. Výsledné hodnoty jednotlivých charakteristik jsou přiloženy v přílohách z důvodu jejich velkého rozsahu. Tyto metriky a indexy by měly adekvátně reflektovat vliv hnacích sil a antropogenní působení, jež utvářelo krajinu Pece pod Sněžkou. Kvantifikace krajinné struktury proběhla na základě dostupných topografických podkladů pro roky 1841, 1938, 1960, 2010 a 2023.

6.1. Antropogenní tlak a jeho dopad na celkovou krajinu

Krajina východních Krkonoš si prošla za přibližně posledních 200 let značným vývojem, který za sebou zanechal prostředí, jež se výrazně liší od toho, které se zde vyskytovalo dříve. Zejména velký podíl na proměně krajiny Krkonoš má působení antropogenní činnosti. Dokladem tohoto vývoje Krkonoš je analýza krajinné struktury Pece pod Sněžkou napříč pěti časovými horizonty.

Prvně je ještě třeba zmínit zásadní aspekt, jež má následně i vliv na výsledky koeficientu ekologické stability (K_{ES}) [7], a to, že v rámci zájmového území se prakticky nevyskytují plochy *orné půdy* (viz kapitola 5.4.) napříč všemi sledovanými časovými horizonty. To je pravděpodobně dáno jednak vyšší polohou a spíše horským charakterem prostředí katastru, které není úplně vhodné k pěstování zemědělských plodin, a jednak také celkovým charakterem regionu Krkonoš. Ten totiž spíš vždy splňoval charakteristiky hornického (těžebního) regionu, nikoliv zemědělského. Tuto skutečnost dokazuje například i přítomnost Obřího a Vlhkého dolu v severní části katastru, kde se těžilo stříbro, olovo, či železo (Flousek et al., 2007). Probíhalo zde horské hospodaření se zaměřením na těžbu a zpracování dřeva, využívání spíše luk a pastvin, a mimo to využívání a těžba nerostných surovin (po třicetileté válce zde probíhala zejména těžba zlata, hnědého uhlí, železných, arsenových a měděných rud). Právě z důvodu těžby dřeva zde bylo také časté vysazování nových dřevin což podpořilo rozšíření smrkových monokultur (Flousek, et al., 2007). Rozšiřování ploch lesů můžeme ostatně vidět na příkladu Pece pod Sněžkou napříč jednotlivými časovými horizonty, a to zejména ve vyšších nadmořských výškách v okrajových částech katastru (Obr. 16, Obr. 18, Obr. 19.).



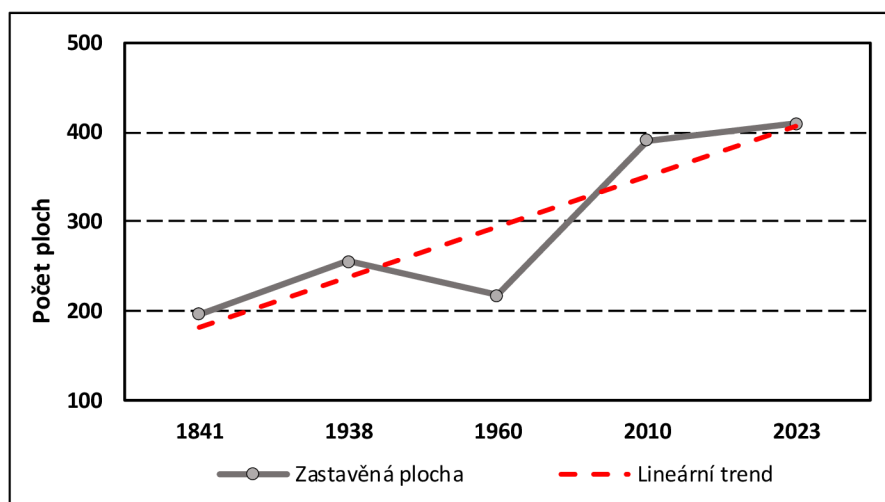
Obr.16. Krajinná struktura Pece pod Sněžkou v letech 1841 a 1938

Zdroj: vlastní zpracování

Počátečním obdobím pro hodnocení krajiny východní části Krkonoš je rámci této práce rok 1841. Stěžejním socioekonomickým procesem pro tuto dobu, jež byl hnací silou socioekonomických aktivit a jež se významně podílel na tvorbě a proměně struktury krajiny, je tehdy probíhající a všude přítomná průmyslová revoluce. Té ale v rámci Krkonoš předcházelo intenzivní rozšiřování chovu dobytka v rámci tehdejšího typického budního hospodářství, které se stalo klíčovým faktorem ovlivňujícím přírodní prostředí Krkonoš, včetně oblastí s klečí. Tento rozvoj vyžadoval výstavbu obytných a hospodářských staveb, jako jsou seníky a stáje, a také vybudování komunikací a průhonů pro dobytek, což dále vedlo k zakládání nových či rozšiřování stávajících pastvin a luk (Vacek et al., 2008). I přes tyto aspekty je možné považovat krajinu v rámci období 19. století za stabilní a přírodě blízkou. Dokladem tohoto faktu je hodnota koeficientu ekologické stability (K_{ES}) [7], který v počátečním období činí 310,0. Tato hodnota mnohonásobně přesahuje originální stupnici (viz kapitola 3.3.) a lze v podstatě říci, že v tomto případě už je irelevantní. Zajímavé je ale spíše co se děje s hodnotou koeficientu napříč následujícími obdobími. Dochází totiž k jeho

postupnému snižování, s výjimkou v posledním sledovaném období, v roce 2023, kdy zaznamenal lehký nárůst (Tab.1). Tento nárůst je způsoben přeměnou ploch v jižní části katastru, jež byly v předchozím období (2010) klasifikované jako *ostatní*, jelikož se jednalo o nově vzniklé sjezdovky, a nyní jsou již klasifikované jako *TTP* (Obr. 18, Obr. 20). Na základě toho, co víme z kapitoly 3.3., tak v případě snižování hodnot K_{ES} dochází k úbytku podílu ekologicky stabilních ploch na úkor těch nestabilních. Vzhledem k tomu, že se zde nevyskytuje kategorie ploch *orná půda* (viz výše), můžeme konstatovat, že na základě koeficientu ekologické stability se krajina stává více urbanizovanou, a to právě z důvodu zejména přibývajících zastavěných ploch (*ostatní, zástavba*), a to i přesto, že dle výsledku koeficientu se stále jedná o krajinu ekologicky stabilní. Zvýšení antropogenního tlaku na krajinu nám dokládá i počet zastavěných ploch napříč sledovanými horizonty, ty se totiž více než zdvojnásobily (Obr. 17). Prvotní znaky zvýšeného antropogenního tlaku na krajinu můžeme pozorovat již během meziválečného období. Zde se pokračuje v trendu, jež byl stanoven na konci 19. století, který sestává z rostoucího turistického ruchu a vyššího záboru půdy antropogenními plochami (Fanta a kol., 1969). Tehdejší socioekonomické události, které předcházely druhé světové válce a doprovázely toto období, se podepsaly i na krajině Krkonoš. Výraznější infrastrukturní zásahy do krajiny začaly již během 30. let 20. století. V tomto období probíhalo v sudetských oblastech, a zejména v Krkonoších, budování cest a zákopů, či sítě opevnění, jež v té době byly vybudovány právě kvůli okolnostem doprovázejících začátek druhé světové války (Fanta a kol., 1969). Po událostech druhé světové války následovalo vysídlení německy mluvícího obyvatelstva z českého pohraničí, což se samozřejmě významně dotklo krkonošské krajiny. Tehdy bylo v této oblasti (zejména Malá Úpa a Pece pod Sněžkou) vysídleno něco mezi 60 % až 90 % obyvatelstva (Klapka, 2007). Na příkladu Pece pod Sněžkou to mělo za následek snížení *zástavby* o 42 ploch na celkový počet 205 ploch mezi lety 1938 a 1960 (Obr. 17). Podobné trendy v poklesu *zástavby*, po dopadech druhé světové války, můžeme vidět nejen u Pece pod Sněžkou, ale také i v jiných částech východních Krkonoš, jako je například Trutnovsko nebo oblast Rýchor (Erlebach, 2013; Viktořík, 2022). K nejvyššímu nárůstu zastavěných ploch (*ostatní, zástavba*) došlo během období 1960 až 2010. Zde se jednalo o nárůst celkem o 173 zastavěných ploch (Příloha 1). Toto období se vyznačuje zvýšeným zájmem o Krkonošský národní park ze strany veřejnosti a s tím spojený masivní rozvoj turismu v tomto prostředí a z toho také plynoucí potřeba tento ruch nasytit formou záboru nových ploch a výstavbou dodatečné infrastruktury (Flousek et al., 2007). Nárůst zastavěných ploch a celkové urbanizace Pece pod Sněžkou také akceleroval nástup kapitalistického

ekonomického systému po roce 1989 a nové podnikatelské možnosti plynoucí z příležitosti cestovního ruchu. V současnosti (rok 2023), kromě tradičních chalup charakteristických pro toto prostředí, se jedná zejména o výstavbu rekreačních, zábavních a ubytovacích zařízení, která slouží čistě pro komerční účely a nelze je brát jako udržitelné prvky v prostředí. Jako příklad lze uvést lyžařské areály, sjezdovky a budování komunikací (Erlebach, 2018). Na území katastru Pece pod Sněžkou se momentálně nachází dvojnásobný počet zastavěných ploch od počátečního období, roku 1841, a to celkově 410 zastavěných ploch s celkovou výměrou 30,71 hektarů. Tyto prvky, mimo jiné, zapříčiňují fragmentaci krajiny, zvyšování složitosti krajinné struktury a budování bariér napříč prostředím, jež jsou esenciální (respektive jejich co nejmenší počet) pro správnou funkčnost krajiny a migraci organismů, zejména velkých savců (Erlebach, 2018).



Obr. 17: Vývoj počtu zastavěných ploch (kategorie *zástavba* a *ostatní*) na území katastru Pece pod Sněžkou

Zdroj: vlastní zpracování

Především dopady lidských aktivit jako je zábor půdy, fragmentace, zmenšování lučních a přirozených porostů a zvýšený antropogenní tlak a jeho vliv na celkovou strukturu krajiny Pece pod Sněžkou nám ilustruje vývoj vybraných indexů (Tab. 1). Fragmentaci a zvyšující se složitost krajiny nám dokazují výsledné hodnoty indexu MPAR [4] za celkovou krajinu, kdy došlo ke zvýšení z hodnoty 0,13 na 0,24. V rámci jednotlivých kategorií je zaznamenán nejvyšší nárůst hodnoty MPAR u antropogenních ploch, a to zejména u

kategorie *zástavba a zahrady a sady* (Příloha 2). Znamená to tedy, že převážně dochází k rozšiřování již existující zástavby, přeměně přírodě blízkých stanovišť na zastavěné plochy nebo alespoň část z nich, a zároveň k již zmíněnému zvyšování počtu nově vzniklých zastavěných ploch, což se samo o sobě nepříznivě podepisuje na zdejší krajině. Největší rozvoj zástavby je možné zaznamenat, napříč všemi sledovanými horizonty v jihovýchodní části katastru, kde se nachází intravilán obce a kde se zároveň koncentruje největší socioekonomická aktivita (viz Obr. 16, Obr. 18, Obr. 20) Postupný pokles celkové diverzity krajiny dokládá také snižující se hodnota SDI [6], kdy se hodnota z počátečních 1,16 zastavila na 1,11 v konečném období. V rámci celé krajiny také dochází ke zvyšování hodnoty MPFD [5], což znamená, že jednotlivé plošky na území katastru nabývají složitějších hranic. Nejvíce zřetelný nárůst je právě u ploch antropogenně vzniklých (*ostatní a zahrady, sady*) (Příloha 2). U přírodních ploch (*TTP, les, kleč*) můžeme také vidět postupné zvyšování hodnoty MPFD [5], i když o něco nižší, než je tomu u ploch antropogenních. V případě antropogenních ploch se ale spíše jedná o negativní efekt, jelikož vyšší složitost hranic zapříčiňuje například narušení sousedících (přiléhajících) ekotonových oblastí u přírodních ploch, to se následně podepisuje na přirozené funkčnosti krajiny a může vést zejména k vyšší fragmentaci a zhoršené konektivitě.

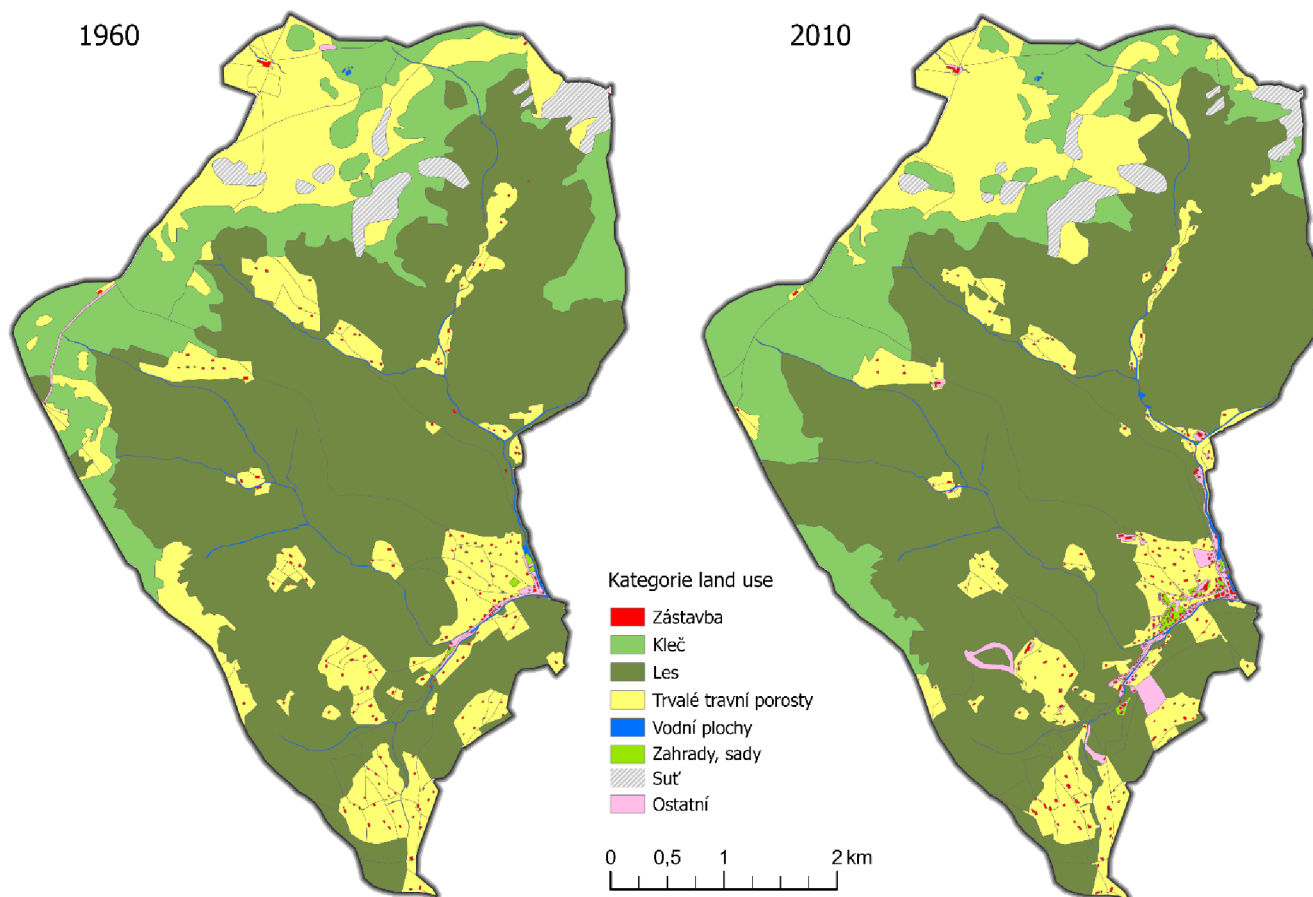
Tab. 1: Vybrané hodnoty indexů celkové struktury krajiny Pece pod Sněžkou

Rok	MPAR	MSI	MPFD	SDI	K _{ES}
1848	0,13	1,58	1,42	1,16	310,00
1938	0,16	1,61	1,44	1,12	111,89
1960	0,14	1,62	1,43	1,11	147,88
2010	0,20	1,62	1,48	1,11	58,49
2023	0,24	1,59	1,51	1,11	79,25

Zdroj: vlastní zpracování

6.2. Úbytek přirozených stanovišť

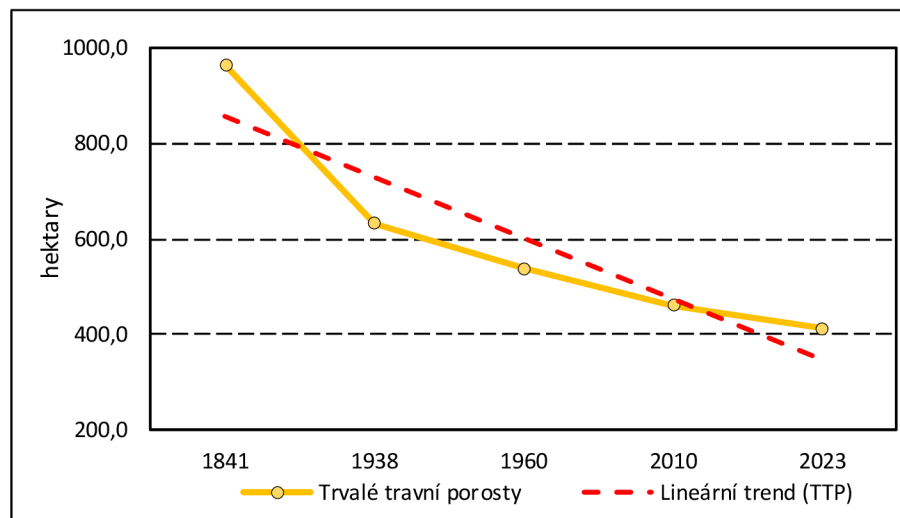
Již v roce 1938 a následně i v letech 1960 a 2010 začíná být pomalu zřetelný úbytek a rozparcelování, respektive fragmentace *trvalých travních porostů*. V rámci tohoto typu využití půdy je zahrnuto nejen sekundární bezlesí (jež bylo vytvořeno díky vlivu člověka), ale také primární bezlesí, které je vázáno na vyšší nadmořské výšky, popř. ledovcové kary, a to zejména ve východní a severní části podél hranic katastru. Tato kategorie ploch je významná zvláště z hlediska poskytování služeb a funkcí habitatů, biodiverzity a refugií, jelikož je stanovištěm nesčetného množství chráněných a vzácných druhů, zejména krkonošských reliktních a endemických (Březina et al., 2023). V případě úbytku jsou nejzřetelnější oblasti ve vyšších nadmořských výškách, kdy se z velké části jedná o úbytek přirozeného primárního bezlesí (Obr.16, Obr.18, Obr. 20). Plochy zde ubývají převážně na úkor porostů kleče, která začala být v Krkonoších dosazována na přelomu 19. a 20. století a následně během 2. poloviny 20. století (Vacek et al., 2008)



Obr. 18: Krajinná struktura Pece pod Sněžkou v letech 1960 a 2010

Zdroj: vlastní zpracování

Porosty *kleče* měly na počátku sledovaných období napříč územím katastru spíše ostrůvkovitý charakter, jenž postupně nabýval více jednolitý a souvislý tvar (viz Obr. 16, Obr. 18, Obr. 20). Dokladem toho je postupně zvyšující se hodnota indexů MPAR [4] a MSI [3] (Příloha 2.). Takový tvar má například význam zvláště z hlediska fungování krajiny a ekosystémových služeb a mohl sloužit jako takzvané nášlapné kameny (stepping stones) pro pohyb jednotlivých druhů, které preferují tento typ ekosystému. Z řad motýlů je to například Obaleč (*Phiaris obsoletana*), Travařík (*Catoptria maculalis*), z ptáků pak například Pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*) nebo Slavík modráček tundrový (*Luscinia svecica svecica*) (Flousek et al., 2007). Polygony těchto porostů se napříč lety zjednodušovaly a nabývaly více souvislého a kontinuálního tvaru, čímž se staly ještě ideálnějšími stanovišti pro zmíněné druhy. Tento trend je doložen také postupným zvyšováním obvodu ploch *kleče* a hodnotami indexů MPAR [4] a MSI [3] (Příloha 2.). Podobný vývoj, i v rámci indexů vidíme také u kategorie ploch *lesy*. U *lesů* je to ještě zapříčiněno zvyšováním horní hranice lesa v důsledku vlivu klimatických změn (Marek et al., 2022).



Obr.19: Vývoj rozlohy TTP na území katastru Pece pod Sněžkou

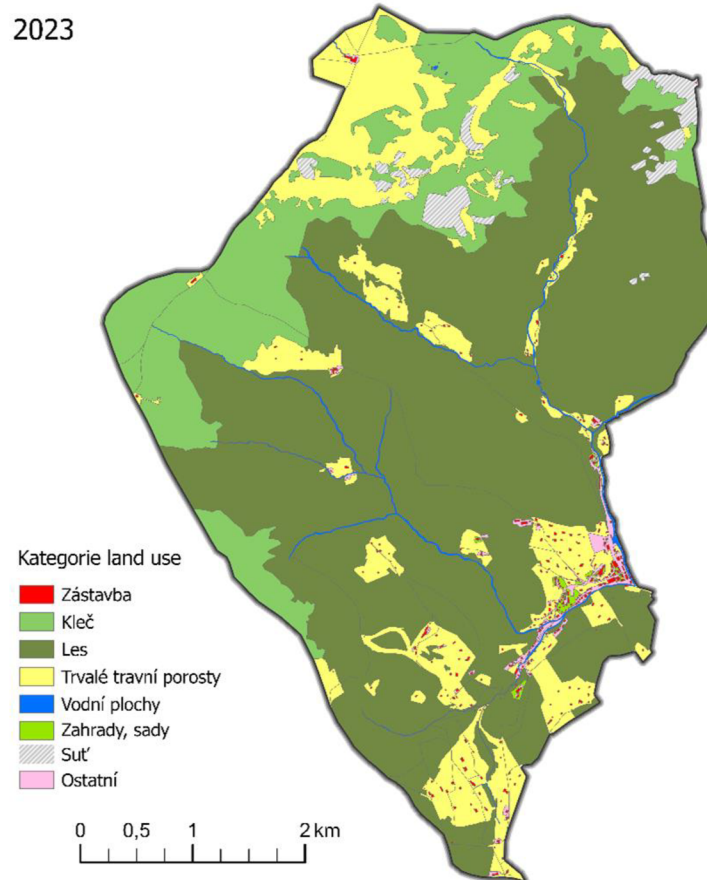
Zdroj: vlastní zpracování

Ačkoliv by se mohlo zdát, že rozšiřování dřevinných a klečových porostů (mj. významných naturových stanovišť) je jevem ryze pozitivním, v krkonošské krajině může představovat řadu rizik. Problém, kterému zdejší krajina čelí, je právě rozšiřování klečových

a lesních porostů napříč jednotlivými horizonty na úkor o mnoho více druhově bohatších ploch *trvalých travních porostů* (Březina et al. 2011). Tímto způsobem postupně plochy *kleče* a *lesů* nabyly více než poloviční podílu celkové rozlohy katastru a dalo by se v podstatě konstatovat, že zde již tvoří matici krajiny (alespoň v nižších polohách). V důsledku rozšíření těchto ploch následně dochází k snížení rozlohy travinných společenstev (Obr. 19), jež se vyskytují ve vyšších nadmořských výškách ale i níže, kde je ohroženo sekundární bezlesí. Kombinace těchto faktorů společně se zvýšeným antropogenním vlivem (v nižších polohách zvláště neúnosné rozšiřování zástavby) způsobuje postupnou degradaci a ubývání těchto stanovišť. To nám ostatně dokládají také data za mikrostrukturu a makrostrukturu krajiny (Příloha 1). V počátečním časovém horizontu, roku 1841, tvořila rozloha *trvalých travních porostů* necelých 40 % území. V současnosti to je pouze již 16,8 %. Lze hovořit o více než dvounásobné ztrátě těchto ploch za posledních přibližně dvě stě let. V případě počtu ploch trvalých travních porostu je tento rozdíl ještě více prohloubený, zde se totiž počet snížil z 329 ploch v roce 1841 na 89 ploch v roce 2023. Je třeba ale poznamenat, že vysoké počty ploch v prvním časovém horizontu jsou spíše dány tehdejšími rozparcelováním luk ve Stablním katastru a jejich následnou vektorizací (což je ostatně vidět i na mapě zobrazené výše viz Obr. 16), a hranice mezi nimi byla častokrát pouze na papíře a v terénu se nevyskytovala. V některých případech mohly ale hranice mezi plochami tvořily remízky, sutě, či kamenné valy (Drobné památky, 2024). Z tohoto důvodu jsou reprezentativnější údaje za rozlohu těchto ploch. Každopádně obě tyto statistiky zaznamenávají klesající lineární trend, jež naznačuje, že budoucnost travinných společenstev nevyhází nejlépe. V případě vybraných metrik největší změnu u *TTP* zaznamenal MSI [3], zde se hodnota průměrného tvaru plošek během jednotlivých horizontů zvyšovala (Příloha 2). To ukazuje na postupné složitější tvary ploch, což může právě reflektovat dopady rozšiřování zastavěných ploch a komunikačních sítí uvnitř a vně ploch *trvalých travních porostů*. V současné době se na území katastru nachází *trvalé travní porosty* převážně v severní a jižní části katastru s občasnými ostrůvky lučních enkláv ve vnitřní části (Obr. 20). Primární bezlesí, jež je lokalizováno ve vyšší nadmořské výšce je ohroženo postupným rozrůstáním *kleče*, zatímco sekundární antropogenně vzniklé čelí hrozbě ze strany antropogenního tlaku a s tím související zvyšující se počet a rozloha zastavěných ploch.

Na základě zjištěných charakteristik pro rok 1841, ještě před rostoucími antropogenními tlaky, byla krajina Pece pod Sněžkou méně fragmentovaná a složitá, s většími a spojitými

plochami což podporovalo vyšší ekologickou stabilitu, biodiverzitu a propojenost v krajině (Janík et al., 2020). Napříč jednotlivými časovými horizonty začaly hodnoty těchto charakteristik klesat a tím ukazovaly na pozvolně se měnící krajinu v důsledku antropogenní činnosti (Příloha 1., Příloha 2.). Zásadní vliv na krajinu měl zejména rozvoj turistického ruchu v polovině minulého století a s ním spojený zvýšený antropogenní tlak na krajinu. V současnosti jsme v Krkonoších, a také v Peci pod Sněžkou, svědky negativního a neudržitelného rozvoje infrastruktury a zástavby, což má následně vliv na plochy přirozeného původu a zejména na vitalitu a diverzitu druhů zde se vyskytujících (Březina et al., 2011; Erlebach, 2018; Janík et al., 2020). Jedním ze zásadních vlivů je zejména kumulativní efekt zástavby a zábor půdy v důsledku plnění komerčních zájmů plynoucích ze stále více neudržitelného turistického ruchu (Březina et al., 2011). Současné trendy ukazují na zvýšenou fragmentaci a potenciální narušení původního krajinnotvorného vzorce, což může mít negativní vliv na ekologické procesy a biodiverzitu v regionu Krkonoš.



Obr. 20: Krajinná struktura Pece pod Sněžkou v roce 2023

Zdroj: vlastní zpracování

7. Struktura a funkcionalita sekundárního bezlesí

Předchozí kapitola se pokusila stručně shrnout vliv lidské aktivity na proměnu přírodního prostředí v oblasti východních Krkonoš, s důrazem na území Pece pod Sněžkou. Vývoj v posledních dvou stoletích vedl k významným změnám, včetně rozšiřování zastavěných oblastí a úbytku přirozených a přírodě blízkých lučních biotopů. Rozvoj infrastruktury a urbanizace spolu s nárůstem turistického ruchu, přispěly k rozkladu a fragmentaci původně souvislých přírodně cenných ploch. To ostatně dokládají i různé studie zaměřené na tuto problematiku a oblast (viz Březina et al., 2011; Janík et al., 2020). Tento trend nepříznivě ovlivňuje biodiverzitu a ekosystémové služby, jako je například přirozená migrace druhů či habitatová funkce oblastí (Osúchová, 2020). Výsledky za Pec pod Sněžkou ukazují na zmenšování lučních a travnatých ploch ve prospěch rozrůstajících se monokultur lesů a klečí společně s rozšiřováním zastavěných ploch. To má za následek snižování pestrosti a zdraví místních ekosystémů. Důraz na ochranu a udržitelné využívání těchto přirozených lučních stanovišť je proto klíčový pro zachování ekologické rovnováhy a podporu biologické rozmanitosti. Opatření zaměřená na ochranu těchto oblastí by měla zahrnovat omezení rozšiřování infrastruktury, podporu tradičního způsobu obhospodařování a obnovu přirozených stanovišť. Toho by mohlo být docíleno pomocí obnovení přirozené konektivity v krajině.

Samotná historie vzniku těchto ploch se může na první pohled z hlediska ekologie jevit jako značně sporná. Tyto plochy do jisté míry vděčí za svoji existenci člověku, kdy primární bezlesí dlouhá staletí kontinuálně obhospodařoval (pastva, klučení) a sekundární bezlesí v montánním stupni přímo založil. Co se týče sekundárního bezlesí, to bylo rozšiřováno převážně pomocí pastvy dobytka (okus dřevin od samotných zvířat) či činností tehdejších budařů během 16. a 17. století, kdy docházelo ke kácení lesních ploch v okolí lučních enkláv v nižších polohách (Fanta a kol., 1969). Tyto plochy byly často rozšiřovány na úkor lesních ploch, a ne vždy se jednalo o přírodě blízký zásah. Můžeme zde pozorovat jedny z prvních negativních dopadů antropogenní činnosti na krajinu Krkonoš. Navzdory tomuto faktu, jsou tyto plochy v rámci svého měřítka momentálně jedny z nejvíce druhově bohatých habitatů flóry na světě a vděčí za to hlavně antropogennímu vlivu, který tyto ekosystémy sekundárně utvářel (Březina et al., 2023). Za poslední tři století se totiž přetvořily v ekosystémy, jež jsou přirozeným stanovištěm pro nespočet endemických druhů. Ve výše položených oblastech jde například o momentálně značně ohrožené Tetřívky, u kterých je jejich

budoucnost značně nejistá zvláště kvůli fragmentaci území a negativnímu vlivu aktivit, vycházejících z turistického ruchu (Flousek et al., 2021). Dále zde pak můžeme nalézt bohatou paletu druhů, která zahrnuje téměř třetinu všech původních rostlin této oblasti, včetně unikátního Zvonku českého (*Campanula bohemika*). Příkladem fascinující biodiverzity je výskyt více než 160 druhů brouků na jednom konkrétním lučním stanovišti (Březina et al., 2011). Různorodost rostlinných společenstev v pohoří, které se pyšní jak značnými výškovými rozdíly, tak různými způsoby užívání půdy, přináší také nečekané setkání rostlin z různých prostředí – od horských až v podstatě po mokřadní druhy (Březina et al., 2011).

Tyto louky, ostatně jako celá oblast KRNAP včetně ochranných pásem, spadají do soustavy Natura 2000. Natura 2000 je rozsáhlý systém chráněných oblastí v Evropě, který byl vytvořen s cílem ochránit určité typy přírodních stanovišť a domoviny druhů, jež jsou považovány za významné na evropské úrovni. Tento systém má za úkol udržet nebo v případě potřeby obnovit přirozené prostředí těchto stanovišť a druhů tak, aby byly zachovány v dobrém stavu z pohledu ochrany přírody. V rámci České republiky se Natura 2000 skládá ze speciálně určených ptačích oblastí a lokalit, které byly vyhlášeny jako evropsky významné (EVL), aby zajistily ochranu a zachování biologické diverzity na národní úrovni v souladu s evropskými směrnici (Zákon č. 114/1992 Sb.). Předmětem ochrany evropsky významné lokality Krkonoše jsou také základní tři typy lučních stanovišť. Jedná se o extenzivní louky nížin a podhůří, horské sečené louky a druhově bohaté smilkové louky lokalizované na silikátových podložích ve výše položených oblastech. Nejhodnotnější jsou poslední zmiňované, a to bohaté smilkové louky (Březina, 2013). Tento typ luk, díky jeho unikátnímu složení flóry a fauny, je v kontextu krkonošské krajiny považován za prioritní předmět ochrany soustavy Natura 2000. Problematikou ochrany a obhospodařování lučních enkláv se zabývají i různé podpůrné programy, skrz které se Správa KRNAP snaží alokovat finanční prostředky na aktivní management. Jedná se například o Program obnovy přirozených funkcí krajiny (POPFK) či Program péče o krajinu (PPK). Zapojené je i obyvatelstvo dotknutých oblastí, kteří na základě příspěvků obhospodařují či sekají hodnotné louky kolem svého obydlí čímž udržují jejich biodiverzitu (Březina, 2013). Z předchozích argumentů vyplývá, že jsou tyto plochy zásadním a důležitým poskytovatelem ekosystémových služeb v kontextu krkonošské krajiny. V případě následného zachování jednotlivých druhů a ekosystémových služeb, které tyto oblasti poskytují, namísto chránění jednotlivých druhů či izolovaných porostů a fragmentů

je potřeba se spíše zaměřit na vzájemné propojení luk, jež bude tvořit souvislý komplex habitatů a tím pádem také vhodnější prostředí pro jednotlivé druhy flóry a fauny (Březina et al., 2023).

Území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy bylo zvoleno záměrně, a to z důvodu nejvyšší četnosti druhově bohatých smilkových luk. Ty jsou sice přítomné i dalších částech národního parku ale jedná se spíše o ojedinělé ostrůvky většího či menšího charakteru (např. Zadní Rennerovky nebo Klínové Boudy), nikoliv o síť blízko sousedících a mozaiku tvořících lučních enkláv, jak je tomu právě na území dvou zmíněných obcí. Krom druhově bohatých smilkových luk jsou plochy sekundárního bezlesí, v oblasti dvou obcí, průběžně vyplňovány vlhkými loukami, horskými sečenými loukami a extenzivně sečenými loukami nížin a podhůří (Březina et al., 2023).

V kontextu struktury a funkčních vlastností ploch sekundárního bezlesí (fragmentace, konektivita) byly zvoleny celkově dva časové horizonty, jež byly z hlediska těchto vlastností následně i hodnoceny. Oba časové horizonty odpovídají stejným horizontům zmíněných již v případové studii (viz kapitola 6.) Prvním z nich je období mapování stabilního katastru, přesněji rok 1841. Toto období se vyznačuje přírodě blízkou, relativně málo pozměněnou krajinou bez větších antropogenních zásahů (nezohledňujeme přeměnu původních lesních ekosystémů). Probíhalo zde, pro tuto dobu typické, budní hospodářství, extenzivní pastva a pravidelně byly tyto plochy sečeny (Flousek et al., 2007) Jako druhý časový horizont byl zvolen rok 2023, který je charakterizován zejména dopady klimatické změny, zvýšeným antropogenním tlakem na krajinu a úbytkem naturových stanovišť právě z důvodu přibývajících zastavěných ploch a úbytkem tradičního hospodářství na úkor neudržitelného cestovního ruchu.

7.1. Struktura sekundárního bezlesí v letech 1841 a 2023

Pro pochopení funkčních vlastností krkonošského sekundárního bezlesí, je potřeba nejprve znát jeho strukturální charakteristiky. Od nich se totiž následně řada krajinných funkcí odvíjí (Forman, Godron, 1993). Některé ze strukturálních charakteristik *trvalých travních porostů* byly již představeny výše, kde jsme se v rámci katastru Pece pod Sněžkou

věnovali nejen sekundárnímu bezlesí, ale také i bezlesí primárnímu a hodnoty byly ovlivněny výše položenými loukami nad horní hranicí lesa. Zde se věnujeme čistě sekundárnímu bezlesí, které vzniklo antropogenním přičiněním, na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v letech 1841 a 2023.

Z metodického hlediska je třeba uvést, že plochy, respektive polygony sekundárního bezlesí, které jsou řešeny v rámci mapování stabilního katastru, byly při vektorizaci rozděleny hranicí pouze v případě, kdy daným polygonem procházela komunikace, nikoliv kdy se jednalo o vlastnickou hranici pozemku, jak tomu bylo u případové studie výše (kapitola 6.). Z hlediska fragmentace a přítomnosti bariér v krajině takové hranice (vynesené pouze na papíře) totiž významnou roli nehrají a v rámci tehdejší krajiny se ani nejednalo o typické hranice pozemků (betonové či pletivové ploty) jaké známe dnes, a zvláště ne v této oblasti. Převážně to byly jisté formy kamenných nánosů (které ostatně poskytují i habitatovou funkci pro nespočet organismů) či například různé formy remízků (Flousek et al., 2007). Samotné cestní sítě jsou jako forma přechodu mezi plochami, respektive bariéry, smysluplnější a lze je takto v rámci vektorizace využít. To je zejména dáno z důvodu antropogenního pohybu na těchto plochách, s čímž je například asociována vyšší úroveň hluku a tím pádem horší prostupnost ploch z pohledu některých organismů (Březina et al., 2023).

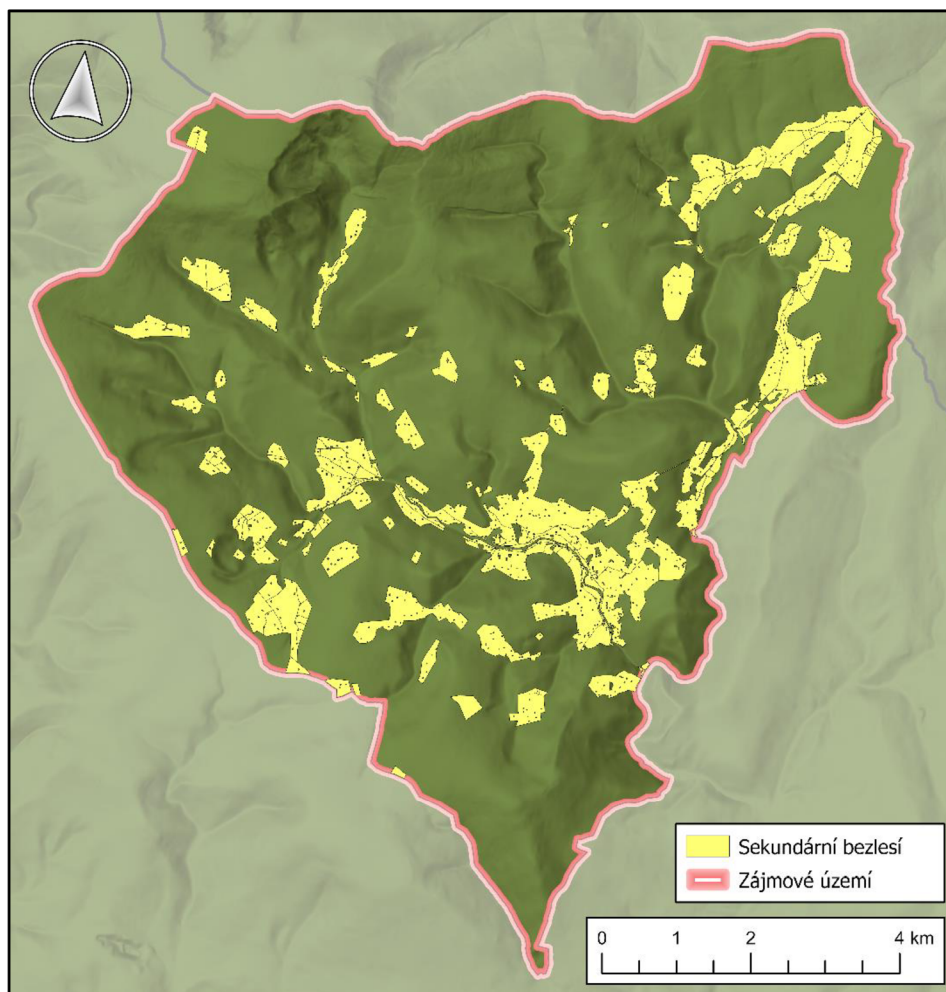
Tab. 2: Vybrané charakteristiky struktury sekundárního bezlesí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v letech 1841 a 2023

Rok	Počet ploch	Rozloha (ha)	Průměrná velikost plošek (MPS) v ha	Délka okrajů (obvod) v km	MPE (km)
1841	275	1 132,69	4,12	298,35	1,08
2023	363	939,19	2,56	352,59	0,96

Zdroj: vlastní zpracování

Struktura sekundárního bezlesí v prvním hodnoceném období (rok 1841) čítala celkový počet 275 ploch s celkovou rozlohou 1132,69 hektarů (Tab. 2). Nižší počet ploch, oproti případové studii, souvisí s výše popsanou situací ohledně ploch stabilního katastru, a dále tento počet také značí, že se dříve jednalo o více či méně souvislé plochy, jež tvořily větší a kompaktnější celky (viz Obr. 21). Tento argument nám ostatně také dokládá tehdejší

hodnota průměrné velikosti plošek MPS [2], která v tomto období činila 4,12 hektarů. Plochy tehdejšího sekundárního bezlesí se rozprostíraly napříč celou krajinou dvou obcí a tvořily kontinuální mozaiku jež se významně podílela na tehdejším krajinném rázu (Obr. 21). Oproti statistikám vázaných na rok 1841, je ale zajímavější, co se děje s jejich vývojem do roku 2023. Při jejich srovnání (Obr. 21, Obr. 22), lze teprve vidět významné dopady zvýšeného antropogenního tlaku na tyto ekosystémy. Zatímco v roce 1841 byla krajina charakterizována nižším počtem, avšak většími plochami enkláv (s průměrnou velikostí 4,12 ha) a kratší celkovou délkou okrajů MPE [1] (298,35 km), do roku 2023 došlo k značné fragmentaci, což je patrné z nárůstu počtu ploch na 363 a zmenšení průměrné velikosti plošek na 2,56 ha. Celková délka okrajů stoupla na 352,59 km, to odráží rozšiřování okrajových efektů s potenciálními negativními důsledky na biodiverzitu a zejména na některé druhy flóry zde se vyskytující, které nemají možnost instantně zareagovat na zmenšující se jádrovou oblast (riziko zarůstání dřevinami a keříčkovitou vegetací). Protiargument by mohl být, že se díky delší hranici okrajů zvyšuje ekotonový potenciál, problém ale nastává ve chvíli, kdy se podíváme na dané místa zblízka. Často se totiž jedná plochy s nevhodně postavenou zástavbou, jež usměrňují tok vod a živin a tím se podporuje rozvoj vegetace, která není pro původní luční ekosystémy typická. To má za následek, že okrajové oblasti, nyní častěji sousedící se zástavbou, jsou náchylnější k rychlejšímu a intenzivnějšímu přenosu živin, což podporuje růst invazivních druhů a plevelů (například šťovík alpský), které mohou narušit původní druhovou skladbu lučních enkláv (Březina, 2013).



Obr. 21: Struktura sekundárního bezlesí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 1841

Zdroj: vlastní zpracování

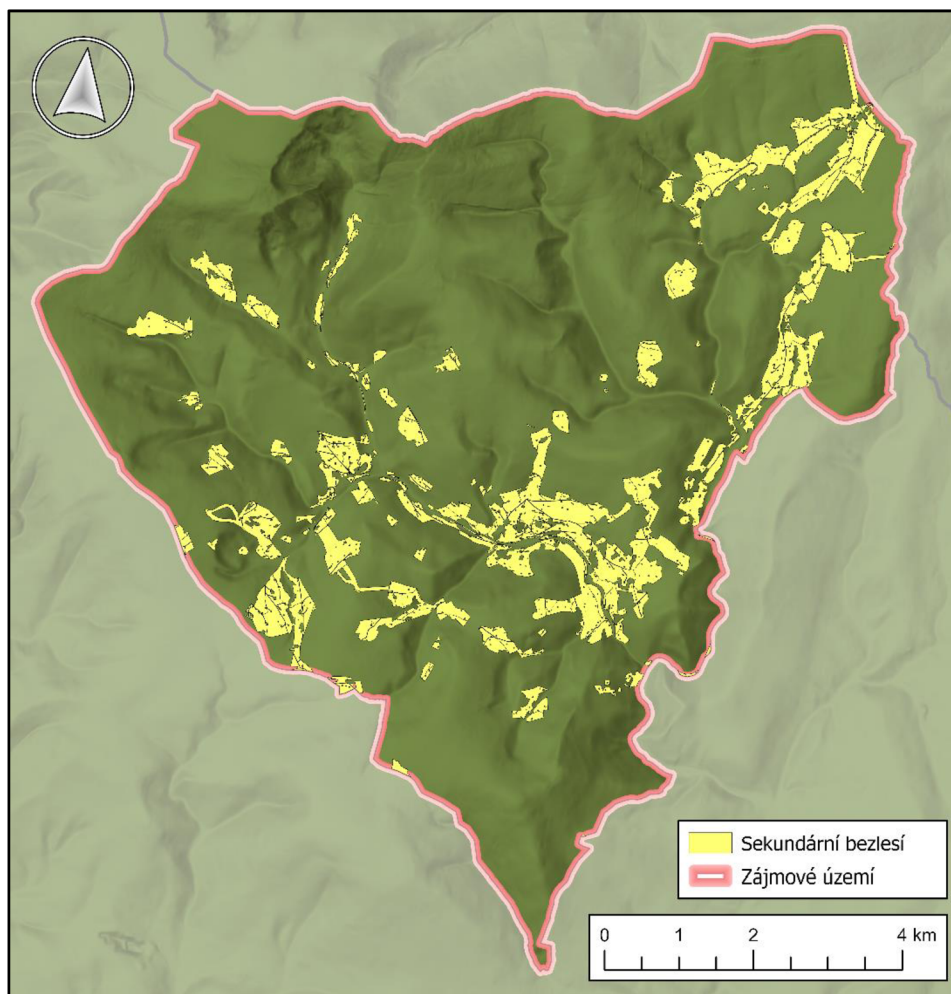
Tab. 3: Vybrané hodnoty indexů celkové struktury sekundárního bezlesí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v letech 1841 a 2023

Rok	MPAR	MSI	MPFD	ED (m/ha)
1841	0,072	1,690	1,381	263,395
2023	0,091	1,911	1,419	375,420

Zdroj: vlastní zpracování

V případě jednotlivých indexů pro hodnocení struktury sekundárního bezlesí vidíme mezi lety 1841 a 2023 zvýšení u každé jednotlivé charakteristiky (Tab. 3). Zvýšení hodnoty MPAR [4] indikuje zvýšení poměru obvodu plochy k její rozloze. To nám ostatně dokládá

také hodnota hustoty okrajů. Na mapě (Obr. 21) můžeme právě vidět, že oproti roku 1841 plochy sekundárního bezlesí nabyly méně kompaktnějšího tvaru a již netvoří souvislou mozaiku ploch. Jedním z příkladů tohoto vývoje je vyšší výskyt ploch, jež mají spíše lineární charakter. Vyšší hodnota MPAR může dále ukazovat na zvýšenou fragmentaci krajiny, neboť menší plochy mají ve vztahu ke své ploše větší obvod. Taková změna ve struktuře lučních enkláv má potenciál vystavit jednotlivé druhy, zejména flóry, vyššímu okrajovému efektu. Hodnota MSI [3] vzrostla z 1,690 na 1,911. To naznačuje, že průměrný tvar plošek se stal nepravidelnějším a složitějším, což mohlo horší údržbu a z toho pramenící zarůstání nežádoucí vegetací. Vyšší hodnota MSI nám v tomto případě indikuje větší vliv antropogenních aktivit, které často vytvářejí složitější a fragmentovanější tvary ploch sekundárního bezlesí. V případě zájmového území to je převážně výstavba nové infrastruktury se spojenou urbanizací. Velmi zřetelně je možné tuto změnu vidět zejména v oblasti intravilánu v oblasti podél řeky Úpy ve středové části (Obr. 21). To nám ostatně odkládá hodnota indexu MPFD [5], který se zaměřuje na složitost obvodových linií. Ten zaznamenal nárůst z hodnoty 1,381 na 1,419. Takový vývoj naznačuje, že plochy sekundárního bezlesí nabyly složitějšího tvaru. Vyšší fraktální dimenze v tomto případě znamená, že hranice ploch sekundárního bezlesí jsou více členité a komplikované, na čemž má největší podíl zejména působení antropogenních změn, jako je například rozparcelování půdy a zábor půdy antropogenními plochami.



Obr. 21: Struktura sekundárního bezlesí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 2023

Zdroj: vlastní zpracování

V závěru lze konstatovat, že analyzovaná data z let 1841 a 2023 nám odhalují podstatné proměny ve struktuře sekundárního bezlesí ve východních Krkonoších. Tyto proměny, reflektované zvýšením hodnot MPAR, MSI, MPFD a hustoty okrajů, jsou důkazem značného přizpůsobení krajinné mozaiky ve prospěch lidských potřeb a aktivit a zároveň opuštěním od tradičního hospodaření na lučních enklávách. Zřetelně se ukazuje, že původně kompaktnější a souvislejší struktura lučních enkláv byla transformována na více fragmentovanou a heterogenní, s převládajícími menšími plochami a vyšší propustností pro antropogenní zásahy. Výstavba nové infrastruktury a rozvoj urbanizace mají přímý dopad na obvodové linie sekundárního bezlesí, což je patrné na vyšší složitosti a nepravidelnosti tvarů plošek. Tento vývoj nejenže omezuje přirozenou regenerační schopnost krajiny, ale zároveň zvyšuje její vulnerabilitu vůči vnějším disturbancím. Změny ve struktuře a

kompozici lučních enkláv zvyšují okrajový efekt a v důsledku toho mohou vést k redukci druhů flóry a fauny, které jsou na tyto enklávy vázané.

Navíc zaznamenaný nárůst v indexu MPFD je svědectvím toho, že přirozené hranice ploch se stávají více fragmentovanými, což komplikuje migraci a pohyb druhů mezi jednotlivými fragmenty a může narušit celkovou ekologickou funkčnost regionu. V kombinaci s intenzivními antropogenními zásahy je tato krajina vystavena kontinuálnímu tlaku, který může bez adekvátních ochranných a managementových strategií vést k trvalé ztrátě cenných přírodních habitatů. Z těchto důvodů lze celkový vývoj struktury sekundárního bezlesí ve východních Krkonoších interpretovat jako postupnou degradaci, která vyžaduje zvýšenou pozornost a aplikaci udržitelných postupů pro ochranu a regeneraci tohoto unikátního ekosystému (Hurford, 2017).

7.2. Funkční vlastnosti sekundárního bezlesí

Strukturální charakteristiky sekundárního bezlesí jsme si uvedli výše. Nyní je potřeba zhodnotit jejich funkční vlastnosti. Tyto vlastnosti jsou často asociované s mírou fragmentace vybraného prvku v krajině nebo rovnou celé krajiny. Kvantifikace fragmentace krajiny a jejich vybraných složek může být provedena různými způsoby (jak jsme si ostatně ukázali v kapitole 4.3.). V případě této práce byly pro hodnocení funkčnosti ploch sekundárního bezlesí vybrány metriky, které adekvátně reflektují fragmentaci a konektivitu ploch sekundárního bezlesí pro roky 1841 a 2023. Dodatečnou metodou pro hodnocení funkčnosti sekundárního bezlesí byla zvolena analýza MSPA, jež dává do souvislosti fragmentaci (funkční vlastnosti) se strukturálními vlastnostmi krajiny (Vogt, 2023).

7.2.1. Konektivita sekundárního bezlesí

V rámci hodnocení konektivity ploch sekundárního bezlesí pro oba časové horizonty byl zvolen takzvaný index konektivity [11] (Gustafson, Parker, 1992). Ten kvantifikuje míru toho, jak jsou jednotlivé plochy sekundárního bezlesí v krajině navzájem propojené.

Vypočítá se jako podíl počtu skutečných spojení mezi plochami vůči maximálnímu možnému počtu takových spojení a výsledek se vyjadřuje v procentech. Vyšší hodnota indexu značí silnější propojení mezi plochami, což obvykle ukazuje na lepší podmínky pro pohyb a migraci organismů v krajině. Jako radius maximální vzdálenosti spojení pro konektivitu byl zvolen 1 kilometr. Taková vzdálenost byla zvolena v souvislosti s rozptylem některých druhů (např. *Tetrao terix*) vyskytujících se v Krkonoších (Flousek et al., 2021). Výpočet indexu proběhl v nástroji Zonal metrics (Adamczyk, Tiede, 2017) v prostředí ArcGIS Pro.

Tab. 4: Dílčí výsledky indexu konektivity pro plochy sekundárního bezlesí v letech 1841 a 2023

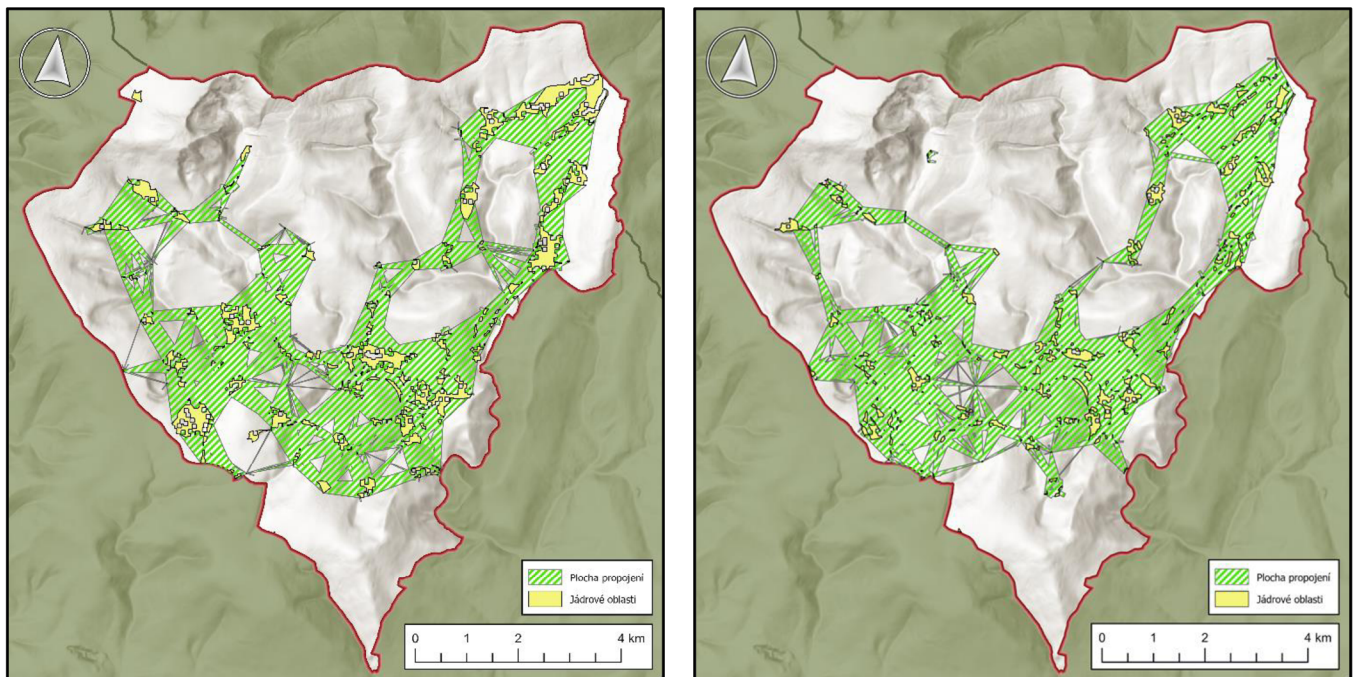
Rok	Podíl spojených ploch vůči celkovému území (%)	Podíl ploch v dosahu 1 km (%)
1841	26,89	63,16
2023	26,09	53,41

Zdroj: Zonal metrics; vlastní zpracování

Na základě prezentovaných dat (Tab. 4), můžeme soudit, že napříč lety došlo ke snížení celkové konektivity ploch sekundárního bezlesí. Dokládají nám to jednotlivé hodnoty indexu konektivity [11]. Hodnota podílu spojených ploch vůči celkovému území klesla z 26,89 % v roce 1841 na 26,09 % v roce 2023. To znamená, že spojitost, tedy schopnost různých ploch bezlesí fungovat jako spojený celek, se za posledních 180 let mírně snížila. Tato mírná změna naznačuje, že oblasti sekundárního bezlesí možná ztrácí kontinuitu v krajině, což může ovlivňovat jejich ekosystémové služby a funkce. Významnější je ale pokles u podílu ploch v dosahu 1 kilometru. Zde výsledný podíl poklesl značněji, a to z 63,16 % na 53,41 %, což ukazuje, že menší procento plochy bezlesí se nyní nachází v radiusu 1 km od určené referenční plochy. Tento významný pokles může být znepokojující, protože naznačuje, že bezlesí je méně přístupné a méně spojené s okolními oblastmi, to může omezovat schopnost druhů migrovat a rozšiřovat se a také může vést k izolaci populací a společenstev.

Na základě grafických výstupů můžeme zaznamenat propojenost sekundárního bezlesí v jednotlivých obdobích (Obr. 22). V roce 1841 byly plochy více spojitě a tvořily více ucelenější a koherentní síť, nežli je tomu v současnosti. Zřetelná je zejména vnitřní plocha propojení, kde v rámci radiusu 1 km docházelo k většímu nahustění ploch spojitosti. V roce

2023 je možné zaznamenat, spíše osamocenější obvodové plochy s výjimkou intravilánu Velké a Malé Úpy, a Pece pod Sněžkou. Vzdálenější plochy sekundárního bezlesí v roce 2023 již netvoří tak hustou síť ploch spojitosti, z čehož můžeme usuzovat že celková fragmentace krajiny v tomto období narostla. Takový vývoj je zejména ovlivněn zvýšeným výskytem antropogenních bariér a zvýšeným zábořem půdy, který souvisí s rozvojem turistů.



Obr. 22: Rozsah propojení ploch sekundárního bezlesí v radiu 1 km na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v letech 1841 (vlevo) a 2023 (vpravo)

Zdroj: Zonal metrics; vlastní zpracování

7.2.2. MSPA analýza

Strukturální charakteristiky, které byly představeny v kapitole 7.1., kvantitativně odráží prostorový vzor sekundárního bezlesí v krajině, nicméně nedokáží plně zahrnout jejich prostorové rozmístění a vlastnosti. Tento aspekt efektivně zvládá takzvaná morfologická analýza prostorových vzorců (MSPA). Metoda nejenže kvantifikuje různé prostorové vzory, ale také tyto prostorové vzory prezentuje graficky, což může být nápomocné například při navrhování konkrétní prostorové strategie zaměřené na optimalizaci plánování

daného území (Lian, Feng, 2022). Lian a Feng (2022) ostatně metodu MSPA využili na výzkum městské zelené infrastruktury a uvádí její přínosy při identifikaci chladnějších částí ploch zelené infrastruktury. Její přínosy jsou zřetelné i při mapování a hodnocení lesních ekosystémů (např. Hernando et al., 2017; Shen et al., 2023).

Kategorie definované v rámci MSPA nabízí detailní pohled na strukturu krajiny, což může být klíčové pro ekologické studie a ochranu ekosystémů (Soile, Vogt, 2022). Stručný význam a popis MSPA jsme si již uvedli v teoretické části práce (viz kapitola 4.2.). Zde jsou významy jednotlivých kategorií v kontextu krajinné ekologie a ochrany ekosystémů (tab. 5):

Tab. 5: Klasifikace sedmi MSPA kategorií a jejich význam v kontextu krajinné ekologie

MSPA Klasifikace	Morfologická definice	Ekologický význam v krajině
Jádro (Core)	Vnitřní oblast plochy kromě obvodu	Větší jádrové oblasti v popředí jsou důležitou součástí ekologické sítě "zdrojů", většinou slouží jako habitaty pro organismy nebo migrační lokality.
Ostrov (Islet)	Izolovaná a příliš malá oblast, aby byla jádro	Malé, izolované nebo slabě propojené jádrové oblasti, ekvivalent "ekologických ostrovů" v ekologické síti, mohou sloužit jako „stepping stones“.
Perforace (Perforation)	Vnitřní obvod plochy	Přechodová zóna mezi jádrem a pozadím uvnitř jádra, působí jako hrana s efekty okraje, např. zastavěná plocha.
Hrana (Edge)	Vnější obvod plochy	Přechodová zóna mezi jádrem a pozadím, působící jako okraj, např. lesní ekoton.
Smyčka (Loop)	Připojena ke stejné jádrové oblasti	Propojené koridory uvnitř stejné jádrové oblasti sloužící pro výměnu materiálů a energie.
Most (Bridge)	Připojen k odlišné jádrové oblasti	Koridory používané k propojení různých jader, které jsou kanály pro výměnu energie a materiálů mezi sousedními jádrovými plochami.
Větev (Branch)	Připojena na jednom konci k okraji, perforaci, mostu nebo smyčce	Element, jež rozšiřuje plochu popředí (sekundárního bezlesí).

Zdroj: Upraveno dle Soile, Vogt (2009)

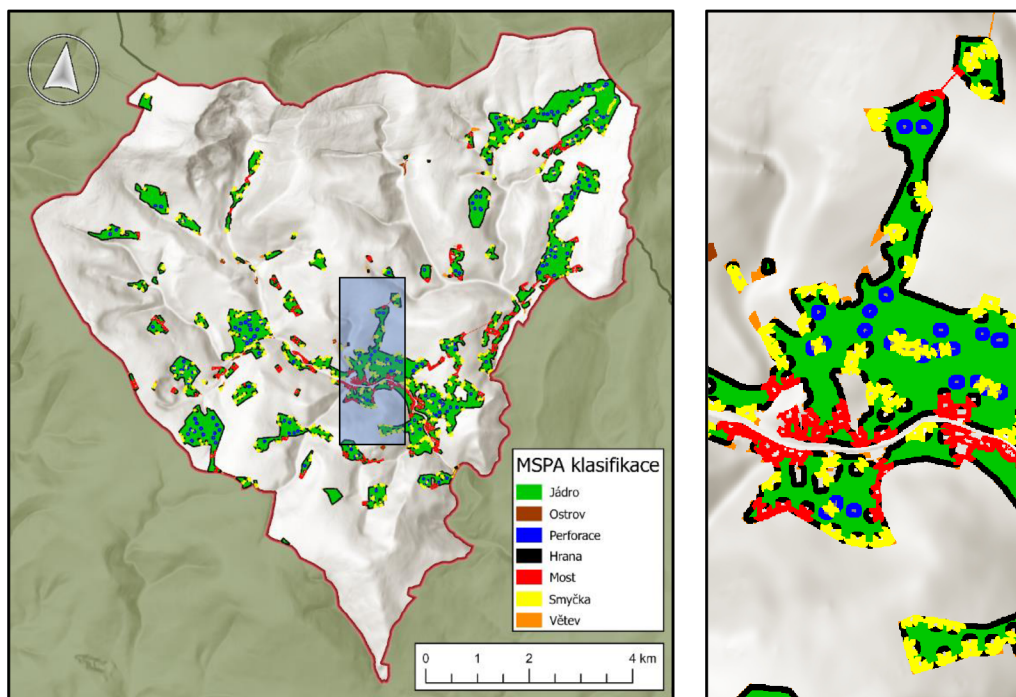
Analýza MSPA pro sekundární bezlesí obou časových horizontů proběhla v prostředí GUIDOS Toolbox (Soile, Vogt, 2022). Jako vstupní data byly použity, stejně jako u fragmentační entropie, vrstvy sekundárního bezlesí v rastrovém formátu v rozlišení pixelu 2x2 m. Tato data jsou následně převedena do binární stupnice s hodnotami 1 a 2. Kdy hodnota 2 symbolizuje zájmovou plochu (území) a je takzvaným popředím (foreground), v tomto případě plochy sekundárního bezlesí. Hodnota 1 symbolizuje plochu pozadí (background) a představuje oblast, jež není hodnocena v rámci analýzy MSPA. Následně je třeba zvolit šířku okraje, tzv. edge width, jež se udává v pixelech. Tato hodnota nám v podstatě říká, jak široké budou hrany mezi jednotlivými kategoriemi MSPA analýzy. Na základě této hodnoty se následně i proměňují jednotlivé kategorie MSPA. Zvýšení šířky může mít například za účinek, že relativně malé komponenty obrazu (zájmového území) mohou změnit svou kategorii. Pro různé typy operací se volí různé šířky okraje, a mimo to záleží také na měřítku zkoumaného území. V případě této práce byla na základě testování zvolena šířka okraje 10 pixelů neboli 20 metrů. Tato hodnota by měla rovněž adekvátně reflektovat takzvaný okrajový efekt v kontextu lučních společenstev a lučních ekosystémů obecně (Barrios et al., 2018).

Tab. 6: Rozloha jednotlivých MSPA kategorií sekundární bezlesí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 1841 a 2023

MSPA Klasifikace	1841		2023		Rozdíl mezi lety 1841 a 2023 (ha)
	%	ha	%	ha	
Jádro	48,45	548,79	37,00	347,50	-201,29
Ostrov	0,44	4,98	1,46	13,71	8,73
Perforace	6,70	75,89	2,03	19,07	-56,83
Hrana	37,64	426,35	44,54	418,31	-8,03
Smyčka	2,77	31,38	2,45	23,01	-8,37
Most	2,12	24,01	8,85	83,12	59,10
Větev	1,88	21,29	3,67	34,47	13,17
Celkem	100	1 132,69	100	939,19	-193,51

Zdroj: GUIDOS; vlastní zpracování

Jak již bylo výše zmíněno, výsledné hodnoty MSPA analýzy jsou exportovány jak kvantitativně (Tab. 6), tak také v grafické formě (Obr. 23 a Obr. 24). Při vzájemném porovnání za roky 1841 a 2023 můžeme identifikovat proměnu funkčních vlastností sekundárního bezlesí. Během počátečního období (1841), převládá v krajině se skoro polovičním podílem (48,5 %) kategorie *jádro* s celkovou rozlohou 548,79 hektarů. Na základě této statistiky můžeme předpokládat, že tehdejší oblasti sekundárního bezlesí tvořily významnější habitatové a migrační lokality. O to závažnější je jejich ztráta a postupná degradace v následujícím období (2023), kdy bylo identifikováno pouze 347,5 hektarů jádrových oblastí. Jedná se o celkové snížení výměry o více než 200 hektarů a pokles na 37 % výměry oblasti v současnosti. Logicky by se nabízelo tvrzení, že při poklesu rozlohy jádrových oblastí se bude zvyšovat jejich hrana. A vzhledem k nárůstu počtu ploch zástavby (viz kapitola 6.1.) by mělo dojít i k vyššímu nárůstu kategorie perforací. K tomu ale v rámci kvantitativních údajů (Tab. 6) nedochází, a je to v důsledku nastavených parametrů šířky okraje (edge width). Vzhledem k tomu že tato hodnota činí 20 metrů, ostatní kategorie MSPA analýzy jako je *most* či *smýčka* v podstatě nahradily ty oblasti na kterých by byl pixel klasifikován jako kategorie *hrana* či *perforace*. Na tomto názorném příkladu vidíme problematiku zvolené šířky hrany. Z toho důvodu, spíše pozorujeme nárůst kategorie *most*, a to celkem o 59,1 hektarů. Děje se tak v případech, kdy se v blízkosti pixelu okrajové oblasti vyskytuje (do 20 metrů) další polygon sekundárního bezlesí, respektive je mezi jednotlivými polygony do této vzdálenosti bariéra. V podstatě lze tyto oblasti považovat za více fragmentované, jelikož v relativně malém prostoru (řekněme například 20 m²) je fragmentaci krajiny vystavena větší část ploch sekundárního bezlesí, než kdyby se jednalo pouze o samostatný polygon bez dalších sousedících ploch a vnitřních perforací. Z toho důvodu došlo také k navýšení kategorie *ostrov*. Kromě fragmentace je na základě MSPA analýzy v současnosti oblast také vystavena vyššímu okrajovému efektu, což může mít za následek ještě dodatečné snížení biodiverzity ploch sekundárního bezlesí a koncentraci druhů, zejména flóry, do středových částí jádrových oblastí. To nám dokládá navýšení hodnot zejména kategorií *větev* a *most*.

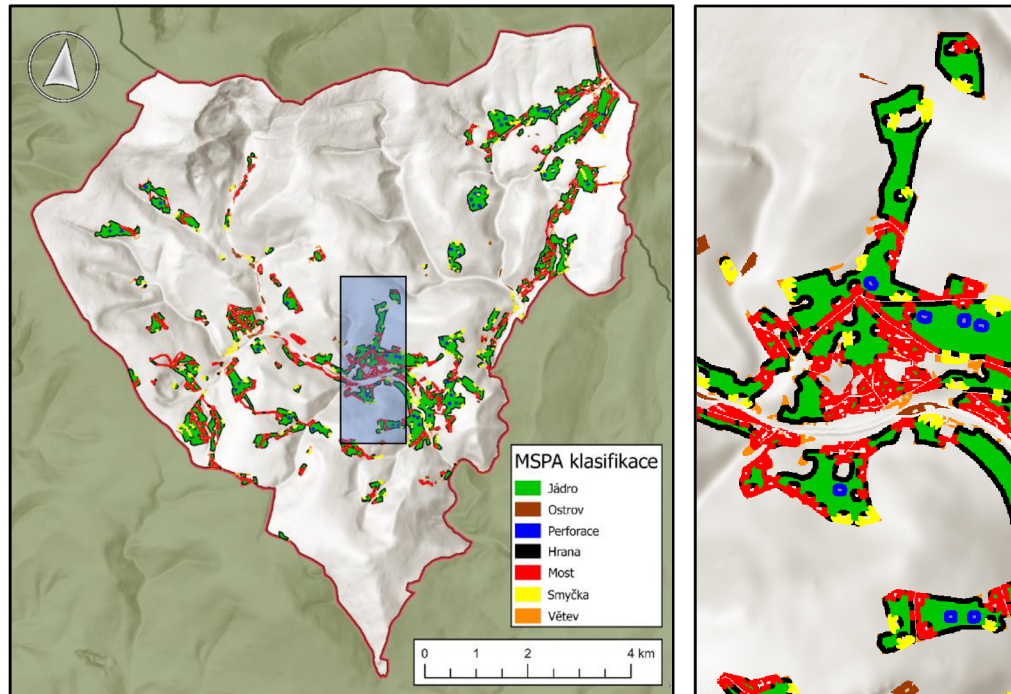


Obr. 23: Plochy sekundárního bezlesí klasifikované dle MSPA analýzy na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy s detailem na intravilán Malé Úpy v roce 1841

Zdroj: GUIDOS; vlastní zpracování

Více než kvantitativní údaje o dynamice krajinných změn, nám poskytují detailnější pohled grafické výstupy, respektive mapy sekundárního bezlesí klasifikované podle MSPA (Obr. 23, Obr. 24). Na nich můžeme rozpoznat rozložení jednotlivých kategorií MSPA sekundárního bezlesí napříč zájmovým územím. Výhodou MSPA analýzy (ve srovnání se strukturálními aspekty, které byly řešeny v kapitole 7.1.), je možnost hodnocení funkčnosti jednotlivých plošek z hlediska fungování krajiny, a to díky kategorizaci MSPA (tab. 5). V rámci současného období lze především pozorovat výraznou převahu kategorie *most*. Nárůst této kategorie jsme si vysvětlili již výše. I přes to, že z hlediska podílu na ploše je až třetí v rámci zájmového území, lze vizuální převahu této kategorie zaznamenat prakticky okamžitě (Obr. 24). Jako příklad lze uvést oblast intravilánu Malé Úpy v severovýchodním okraji území a intravilán Velké Úpy ve středové části podél toku řeky Úpy. Zde jednak pozorujeme celkové zmenšení ploch sekundárního bezlesí (hlavně jádrové oblasti), ale také výraznou vizuální, a také kvantitativní (viz Tab.6), převahu kategorie *most* oproti předchozímu období, kde se v rámci této oblasti dříve více vyskytovaly *perforace* anebo *smyčky*. Obě tyto kategorie ale zaznamenaly pokles právě na úkor kategorie *most*. Při přiblížení na konkrétní oblasti můžeme také zaznamenat v současnosti zvýšený výskyt kategorií *větví* a *ostrovů*. Jejich vznik je zapříčiněn zejména přeměnou a fragmentací dřve

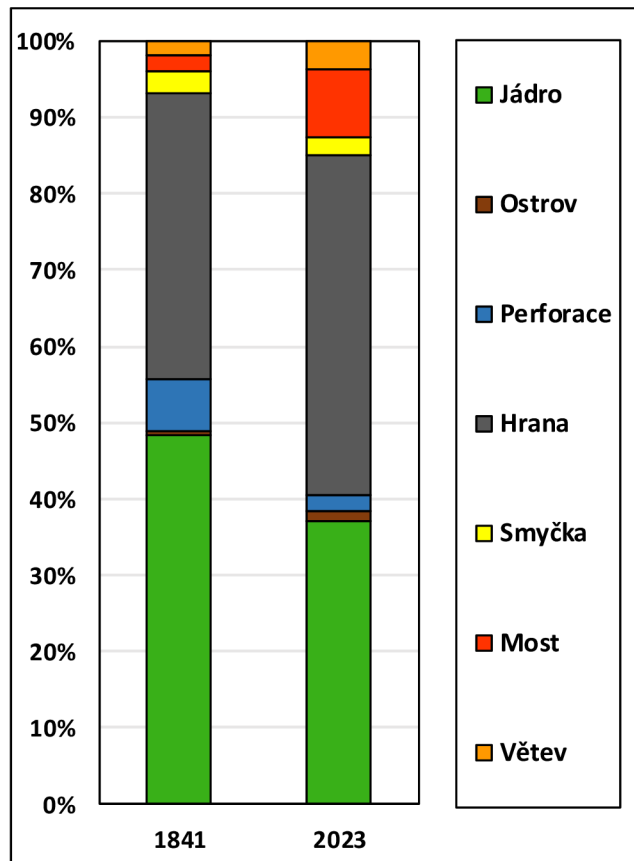
hodnotnějších a kompaktnějších ploch. O to více je alarmující jejich nárůst, který značí pozvolný rozklad na méně hodnotné části a z toho pramenící ohrožení těchto ekosystémů.



Obr. 24: Plochy sekundárního bezlesí klasifikované dle MSPA analýzy na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy s detailem na intravilán Malé Úpy v roce 2023

Zdroj: GUIDOS; vlastní zpracování

Dle výsledků MSPA analýzy můžeme soudit, že plochy sekundárního bezlesí zaznamenávají postupnou degradaci, a především fragmentaci jednotlivých stanovišť. Na základě celkové MSPA analýzy pozorujeme zejména procentuální snížení rozlohy jádrových oblastí a navýšení podílu kategorií hran a mostů (Obr. 25). Samotné navýšení přechodných oblastí (*most*, *větev*) by nemuselo být problematické, kdyby se na těchto plochách vyskytovaly především větší obratlovci, ti by mohli díky těmto plochám lépe migrovat a efektivněji je využívat. Problém, kterému ale tyto oblasti čelí, je ten, že plochy sekundárního bezlesí jsou hlavně stanovištěm pro druhy flóry a často pro druhy jež jsou endemité (Březina et al., 2023). Tyto druhy nemohou nově vzniklé přechodové oblasti využít a jsou ohroženy spíše více ze strany úbytku jádrových oblastí a nárůstu rozlohy hraničních oblastí jako je právě *hrana* či *most*.



Obr. 25.: Procentuální podíl MSPA kategorií sekundárního bezlesí v letech 1841 a 2023

Zdroj: vlastní zpracování

7.2.3. Fragmentace sekundárního bezlesí

Pro hodnocení fragmentace sekundárního bezlesí byly zvoleny celkem tři metriky: efektivní velikost oka (m_{eff}), fragmentační entropie a index blízkosti (proximity index). Efektivní velikost oka vychází z prostupnosti krajiny, fragmentační entropie měří rozdrobenost a izolovanost habitatů a index blízkosti hodnotí propojenost habitatových plošek napříč krajinou. Výpočty byly provedeny v prostředí software V-LATE a GUIDOS Toolbox. Detailní charakteristika jednotlivých metrik je vysvětlena v kapitole 4.3. Pro vizuální reprezentaci byl vytvořen i mapový výstup fragmentace, jež vychází z možnosti „FAD-MS“ v GUIDOS Toolbox (viz dále).

Tab.7: Metriky zvolené pro hodnocení fragmentace sekundárního bezlesí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 1841 a 2023

Metriky fragmentace	1841	2023
Effective mesh size (m ²)	232 312,97	86 391,61
Frag. entropy	1,75	2,53
Proximity index (jádrové oblasti nad 1 ha)	26,53	12,59

Zdroj: vlastní zpracování

Metrika, která hodnotí fragmentaci z hlediska prostupnosti krajiny a na základě volného pohybu krajinou se nazývá efektivní velikost oka m_{eff} (Effective mesh size). Poskytuje kvantitativní vyjádření prostupnosti krajiny, zohledňujíc působení bariér, které omezují volný pohyb organismů krajinou. U této metriky jde v podstatě o to, že čím vyšší je počet bariér v krajině, v našem případě u ploch sekundárního bezlesí, tím nižší je efektivní velikost oka (viz kapitola 4.3.). Efektivní velikost oka byla spočítána v prostředí toolboxu V-LATE. Jako vstupní data posloužily vektorové vrstvy sekundárního bezlesí za oba časové horizonty. Výsledné hodnoty m_{eff} [8] výstižně reflektují strukturální charakteristiky z předchozí kapitoly 7.1. V roce 1841 byla struktura sekundárního bezlesí více kompaktní a souvislá a tvořila v podstatě více či méně propojený celek. To nám také dokládá výsledná hodnota m_{eff} za tento rok, která pro dané období činí 232 312,97 m² (Tab.7). Vysoká hodnota m_{eff} značí, že krajina byla schopna podporovat efektivní pohyb a distribuci druhů, což přispívalo k udržení biodiverzity a funkčních ekosystémových služeb, jako je opylování, rozšiřování semen či migrace divoké fauny (Forman, Godron, 1993). Pokles hodnoty m_{eff} na 86 391,61 m² v dalším hodnoceném období, roku 2023, ukazuje na výrazně zvýšenou míru fragmentace sekundárního bezlesí. Zde se nám opět odráží strukturální aspekty zmíněné v předchozí kapitole. Výsledná hodnota je především dána zvýšenou urbanizací a výskytem bariér jako jsou silnice či zastavěné plochy (viz kapitola 7.1). Nižší hodnota efektivní velikosti oka také signalizuje zhoršení kvality habitatů a zmenšení prostorových možností pro druhy závislé na specifických podmínkách sekundárního bezlesí kde to jsou typické druhy jako Zvonek český (*Campanula bohemika*), Všivec lesní (*Pedicularis sylvatica*), či Všivec krkonošský (*Pedicularis sudetica*) (Březina et al., 2023).

Dále byla pro hodnocení fragmentace zvolena fragmentační entropie, která měří míru rozdrobenosti plošek (habitatů) v krajině. Zde jako vstupní data posloužily vrstvy sekundárního bezlesí převedené do rastrového formátu. Rozlišení jednoho pixelu bylo

zvoleno 2x2 metry pro co největší přesnost výsledků. Převod do rastrového formátu byl v tomto případě nezbytný, jelikož výpočet metriky byl proveden v prostředí GUIDOS Toolbox, který podporuje pouze rastrové formáty. V roce 1841 měla fragmentační entropie hodnotu 1,75, což ukazuje na relativně nižší úroveň fragmentace, zatímco v roce 2023 tato hodnota vzrostla na 2,53 a signalizuje zvýšenou fragmentaci ploch sekundárního bezlesí. Hodnoty fragmentační entropie [9] můžeme interpretovat tak, že vyšší hodnota v roce 2023 (ve srovnání s rokem 1841), reflektuje postupnou tvorbu více izolovaných a menších plošek habitatů. To znamená, že plochy sekundárního bezlesí jsou nyní více rozdrobené s vyšším počtem překážek a osamocených plošek (ostrůvků), což má následně opět vliv na volný pohyb organismů krajinou a může mít negativní dopad na biodiverzitu, ekosystémové služby, a především na propojenost habitatů a počty druhů. Tyto výsledky je možné opět podpořit strukturálními aspekty z předchozí kapitoly (Tab. 2, Obr. 21). Zejména jde o snížení hodnot MPS a počtu jednotlivých plošek.

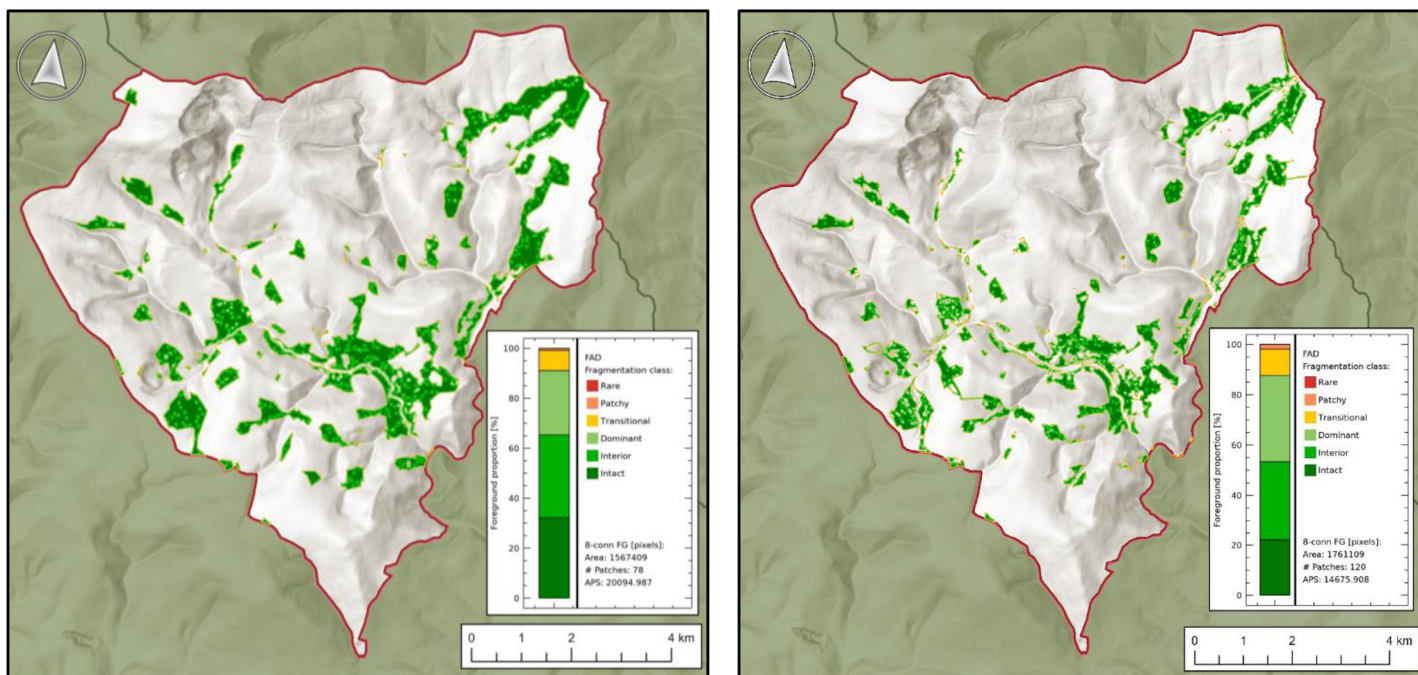
Třetím zvoleným indexem pro hodnocení fragmentace sekundárního bezlesí je index blízkosti. Ten kvantifikuje vzájemnou blízkost plošek stejného druhu (v tomto případě jádrové oblasti s rozlohou větší než 1 hektar) v krajině. Výpočet této metriky proběhl v prostředí V-LATE. Jako buffer zóna byla v toolboxu zvolena celková rozloha oblasti. Výsledné hodnoty tudíž reflektují blízkost každé jednotlivé plošky ke každé plošce vyskytující se v rámci rozlohy území. Vstupními daty byly vektorové vrstvy jádrových oblastí sekundárního bezlesí nad 1 hektar pro roky 1841 a 2023. Tato vrstva je definována dále v kapitole 7.3.1, kde se práce věnuje jádrovým oblastem. Vyšší hodnota u indexu [10] značí, že plošky jsou k sobě blíže a je menší jejich izolovanost a větší propojenost v rámci krajiny. Naopak, nižší hodnota indexu indikuje větší rozptýlení a izolovanost plošek. Hodnota indexu za rok 1841 činila 26,53 a implikuje, že v tomto období byly jádrové oblasti sekundárního bezlesí blíže k sobě a byly větší, což je znakem menší míry izolovanosti a vyšší propojenosti těchto oblastí v krajině. Výsledná hodnota je především projevem kompaktnější a méně fragmentované krajiny. Na druhé straně, hodnota 12,59 pro rok 2023 ukazuje na výrazné snížení prostorové blízkosti a velikosti jádrových oblastí sekundárního bezlesí, což naznačuje zvýšenou fragmentaci a izolovanost těchto oblastí v krajině. Tento trend je převážně důsledkem antropogenních vlivů, jako je rozvoj infrastruktury, urbanizace a zábor půdy, které vedou k rozdělení původně souvislejších oblastí na menší a více izolované fragmenty. To ostatně můžeme vidět na příložených obrázcích v kapitole 7.1.

Dále byl v rámci hodnocení fragmentace vytvořen mapový výstup, jenž vychází z nástroje „FAD-MS“ v prostředí softwaru GUIDOS. Výsledná mapa a z ní vycházející kvantitativní údaje disponují celkem šesti fragmentačními třídami, které jsou zobrazeny v pruhovém grafu (Obr. 26). Celkem šest těchto tříd je následně kvantifikováno na základě podílu na celkové ploše (Tab. 8.). Oblasti klasifikované třídami *rare*, *patchy* a *transitional* lze považovat za značně fragmentované a degradované v důsledku blízkému vystavení okrajů antropogenním plochám. U těchto tříd navíc vidíme i pozvolný nárůst během dvou sledovaných období. Třída *dominant* charakterizuje oblast, kde jsou již znatelné některé fragmentační vlivy, a může se jednat například o rozptýlenější části sekundárního bezlesí. V 2023 u této třídy pozorujeme nárůst o přibližně 34 hektarů. Třída *interior* označuje velké, souvislé a minimálně narušené oblasti vegetačního pokryvu. V nich se následně nachází třída *intact*. Jedná se o jádrové, centrální části habitatů, a v kontextu fragmentace jsou nejvíce izolované od vnějších zásahů. Obě tyto třídy zaznamenaly výrazný pokles (v hektarech), což nám odráží stále sílící antropogenní tlak na plochy sekundárního bezlesí.

Tab. 8: Výměra jednotlivých fragmentačních tříd pro oblast sekundárního bezlesí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v letech 1841 a 2023

FAD-MS Fragmentační třídy	1841		2023		Rozdíl mezi lety 1841 a 2023 (ha)
	%	ha	%	ha	
Rare	0,00	0,03	0,01	0,08	0,06
Patchy	0,89	9,38	1,88	17,65	8,27
Transitional	8,08	88,21	10,50	98,61	10,41
Dominant	25,72	287,15	34,29	322,01	34,86
Interior	33,13	380,23	31,23	293,27	-86,96
Intact	32,18	367,70	22,10	207,54	-160,16
Celkem	100,00	1 132,69	100,00	939,19	-193,51

Zdroj: GUIDOS; vlastní zpracování



Obr. 26: Fragmentace sekundárního bezlesí dle FAD-MS analýzy se zvoleným oknem 27x27 pixelů na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 1841(vlevo) a 2023 (vpravo)

Zdroj: GUIDOS; vlastní zpracování

V průběhu času došlo ve východních Krkonoších k výraznému zvýšení fragmentace sekundárního bezlesí, z čehož lze především vinit rostoucí antropogenní tlak a jeho dopady na cenné luční ekosystémy. Zvolené metriky, včetně efektivní velikosti oka, fragmentační entropie a indexu blízkosti, konzistentně ukazují na pokles propojenosti a zvýšenou izolovanost ploch sekundárního bezlesí. Stejně tak byl tento trend potvrzen grafickými výstupy fragmentace z „FAD-MS“. Zvýšená úroveň fragmentace ploch sekundárního bezlesí je důsledkem urbanizace, rozvoje infrastruktury a zaboru půdy, které vedou k rozdělení původně souvislejších oblastí na menší a více izolované fragmenty. Taková změna v krajině má značné ekologické dopady, včetně snížení biodiverzity, zhoršení kvality habitatů a omezení volného pohybu organismů, což ztěžuje udržení funkčních ekosystémových služeb. Výsledky hodnocení fragmentace a jejich funkčních vlastností tak zdůrazňují nutnost ochranných a obnovovacích opatření pro zlepšení propojenosti habitatů a podporu ekologické integrity sekundárního bezlesí ve východních Krkonoších.

7.3. Návrh ekologické sítě sekundárního bezlesí

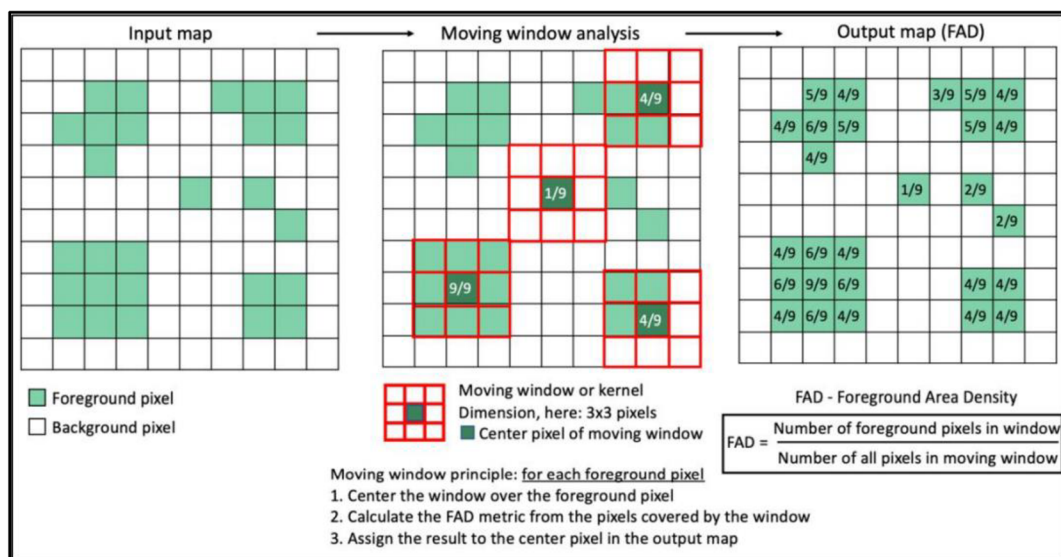
Důležitou součástí a v podstatě i vyústění této odborné práce je návrh konektivity ploch sekundárního bezlesí východních Krkonoš. Předešlé kapitoly se věnovaly jak strukturálním aspektům celkové krajiny východních Krkonoš (case study Pec pod Sněžkou), tak i funkčním a strukturálním vlastnostem samostatným lučních ekosystémů. V těchto kapitolách šlo o to dokázat a prezentovat vývoj krajiny a jejích funkcí a poukázat na postupnou degradaci druhově cenných stanovišť z důvodu zvýšeného antropogenního tlaku na krajinu a s ním související zábor půdy a úbytek ploch ekosystémů. Jak již bylo vysvětleno teoretické části, právě konektivita a celková propojenost a prostupnost krajinou přispívá k obnově jejich přirozených funkcí a ekosystémových služeb. Toho lze dosáhnout i v případě sekundárního bezlesí, kde jde zejména o obnovu funkce habitatové či obnovu ekosystémových služeb jež poskytují biodiverzitu zdejší krajině.

7.3.1. Identifikace jádrových oblastí

Pro návrh ekologické sítě je nejprve potřeba identifikovat a lokalizovat nejdůležitější jádrové oblasti, které rovněž většinou představují centra biodiverzity. Na základě poznatků představených v teoretické části, by to v krajině, na níž je vyvíjen antropogenní tlak, měly být co nejméně fragmentované části krajiny. Jedná se o krajinné složky (stejného typu) s největší mírou fragmentace. Takové oblasti totiž disponují ještě zachovalými společenstvy a nejsou tolik exponovány vůči vnějším vlivům (Barrios et al., 2018). Tyto oblasti následně budou sloužit jako uzly propojení jednotlivých enkláv. Jeden ze způsobů identifikace těchto oblastí je například použití MSPA analýzy, jak jsme si ostatně ukázali výše. Identifikací jádrových oblastí umožňují i další aplikované nástroje. Pro potřeby návrhu konektivity v této práci byl využit nástroj pro hodnocení fragmentace (FAD-MS).

Pro vytvoření těchto vrstev posloužil opět software GUIDOS Toolbox. V případě identifikace jádrových oblastí byla do prostředí GUIDOS Toolbox nahrána rastrová vrstva sekundárního bezlesí za rok 1841 a 2023 s rozlišením pixelu 2x2 m. Opět bylo potřeba převést rastr do binární soustavy, kdy plochám bezlesí (popředí) byla přiřazena hodnota 2 a plochám pozadí (background) byla přiřazena hodnota 1. Následně byla využita analýza fragmentace „Multiple observation scale“ a v rámci ní možnost „FAD-MS“ neboli

„Foreground area density – multiscale“. Tato analýza poskytuje efektivní zhodnocení fragmentace na základě celkově pěti „oken“ s rozměry 7x7, 13x13, 27x27, 81x81 a 243x243 pixelů, kdy fragmentace jednotlivých ploch je hodnocena v těchto rozměrech. Pro účely této práce bylo zvolen rozměr 27x27 pixelů (54x54 metrů). Zvolené rozlišení poskytuje dostatečný detail pro identifikaci menších fragmentů a zároveň zachovává celkový přehled o větších strukturálních jednotkách v krajině. Princip fungování výpočtu je následovný. Na každý pixel popředí (sekundární bezlesí) vstupní mapy je aplikováno analytické okno (v tomto případě v rozlišení 27x27 pixelů). V rámci tohoto okna je vypočítán index vzoru, který je následně přiřazen na stejnou pozici na výstupní mapě. Tento proces se opakuje pro každý pixel popředí vstupní mapy. Uvnitř každého analytického okna se vypočítá hustota pixelů popředí, což je poměr počtu pixelů sekundárního bezlesí (popředí) vzhledem k celkovému počtu pixelů (i pozadí) v analytickém okně. Tento poměr je následně přiřazen středovému pixelu výstupní mapy (Obr. 27).



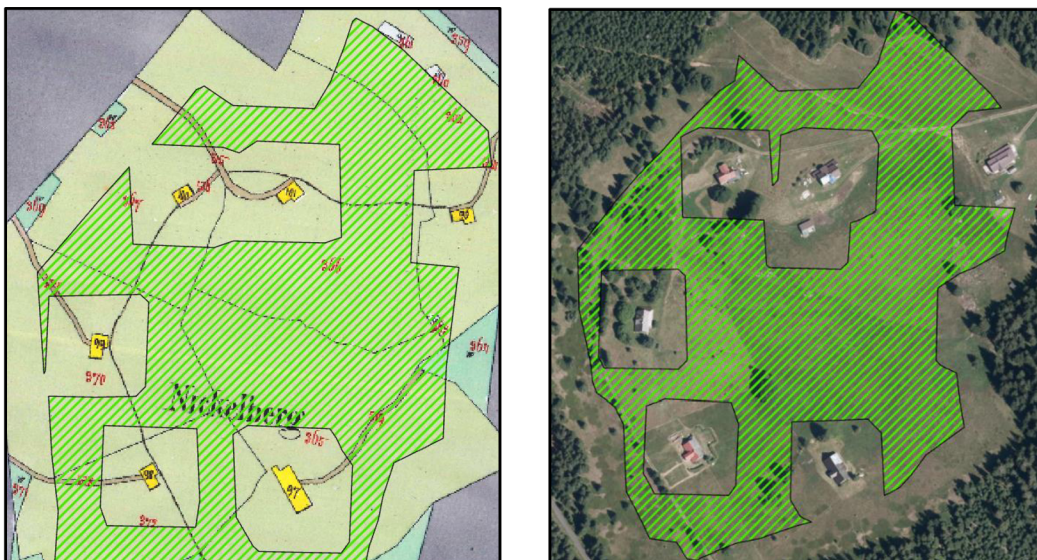
Obr. 27: Princip výpočtu FAD-MS: pohyblivé okno velikosti $n \times n$ (zde 3×3) je umístěno nad daným pixelem v popředí, je vypočítána metrika a výsledná hodnota je přiřazena na stejné místo na výstupní mapě. Centrální panel ukazuje čtyři příkladové lokace pro ilustraci procesu

Zdroj: Vogt (2023)

Následně je vytvořena mapa fragmentace sekundárního bezlesí. Pro každé z pěti měřítek je exportována mapa, která zobrazuje hodnoty FAD pro každý pixel popředí (viz Tab. 8, Obr. 26).

V případě identifikace jádrových oblastí nás zajímá pouze poslední kategorie, a to třída *Intact*. V rámci této kategorie se totiž jedná o území s vysokou hustotou lučního krajinného

pokryvu, které jsou minimálně ovlivněny antropogenními prvky nebo jinými fragmentačními vlivy. Tato třída zahrnuje oblasti s velmi vysokým podílem lučního pokryvu ve vztahu k celkovému počtu pixelů v analytickém okně (27x27 pixelů). Typicky to jsou oblasti, kde je v rámci veškerých pixelů pokrytí pixely popředí (sekundárního bezlesí) větší než 90 % analyzovaného prostoru. V kontextu lučních ploch tato třída označuje rozsáhlé, spojitě a ekologicky koherentní oblasti sekundárního bezlesí, které jsou schopny udržet si své ekosystémové funkce bez významného narušení. Tyto oblasti jsou charakterizovány malým počtem nebo úplnou absencí fragmentačních prvků (alespoň v jejich bezprostřední blízkosti), jako jsou cesty, zástavba nebo jiné typy infrastruktury, které by mohly narušovat kontinuitu těchto ploch.



Obr. 28: Příklad jádrové (*Intact*) oblasti při zvolení FAD-MS okna 27x27 pixelů (vlevo rok 1841, vpravo rok 2023)

Zdroj: vlastní zpracování

Pro analýzu konektivity byly vybrány právě oblasti kategorizované jako *intact* (Obr. 28). Na obrázku můžeme vidět, že tato třída dostatečně reflektuje fraktální geometrii a bude adekvátně sloužit jako jádrové, potažmo prioritní oblasti pro návrh konektivity. Jádrové oblasti jsou využity jako vstupní vrstva jak pro modelaci konektivity v prostředí GUIDOS, tak také pro modelaci v prostředí toolboxu Linkage mapper v ArcGIS Pro.

7.3.2. Návrh konektivity

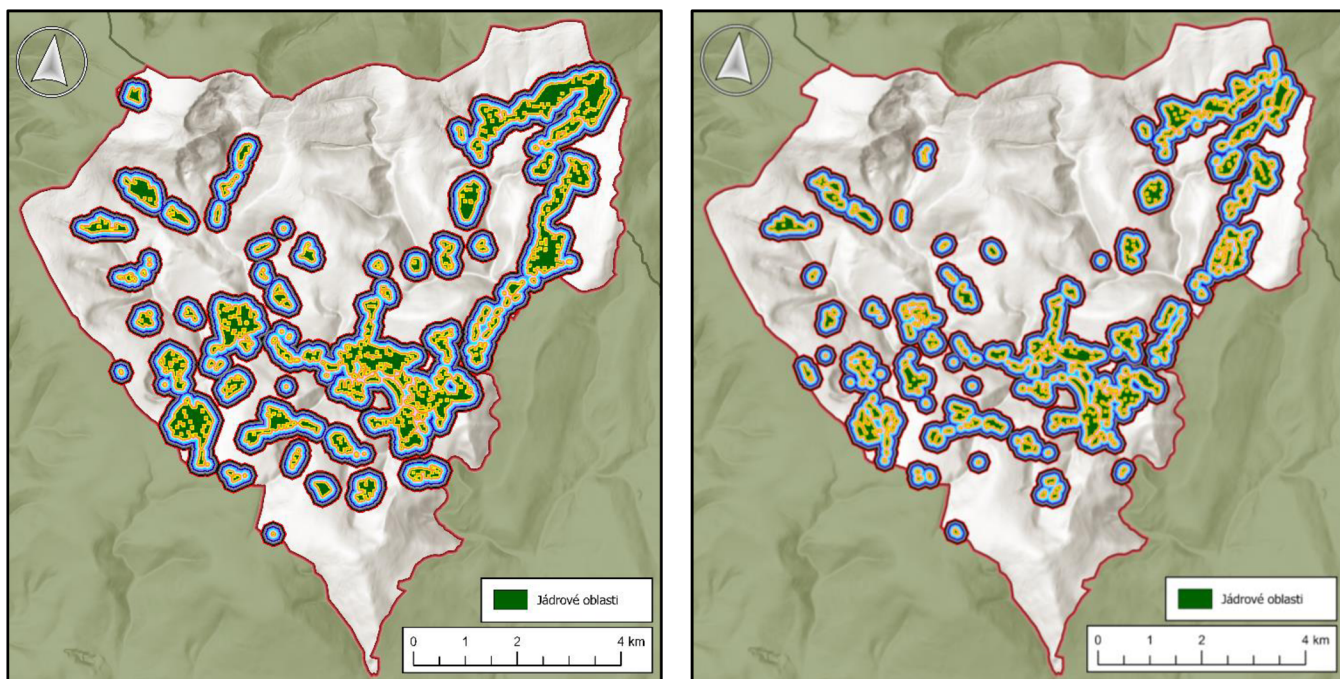
Samotný návrh konektivity ploch lučních enkláv byl proveden v softwaru GUIDOS Toolbox a následně také v toolboxu Linkage mapper v ArcGIS Pro. Pro modelaci konektivity byly zvoleny vrstvy sekundárního bezlesí za rok 1841 a 2023. Tyto dva nástroje byly zvoleny z hlediska větší variability výsledků konektivity. Hodnoceny jsou čistě jednotlivá období v rámci jednotlivých nástrojů, nikoliv nástroje a jejich výsledky mezi sebou (tento problém může být řešen v rámci dalších výzkumných otázek). V analýze konektivity byly zvoleny pouze prioritní a nejméně fragmentované oblasti lučních enkláv. Tudíž jako vstupní vrstvy byly vybrány ty jádrové oblasti, které nám vzešly z analýzy „FAD-MS“ prezentované v předchozí kapitole, konkrétně byla zvolena třída *intact*.

7.3.2.1. GUIDOS Toolbox

Modely konektivity nástroje GUIDOS Toolbox pracují s analýzou rastrových vrstev. Vytvoření nových jádrových vrstev třídy *intact* (viz kapitola výše) byl již jednoduchý. V rozhraní GUIDOS byla provedena takzvaná reklasifikace vytvořené „FAD-MS“ vrstvy. Zde byla opět vrstva převedena do binární soustavy, kde následně jako popředí (hodnota 2) byla klasifikována třída *intact* (viz kapitola 7.3.1.). Ostatní zbylé třídy (*rare*, *patchy*, *transitional*, *dominant* a *interior*) včetně samotného pozadí, byly všechny reklasifikovány jako pixely pozadí (background), a obdržely hodnotou 1. Tímto způsobem je možné nadále pracovat pouze s jádrovými (*intact*) oblastmi.

Pro modelaci konektivity sekundárního bezlesí byla využita možnost "Restoration planner" v GUIDOS Toolbox. Jedná se o nástroj pro hodnocení a plánování obnovy sítě habitatů s využitím kvantitativních ukazatelů, které hodnotí síťovou koherenci a možnosti jejího zlepšení. Klíčovou roli hraje odporová vrstva, která definuje relativní obtížnost (cenu) průchodu. Tento odpor se uplatňuje v algoritmu hledání nejefektivnější cesty propojení. Pro naše území byl využit scénář "Show Optimum Big 5" v rámci nástroje. Předem definovaný scénář automatizovaně vyhodnocuje nejvhodnější spoje konektivity mezi pěti největšími objekty (jádrovými oblastmi) v síti.

Dále bylo pro modelaci konektivity třeba vytvořit takzvanou odporovou vrstvu. V případě této práce se v prostředí GUIDOSu zvolila možnost „Distance-resistance“ (Obr. 29). Jedná se v podstatě o využití euklidovské vzdálenosti. Tato metoda umožňuje automatické nastavení odporové hodnoty, v závislosti na vzdálenosti od zdrojových jádrových oblastí (popředí). V případě sekundárního bezlesí, kde se mohou habitaty lišit podle stupně regenerace, přirozenosti a přítomnosti antropogenních bariér, se tato funkce jeví jako ideální pro realistické odhadování průchodnosti krajiny, zvláště pokud se jedná o více obecnější návrh konektivity nežli se zaměřením na konkrétní organismus. Vytvořená odporová vrstva následně slouží jako základ pro algoritmy v nástroji „Restoration planner“, které vyhodnocují možnosti obnovy a zlepšení propojenosti habitatů. Odporová vrstva se následně skládá z celkově deseti obalových (bufferových) pásů o šířce 10 pixelů, v našem případě 20 metrů. Algoritmus využívající scénář „Show Optimum Big 5“ automaticky identifikuje a vizualizuje cesty s nejnižšími náklady v rámci euklidovské vzdálenosti na obnovu konektivity mezi pěti klíčovými oblastmi sekundárního bezlesí. V tomto případě jde v podstatě o aplikaci LCP (Least cost path) metody, kterou jsme si prezentovali již v kapitole 4.2. Hlavním účelem funkce „Optimum Big 5“ je detekce optimální cesty konektivity v celém rozsahu vloženého obrazu. Tento proces zahrnuje nejen identifikaci nejefektivnějších spojení mezi jádrovými oblastmi, ale také hodnotí potenciální náklady a přínosy těchto spojení pro celkovou koherenci sítě (viz Tab. 9).



Obr. 29: Jádrové (*intact*) oblasti na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v letech 1841 (vlevo) a 2023 (vpravo) kolem nichž je vytvořená GUIDOS vrstva euklidovské vzdálenosti pro modelaci konektivity

Zdroj: GUIDOS; vlastní zpracování

Scénář „Show Optimum Big 5“ byl proveden pro časové horizonty 1841 a 2023. Oba časové horizonty byly zvoleny proto, aby demonstrovaly proměnu konektivity krajiny, respektive ploch sekundárního bezlesí a upozornily na její postupnou degradaci a také aby posloužily jako podklad pro potenciální realizaci této ekologické sítě, zvláště v rámci horizontu 2023. Výstup scénáře „Show Optimum Big 5“ disponuje i relevantními statistickými údaji, jež charakterizují konektivitu v krajině. Pro účely této práce byly zvoleny kategorie *míra propojení (%)*, *průměrná vzdálenost od jader* (v pixelech), *celkové náklady* (v pixelech) a *celková délka spojení* (Tab. 9). První kategorie, míra propojení nám udává, jak moc je dané spojení soudržné, respektive, jak moc je dané spojení propojené s ostatními (menšími) jádrovými oblastmi v dosahu. Průměrná vzdálenost od jader nám poté v pixelech udává, jak je konkrétní spojení vzdálené, od již existující sítě jader. Další kategorie, takzvané celkové náklady, nám určuje, jakou vzdálenost v pixelech muselo dané spojení „urazit“, než došlo k propojení s další významnou jádrovou oblastí. Poslední kategorie, délka spojení, nám udává jak dlouhé (v km) jsou jednotlivé linie spojitosti mezi jednotlivými klíčovými oblastmi.

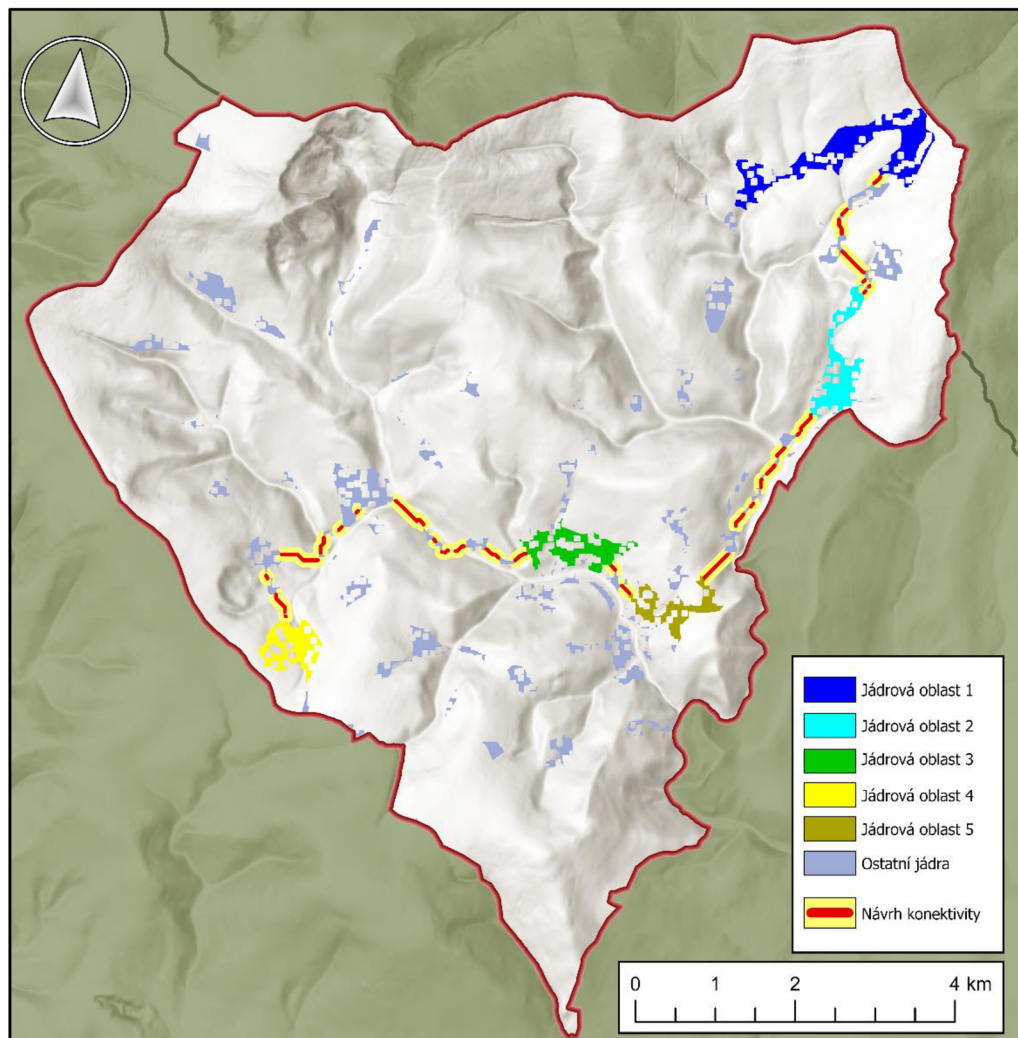
Tab. 9: Vybrané statistiky konektivity jádrových oblastí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 2023

Spojení jádrových oblastí	Míra propojení (%)		Průměrná vzdálenost od ostatních jader (px)		Celkové náklady (px)		Délka spojení (km)	
	1841	2023	1841	2023	1841	2023	1841	2023
1 <-> 2	34,52	35,65	18,84	21,46	7119	46 639	1,74	9,65
1 <-> 3	48,73	16,64	18,42	9,20	20 107	1 481	8,25	1,07
1 <-> 4	64,58	26,84	21,72	20,28	45 981	34 757	14,71	7,00
1 <-> 5	41,54	17,66	19,08	12,09	19 260	2 542	6,31	1,21
2 <-> 3	32,56	34,01	18,11	21,87	13 037	45 222	4,51	9,05
2 <-> 4	45,76	18,57	22,28	26,75	38 911	11 603	10,98	2,10
2 <-> 5	27,97	27,94	19,11	22,41	12 190	44 088	2,57	7,94
3 <-> 4	32,86	25,34	24,81	20,73	26 010	33 340	5,09	6,35
3 <-> 5	26,96	16,63	9,98	10,96	847	1 125	0,42	0,61
4 <-> 5	37,56	20,08	24,07	21,36	26 721	32 206	6,90	5,24
Průměr	39,30	23,94	19,64	18,71	21 018,3	25 300,3	6,15	5,02

Zdroj: GUIDOS; vlastní zpracování

Při celkovém zhodnocení konektivity sekundárního bezlesí si můžeme všimnout, že obecně lepších statistik dosahuje rok 1841. Tyto výsledky reflektují dříve analyzované strukturální a funkční aspekty sekundárního bezlesí, jež byly prezentovány v předchozích kapitolách. V rámci průměrné míry propojení pro celé území dosahuje lepších výsledků síť jádrových oblastí v roce 1841 (39,3 %). To značí, že celá oblast byla efektivněji propojená a obsahovala více jader, které mohly sloužit jako tazkvané nášlapné kameny (stepping stones) pro vedení ekologické sítě (Obr. 30). Rok 2023 následně zaznamenal pokles na 23,94 %. To nám indikuje, že spojení vedené mezi jednotlivými jádrovými oblastmi je méně efektivní a nedosahuje plného potenciálu oblasti. V rámci jednotlivých spojení v roce 2023 vykazuje největší míru propojení jádrová oblast 1 a 2. Je to zejména z důvodu, že toto spojení prochází přes další tři největší jádrové oblasti a nespočet dalších menších oblastí (Obr. 31). U roku 1841 disponuje nejvyšší hodnotou propojení jádrové oblasti 1 a 4. Opět z důvodu stejném jako v současném horizontu, a to, že dané spojení prochází přes všechny zbylé důležité jádrové oblasti. Nejnižších hodnot u obou časových horizontů dosahují oblasti které jsou v bezprostřední blízkosti, což je logické, jelikož nemají takovou možnost propojit ostatní sousedící jádra na relativně krátkou vzdálenost, oproti jádrům jejichž spojení prochází významnou částí území. Ostatně s nižšími hodnotami míry propojení korelují i hodnoty

kratší délky spojení (i naopak, vyšší hodnoty míry propojení s delšími úseky), což ukazuje na určitou formu závislosti.

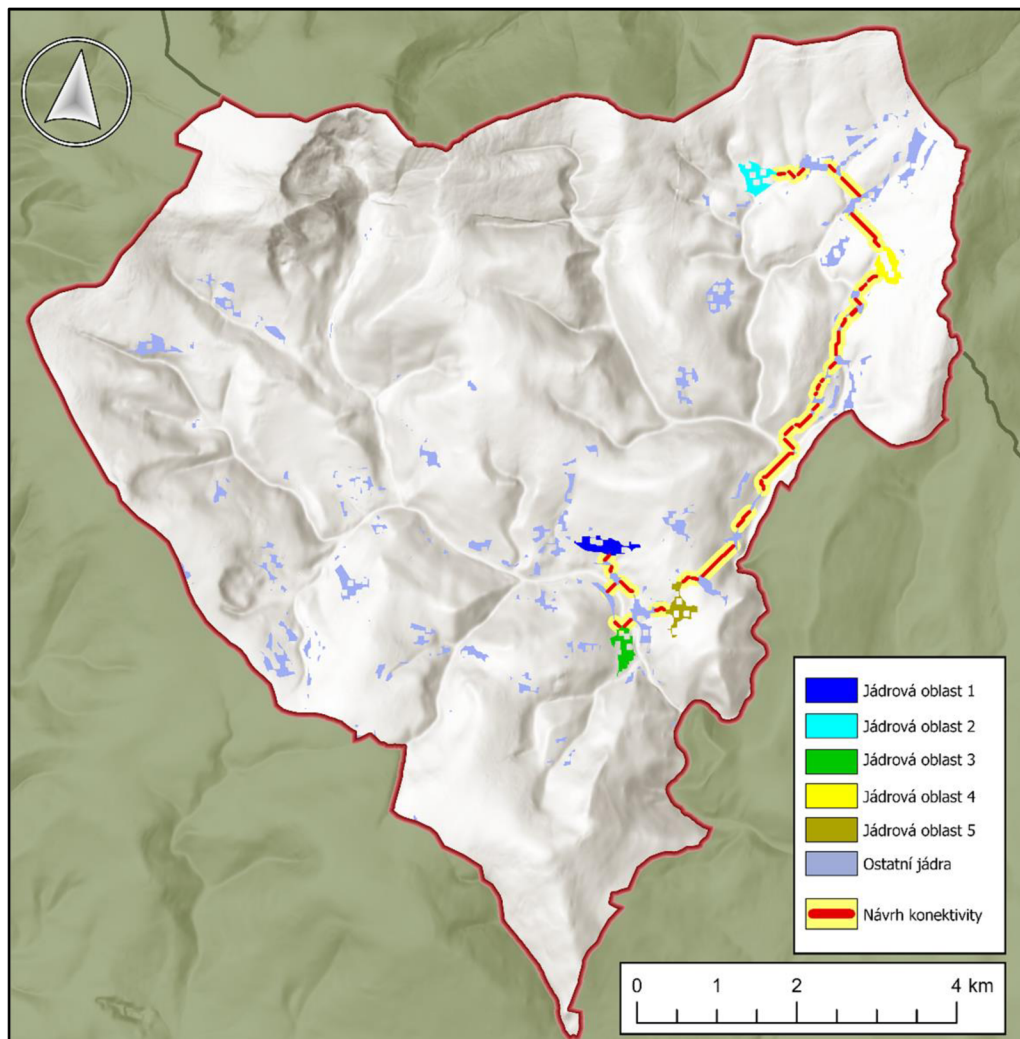


Obr. 30: Návrh ekologické sítě jádrových oblastí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 1841

Zdroj: GUIDOS; vlastní zpracování

Jako nevyovídající se může jevit hodnota průměrné vzdálenosti od jader navržené sítě konektivity, která dosahuje nižších hodnot v roce 2023. To se ale mění při bližším a detailnějším prozkoumání mapových výstupů obou časových horizontů. Je to dáno zejména rozsahem sítě z roku 1841, která se rozprostírala prakticky celým územím a tudíž jádrové oblasti nebyly kolem vytyčené sítě tak koncentrované. Zatímco v roce 2023 pozorujeme že celková síť se koncentrovala pouze do východní části, tedy do území, kde se v roce 1841 vyskytovalo propojení oblasti 1 a 3 a tvořilo pouze část úseku tehdejší celkové sítě. Dalším zásadním aspektem jsou hodnoty celkových nákladů na výstavbu ekologické sítě (v

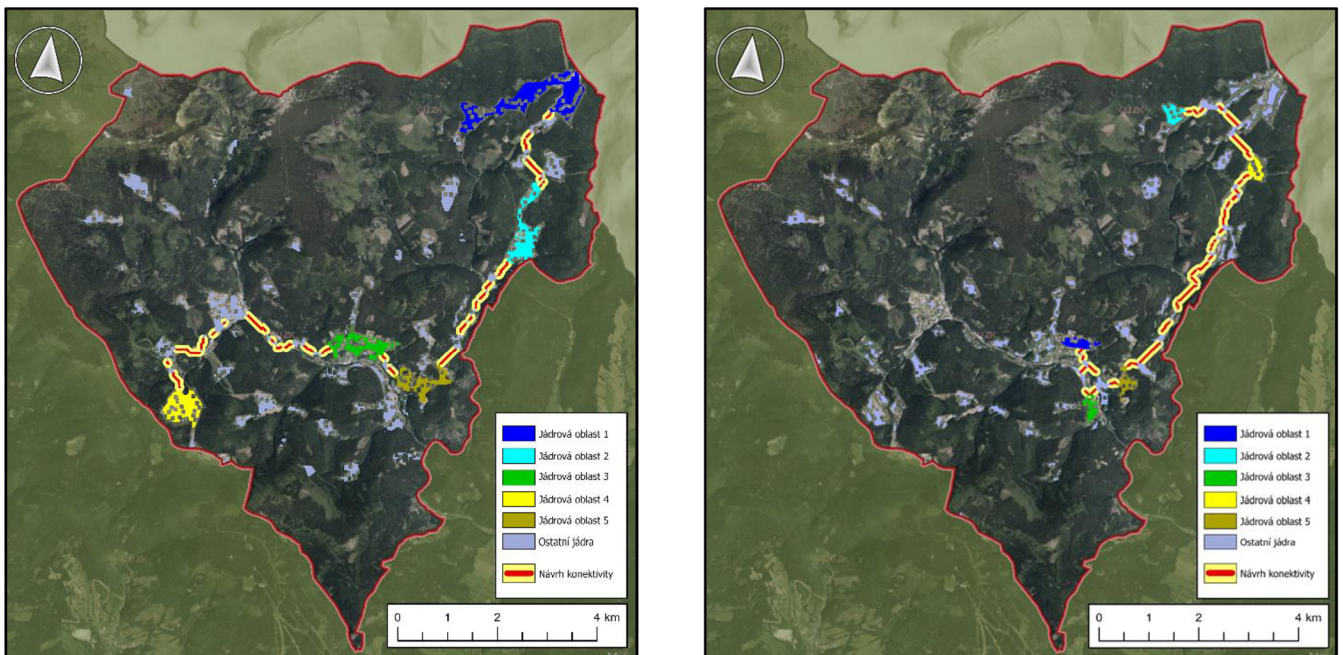
pixelech). Ty totiž zaznamenaly v roce 2023 navýšení. V podstatě to znamená, že navrhovaná síť konektivity musela překonat větší vzdálenost skrz odporovou vrstvy mezi jednotlivými jádry. To je dáno zejména tím, že v rámci horizontu 2023 jsou jádrové oblasti dále od sebe a tvoří méně kompaktní a kontinuální celky. Tento strukturální aspekt odráží i celková délka jednotlivých spojení, kdy průměr za celou síť klesl z 6,15 km (1841) na délku 5,02 km (2023), z čehož vyplývá, že návrh konektivity v roce 2023 tvoří méně souvislou a více uzavřenou síť, než tomu bylo u roku 1841. I přes viditelné zjednodušení ekologické sítě, se stále jedná o návrh, jehož účelem je zvýšit konektivitu v krajině a zachovat ekosystémové funkce jež dané plochy sekundárního bezlesí nabízí. Proto by se k němu mělo přistupovat jako k adekvátnímu nástroji, který má potenciál zvýšit úroveň biodiverzity, krajinných funkcí a habitatových ekosystémových služeb.



Obr. 31: Návrh ekologické sítě jádrových oblastí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 2023

Zdroj: GUIDOS; vlastní zpracování

Výstupy z programu GUIDOS Toolbox nám modelují návrhy ideálního propojení jader na základě euklidovské vzdálenosti v letech 1841 a 2023 (Obr. 32). V případě realizace konektivity na území by bylo záhodno respektovat návrhy obou časových horizontů a ideálně by mělo dojít k jejich kombinaci, pokud to současné území a správa umožní. Stejně tak by při vymezení ekologické sítě měly být brány v úvahu strukturální a funkční aspekty ploch sekundárního bezlesí jež byly představeny v předchozích kapitolách.



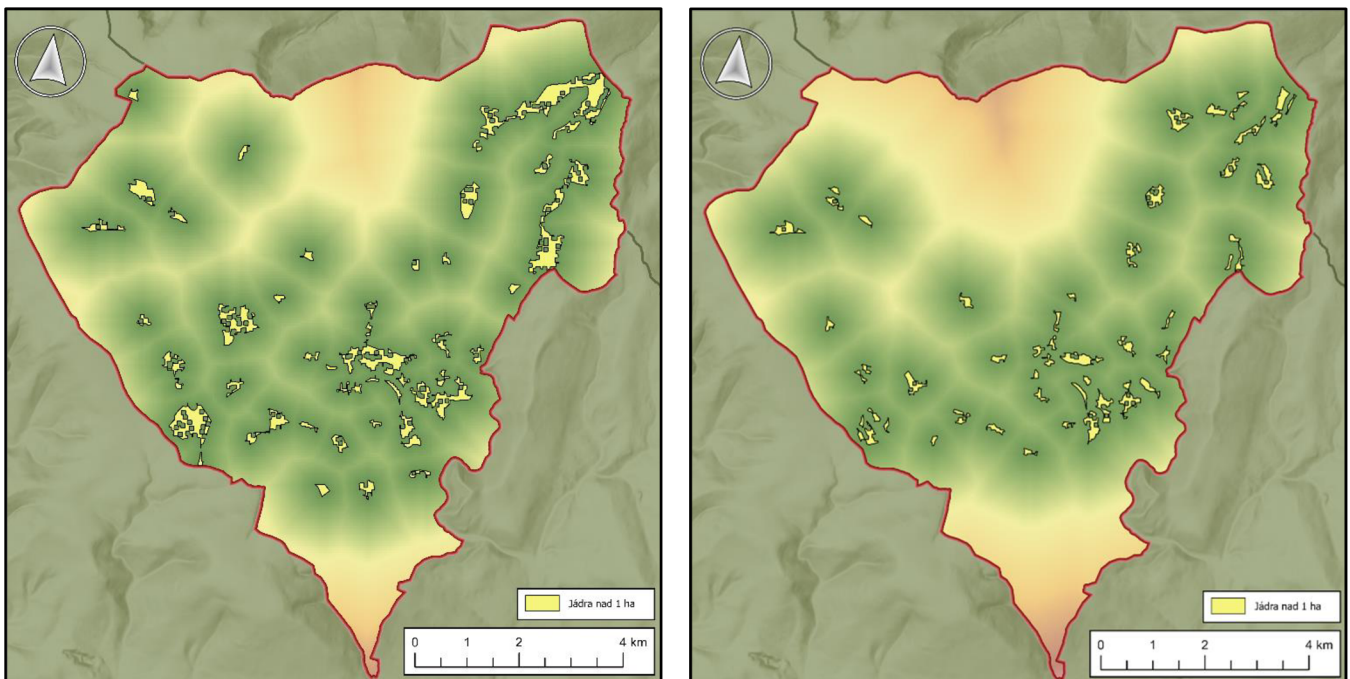
Obr. 32: Návrh ekologické sítě jádrových oblastí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 1841 (vlevo) a 2023 (vpravo) s podkladovým ortofoto snímkem

Zdroj: GUIDOS, ČUZK; vlastní zpracování

7.3.2.2. Linkage Mapper

Jako druhý nástroj pro modelaci konektivity ploch sekundárního bezlesí posloužil toolbox Linkage mapper pro ArcGIS Pro. Jelikož tento nástroj umí pracovat i s vektorovými daty, nebylo třeba převádět vrstvy do rastrového formátu. V případě Linkage mapperu posloužily jako vstupní vrstvy opět jádrové oblasti kategorizované jako *intact* pocházející z analýzy „FAD-MS“. V tomto případě ale byly vyselektovány pouze ty oblasti, jež disponují vyšší rozlohou než 1 hektar. Tento výběr proběhl z důvodu rozsahu výsledné sítě

propojení. Nástroj je totiž navržen k propojení veškerých jader (polygonů), která se ve vrstvě nachází. Tímto způsobem budou propojeny jen ty oblasti, které lze z hlediska rozlohy považovat za významné. Pro zachování metodického rámce návrhu konektivity byla i u tohoto toolboxu využita jako odporová vrstva euklidovská vzdálenost. Tentokrát ale ta, jež vytvořil samotný Linkage mapper (Obr. 33). V rámci nástroje byla zvolena možnost Linkage pathways a konkrétně „Build network and map linkages“. Tato možnost využívá vrstvy jádrových oblastí habitatů (sekundárního bezlesí nad 1 hektar) a odporů (euklidovské vzdálenosti) k identifikaci spojení mezi jádrovými oblastmi. Každý pixel na odporové vrstvě má přiřazenou hodnotu, která odráží "náklady" (obtížnost) přesunu přes daný pixel. Následně se hledá nejméně nákladná cesta skrz odporový rastr. Opět se zde uplatňuje takzvaný LCP (Least cost path) model, který je založený na teorii grafů (viz kapitola 4.2.).



Obr. 33: Jádrové oblasti nad 1 hektar na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v letech 1841 (vlevo) a 2023 (vpravo) kolem nichž je vytvořena Linkage mapper vrstva euklidovské vzdálenosti pro modelaci konektivity

Zdroj: Linkage mapper; vlastní zpracování

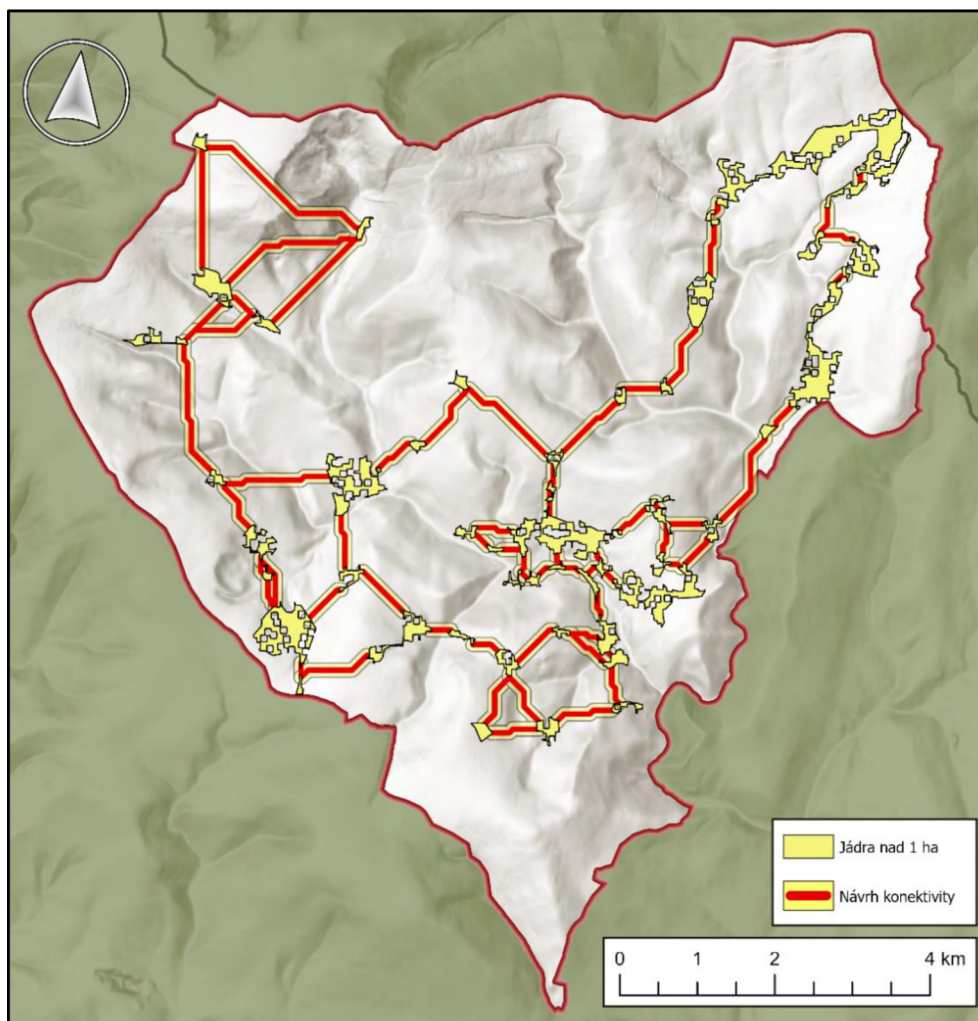
Tab. 10: Souhrnné údaje konektivity z výstupu Linkage mapperu na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 1841 a 2023

Rok	Počet jader	Počet spojení	Průměrná délka spoje (m)
1841	48	129	858,91
2023	51	134	966,14

Zdroj: Linkage mapper; vlastní zpracování

Statistické výstupy z Linkage mapperu jsou o něco stručnější a nedosahují rozsahu výsledků programu GUIDOS Toolboxu. Exprotovány jsou statistiky za jednotlivé linie spojů. Ty obsahují údaje o jejich délce, počet spojení, jádra která spojují (počátek a cíl), dále údaje o pohybu vybrané linie skrz vrstvu euklidovské vzdálenosti (v metrech) a další statistické údaje, které ale nejsou relevantní pro tuto práci. V našem případě, vzhledem k vysokému počtu jednotlivých spojů (přibližně 130 vzniklých spojů konektivity pro obě období), byla za jednotlivá období vybrána souhrnná statistika průměrné délky spoje, dále počet jader a počet jednotlivých spojení (Tab. 10). Tyto hodnoty (kromě počtu jader) se odvíjí od zvolené odporové vrstvy. V našem případě, při využití odporové vrstvy euklidovské vzdálenosti, dochází k propojení mezi všemi možnými polygony, které jsou dostatečně blízko jeden k druhému podle měřítka euklidovské vzdálenosti. V případě využití specifické odporové vrstvy, jež je navržena na míru k určitému organismu, je možné získat detailnější výsledky ohledně návrhu konektivity a také složitější liniové spoje (Dutta et al., 2015; Castilho et al., 2015).

Na základě přiložených statistik (Tab.7) můžeme určit vyšší počet jader u roku 2023. Tento, o něco vyšší počet jader, je dán především vyšší mírou fragmentace v současném období. Dříve se jednalo o celky, které byly kompaktnější a v případě selekce nad 1 hektar byly odebrány pouze málo fragmentované a spíše ostrůvkovité plošky. Zatímco v současnosti, v případě oblastí pod jeden hektar, se jedná o vynětí polygonů jež jsou strukturálně postiženy fragmentací a tvoří kompaktnější celek, jak tomu je u prvního období. Respektive, díky fragmentační geometri jsou souvislejší plochy rozděleny na menší ale stále dostatečně velké na to aby splňovaly podmínku rozlohy nad 1 hektar. Na základě počtu jader také pozorujeme vyšší počet jednotlivých spojení, i když ne nijak vysoké, s čímž následně souvisí i zvýšená průměrná délka spoje. Současná vyšší míra rozptýlenosti a nesoudržnosti jádrových oblastí je právě jeden z důvodů, proč tato délka průměrného spojení vzrostla.

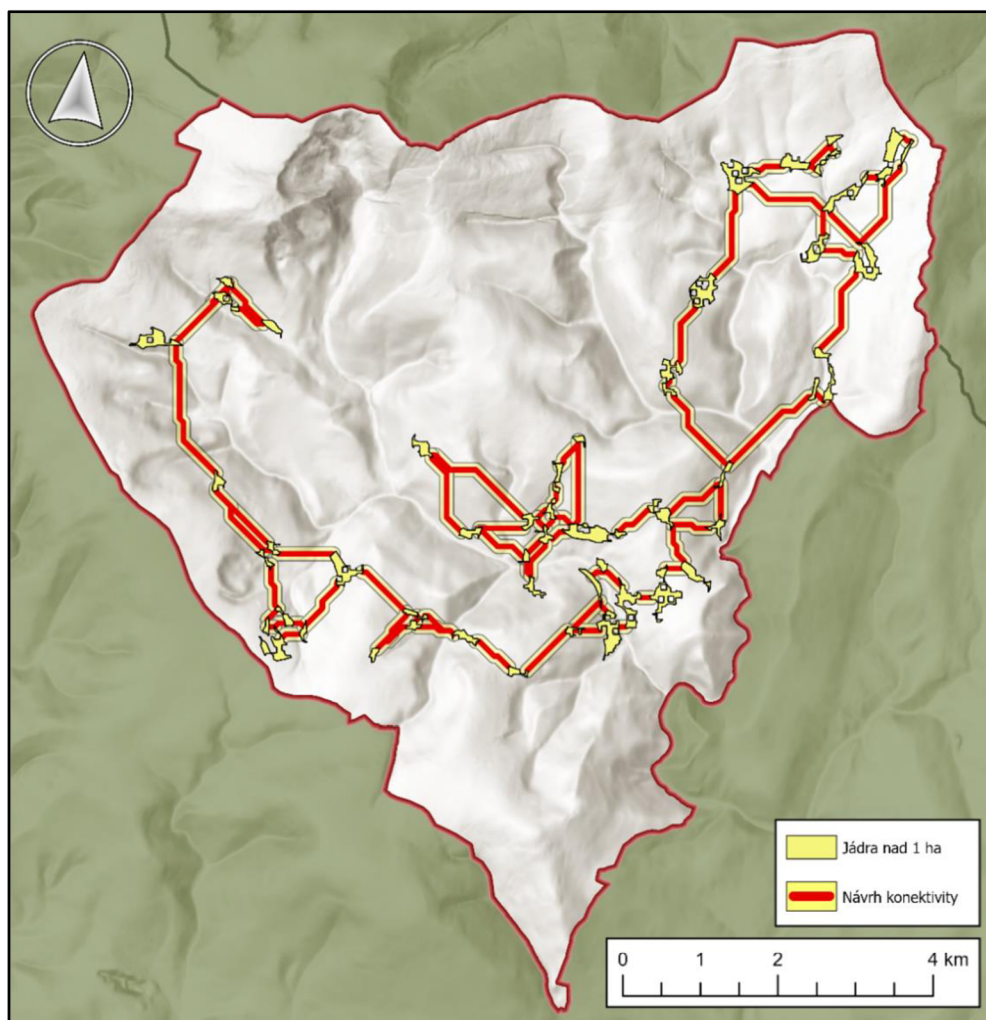


Obr. 34: Návrh ekologické sítě jádrových oblastí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 1841

Zdroj: Linkage mapper; vlastní zpracování

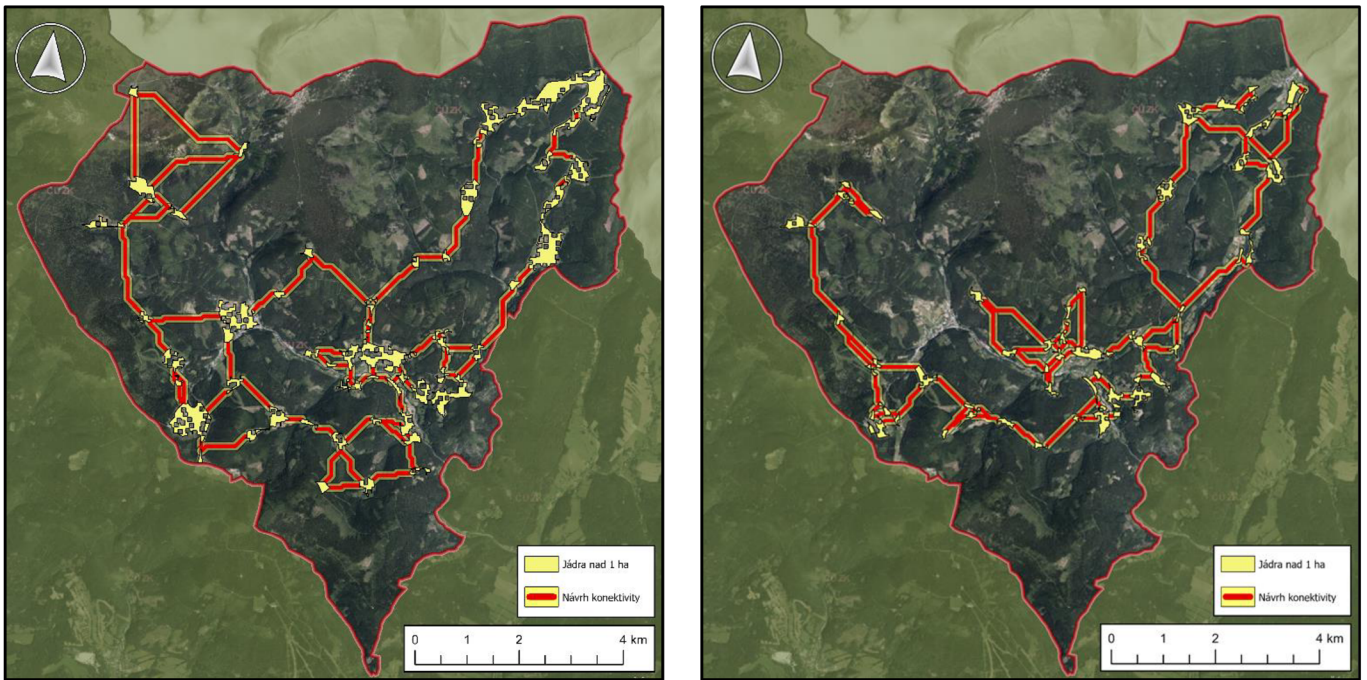
Oproti statistickým údajům, jsou zajímavější a více vypovídající grafické výstupy toolboxu (Obr. 34, Obr. 35). Během prvního hodnoceného období (rok 1841) jsou koridory konektivity zřetelně rozmístěny napříč celou krajinou, což ukazuje na koherentnější a souvislejší síť, která mohla umožňovat lepší tok informací a migraci druhů mezi izolovanými habitaty. Rok 2023 nedosahuje potenciální původní (1841) konektivity. U jádrových oblastí dochází k propojení převážně jen po vnějším obvodu a k propojení napříč vnitřních částí jader prakticky nedojde (kromě území intravilánu Velké Úpy, které i přes to tvoří spíše integrovaný celek). Spojení v jižní části území také naprosto vymizelo a v současnosti zde nalezneme pouze severněji položenou jádrovou oblast, která slouží především jako nášlapný kámen pro propojení soustavy jádrových oblastí na západě a na východě území. Z tohoto hlediska by se tato jádrová oblast dala považovat za klíčový prvek, či spojovník, který by měl být zohledněn při tvorbě efektivního návrhu konektivity, jelikož

tvoří významný uzel ve výsledné síti jádrových oblastí. Podobně jako u GUIDOS Toolbox je v případě obou výstupů opět kladen podobný důraz na spojitost jádrových oblastí ve východní části území. Na mapě, jež zachycuje rok 2023 (Obr. 35), je dokonce tato oblast již propojená i se sousedícími polygony více na severozápadě a tvoří v podstatě uzavřenou síť ve tvaru elipsy. Dříve ale byla tato oblast ještě dodatečně propojena se severní částí intravilánu Velké Úpy a dále se soustavou jader více na západě území. V současnosti toto spojení zde už nenalezneme. S tím převážně souvisí postupná degradace luk, jež se vyskytují více na západě vymezeného území, což opět nám dokládají strukturální aspekty prezentované v předchozích kapitolách. Zejména tyto západněji položené jádrové oblasti již v současnosti netvoří tak důležitou kostru sítě, jak tomu bylo dříve v roce 1841. Nejvyšší intenzitu propojenosti v obou obdobích zaznamenává středová a již zmíněná východní část zájmového území.



Obr. 35: Návrh ekologické sítě jádrových oblastí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 2023

Zdroj: Linkage mapper; vlastní zpracování



Obr. 36: Návrh ekologické sítě jádrových oblastí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 1841 (vlevo) a 2023 (vpravo) s podkladovým ortofoto snímkem

Zdroj: Linkage Mapper, ČUZK; vlastní zpracování

Využití nástroje Linkage mapper poukazuje na zřetelný kontrast mezi minulými a současnými obdobími. Zatímco v roce 1841 byly návrh koridorů konektivity dobře rozmístěn napříč krajinou, čímž mohl napomáhat genovému toku a migraci druhů, v roce 2023 se situace výrazně změnila. V současnosti je pozorovatelná fragmentace těchto stanovišť (viz předchozí kapitoly), což je částečně způsobeno zvýšeným náporům cestovního ruchu a úbytkem cenných biologických společenstev. Důsledky těchto změn se odrážejí v propojení jádrových oblastí, které, na základě Linkage mapper modelu, je omezené převážně na vnější obvody, s minimálním nebo žádným propojením vnitřních částí. V současné síti lze klíčovou roli připsat jižně položené středové jádrové oblasti, která funguje jako důležitý nášlapný kámen mezi západní a východní soustavou jader. Nejvyšší míra konektivity se nadále udržuje ve středu a východní části území, což je v kontrastu se ztrátou významu západních jádrových oblastí.

8. Diskuse

Výsledky práce vycházejí z analýzy a zhodnocení vývoje struktury a funkčnosti krajiny východních Krkonoš. Prvotním úkonem pro adekvátní zhodnocení těchto aspektů byl proces vektorizace. Ten probíhá na základě dostupných mapových podkladů. Při hodnocení vývoje struktury krajiny se výsledná kvantifikace odvíjí od zvolených časových horizontů, které jsou vázány právě na dostupnost těchto podkladů. V kontextu této studie, obzvláště vzhledem k zkoumané oblasti, můžeme oceňovat poměrně bohatou dostupnost zdrojů. Ty totiž adekvátně reflektovaly historické hnací síly, jež se podílely na tvorbě zdejší struktury krajiny. V případě samotné vektorizace prvků využití půdy, dochází k určité formě generalizace, především v důsledku detailnosti mapových podkladů (zvolené měřítko) a také pečlivosti zpracovatele. Horské prvky využití půdy v roce 1841 jsou toho jasným příkladem. Z map stabilního katastru jsou některé typy land use značně zjednodušeny, zejména ty ve vyšších nadmořských výškách. Jde například o porosty křeče (viz kapitola 6.1), které mají spíše pravidelný a více čtvercový, respektive obdélníkový tvar nežli tvar přirozený, který by připomínal proporce přírodní plochy, podobně na tom jsou i horní hranice lesních ploch, které mají více pravidelný okraj. Mapové podklady pro další sledovaná období, již tímto problémem netrpěly. V podstatě se však jedná o klasické a běžné problémy spojené s georeferencováním a vektorizací mapových podkladů, které jsou často přítomné u mnoho podobných prací (např. Bičík, 2004; Bičík et al., 2010). Tato práce hodnotila především vývoj struktury, nikoliv stav struktury k danému období, navíc se jednalo o relativně malé a převážně vysokohorské území v rámci katastru Pece pod Sněžkou, tudíž přítomná generalizace u map Stabilního katastru v konečném důsledku nečinila takovou překážku pro výsledné statistiky vývoje struktury krajiny Krkonoš.

Ty ostatně ukazují na již zřejmý trend, a to na pozvolnou degradaci přirozených krajinných struktur ve východních Krkonoších v důsledku zvýšeného antropogenního tlaku na prostředí. V rámci takového výsledku není tato práce ojedinělá. Podobný trend dokládají také další studie autorů, jež se zaměřují na tuto problematiku a zdejší území (Březina et al., 2011; Erlebach, 2018; Erlebach, Romportl, 2021; Tomášek et al., 2023). V případě Pece pod Sněžkou to potvrzuje, společně s dalšími strukturálními statistikami, i pozvolně klesající koeficient ekologické stability, jež z původní hodnoty 310,0 klesl na současnou hodnotu 79,25. Pokles této hodnoty je způsoben především zvyšujícím se počtem

antropogenních ploch a podílem rozlohy nově vzniklé infrastruktury. Počet těchto ploch na území katastru narostl od počátku sledovaných období o více než 50 %.

Nejvíce alarmující je však úbytek a znehodnocování přirozených stanovišť jež jsou domovem pro nespočet endemických a ohrožených druhů. Březina et al. (2011) upozorňuje na rozsáhle luční porosty, jež jsou převážně ovlivněny neudržitelnou kumulací zástavby. Na první pohled se tento vývoj může zdát až zanedbatelný, jelikož většina jednotlivých záborů půdy nepřevyší rozlohu 0,1 hektaru. Problém ale nastává ve chvíli, kdy se podíváme na četnost těchto záborů. Dohromady jde totiž o celkem 66,5 hektarů zastavěné plochy za posledních dvacet let, což už není malá rozloha (KRNAP, 2024). S pomalu se rozšiřující zástavbou je také asociováno ohrožení ze strany špatného obhospodařování těchto ploch s čímž je spojena velmi častá seč, trvalé mulčování, intenzivní pastva či úplná absence hospodaření (Březina et al. 2023). S tímto souvisí strukturální i funkční vlastnosti ploch sekundárního bezlesí, jež byly řešeny v praktické část práce. Zde bylo zjištěno, že kvalita struktury sekundárního bezlesí klesá, a to především z hlediska počtu ploch a jejich rozlohy. Celková výměra ploch klesla o 193, 5 hektarů na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy. Vypovídající je také značné navýšení počtu ploch během dvou sledovaných období. S takovou akcelerací nárůstu ploch jsou propojeny i funkční vlastnosti lučních enkláv, ty podobně, jako celé Krkonoše jsou v poslední době vystaveny fragmentačním vlivům (Erlebach, 2018; Zýka, Romportl, 2018). Dokládají nám to data prezentovaná v praktické části, kde každá jednotlivá metrika fragmentace zaznamenala pokles. Stejně tak morfologické vlastnosti krajiny byly na základě MSPA analýzy značně degradované oproti roku 1841. Zde ale hraje významnou roli zvolená šířka okraje, ta se v případě potřeby může přizpůsobovat jednotlivým druhům či stanovištím. Aspekt, který by bylo možné vylepšit je měřítko fragmentace. V práci byla zvolena metrika efektivní velikost oka, která hodnotí prostupnost krajinou, skrz celé zájmové území. V případě lepší lokalizace nejvyšší a nejnižší míry fragmentace by bylo vhodné vytvořit čtvercovou síť (například 50x50 metrů, podobně jako zvolený rozměr FAD-MS okna v kapitole 7.3.1.), která by adekvátně reflektovala míru fragmentace v daném čtverci. Tímto způsobem by bylo možné v zájmovém území identifikovat nejvíce ohrožené části sekundárního bezlesí a následně vynaložit úsilí, jež by vedlo k obnově těchto lokalit. Podobným způsobem již byla řešena fragmentace na území katastru Pece pod Sněžkou (Erlebach, 2018).

V případě návrhu ekologické sítě bylo potřeba identifikovat zásadní jádrové oblasti, které budou tvořit uzly této sítě. V práci byly zvoleny ty oblasti, jež na základě analýzy

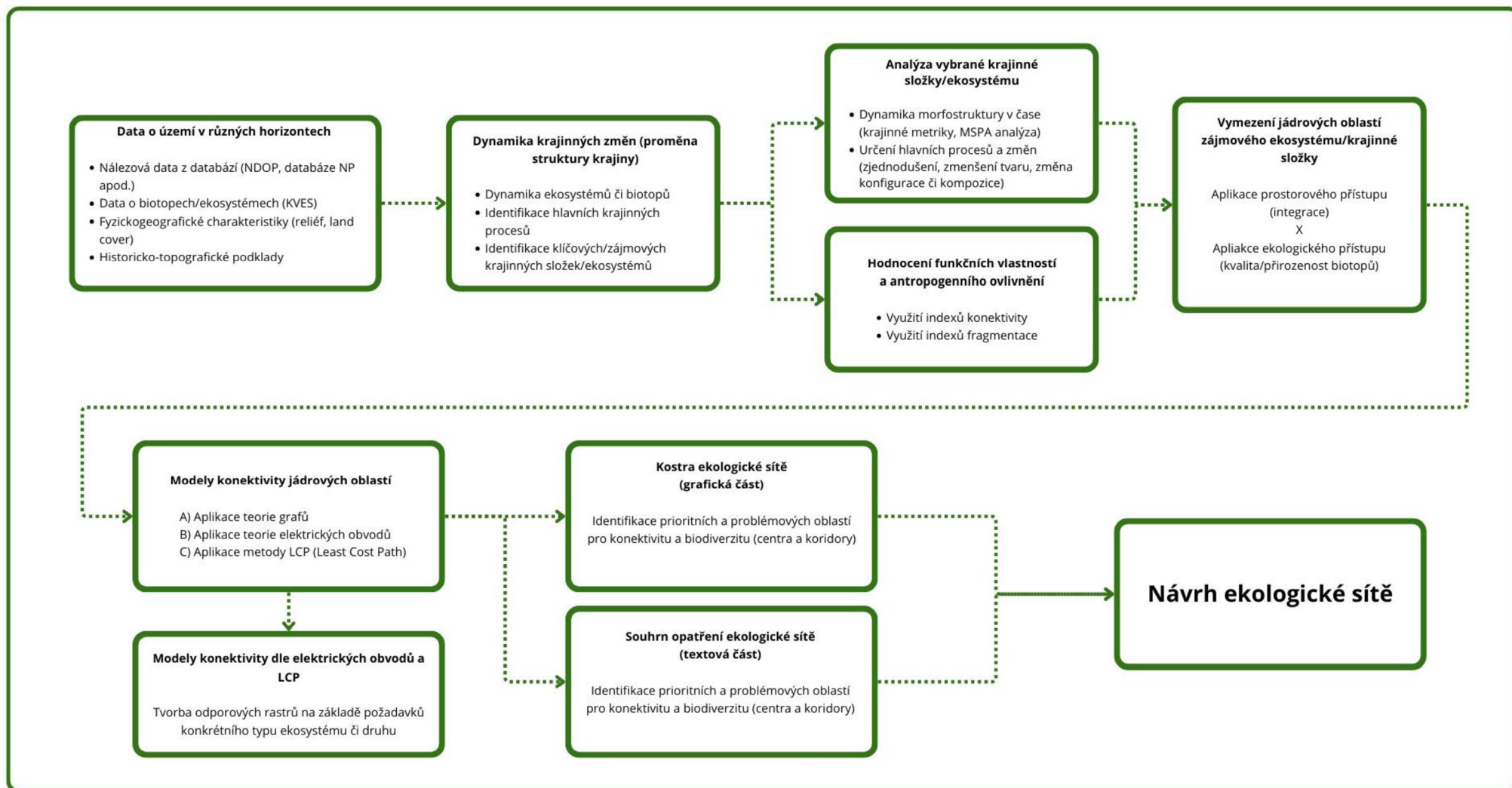
FAD-MS disponovaly nejmenší mírou fragmentace. V praktické části zaznělo, že by se daly potenciálně použít také jádrové oblasti z MSPA analýzy, zde se ale opět dostáváme k problematice zvolené šířky okraje. Tato možnost by byla více aplikovatelná, v případě, když by probíhala modelace konektivity určená pro specifický druh, anebo v případě že by se analýza MSPA využila například s překryvem konsolidované vrstvy ekosystémů (Honingová, Chobot, 2014). Tímto způsobem by bylo možné i jednotlivým výsledným oblastem přiřadit váhu dle jejich důležitosti, a následně je v kombinaci s MSPA kategorizovat.

Samotný návrh ekologické sítě probíhal v prostředí dvou softwarů, a to GUIDOS Toolbox a Linkage mapper. Oba tyto programy vychází z teorie grafů a pro modelaci konektivity následně používají metodu LCP (nejméně nákladná cesta). Od této metody se následně odvíjí i výběr takzvané odporové vrstvy. V kontextu lučních enkláv, byla v této práci zvolena odporová vrstva euklidovská vzdálenost. V případě, že by se návrh konektivity věnoval určitému druhu či konkrétnímu společenstvu, bylo by možné využít odporovou vrstvu jež bude kombinovat širší počet atributů zahrnující potřeby daného druhu nebo společenstva. Tímto způsobem by bylo možné vytvořit efektivnější návrh konektivity, jež by respektoval jednotlivé nároky vybraných druhů. Využity by mohly být například fyzicko-geografické vlastnosti prostředí (sklonitost, orientace svahu, nadmořská výška) a také poznatky o kvalitě jednotlivých stanovišť (například již zmiňovaná konsolidovaná vrstva ekosystémů) či přítomnost bariér v území. Jednotlivé nástroje poskytly relevantní výsledky, ze kterých je možné vycházet dále při plánování území. Z hlediska výstupů Linkage mapperu byly jednotlivé koridory komplexnější a rozprostíraly se skrz celé zájmové území, čímž vytvořili celistvou síť všech propojených jádrových oblastí. Software nabízí lepší variabilitu co se týče výběru odporových vrstev a také délky koridorů, kdy uživatel má možnost nastavit například délku jednotlivých spojení. Naopak GUIDOS Toolbox se zaměřuje pouze na pět největších a nejdůležitějších jader v území. Ty dále slouží jako základ pro navrhovanou, a na základě algoritmu, pevně danou, ekologickou síť.

Oba prezentované výstupy, jak výstupy z GUIDOS Toolbox, tak Linkage mapper Toolbox, upozorňují na důležitost propojení zejména východně položených jádrových oblastí. To je ostatně podpořeno i vyšší hustotou ploch sekundárního bezlesí v této části území. Začlenění východně položených jádrových oblastí do sítě ekologických koridorů je zvláště důležité, neboť tyto oblasti mohou sloužit jako kotvící body pro celou síť. Tím, že tyto oblasti spojíme s jejich nejbližšími sousedícími plochami, zvýšíme celistvost habitatů a

vytvoříme silnější ekologický rámec pro podporu lokálních i migrujících druhů. Je třeba zdůraznit, že při vytyčování nové ekologické sítě se musíme nejenom řídit současným stavem, ale také stavem minulým a zároveň předvídat budoucí vývoj a možné změny v krajině. Integrace větších a rozsáhlejších ploch sekundárního bezlesí do návrhu může představovat účinný způsob, jak posílit propojení a funkčnost této sítě. Nová, eventuelně vzniklá, rozsáhlá mozaika sekundárního bezlesí má potenciál utvořit takzvanou síť zelené infrastruktury, která by měla hrát klíčovou roli v adaptaci na urbanizační tlaky a dopady klimatické změny.

Diplomová práce má potenciál přispět k diskusi ochraně habitatů a cenných stanovišť prostřednictvím návrhu metodiky jež byla představena v praktické části práce. Tuto metodiku rozšiřuje přiložené schéma, které poskytuje metodický rámec pro návrh ekologické sítě (obr. 37). Tento návrh zahrnuje počáteční analýzu vývoje struktury krajiny, následovanou hodnocením funkčních vlastností, identifikací jádrových oblastí, a nakonec samotným zpracováním návrhu konektivity. Tato metodika je navržena tak, aby adekvátně reagovala na výzvy spojené s ochranou habitatů a zvyšováním konektivity v krajině, čímž přispěje k širšímu pochopení a efektivnímu řešení problematiky biodiverzity v kontextu současných ekologických a socioekonomických změn.



Obr. 37: Schéma metodického rámce vymezení ekologických sítí v chráněných územích

Zdroj: vlastní zpracování

9. Závěr

Antropogenní činnost a její vliv na přirozená stanoviště je nepopiratelný. Člověk odjakživa utvářel prostředí ve své blízkosti k obrazu svému. Není tomu jinak ani v případě Krkonošské krajiny. Zdejší krajina byla ovlivňována již od jejího prvního osídlení a toto ovlivnění, i když už ve významně odlišném měřítku, trvá až do současnosti a pravděpodobně bude trvat i dále. Nejvíce ohrožené jsou především společenstva, jež jsou vázané na specifické prostředí a specifické podmínky. S narůstajícím antropogenním tlakem, zejména z důvodu rozvoje turismu a urbanizace, se ukazuje, že původní, souvislé přirozené plochy jsou stále více fragmentovány a přetvářeny anebo v některých případech mizí úplně. Tento případ fragmentace a postupné ztráty konektivity v krajině představuje značné riziko pro biodiverzitu a ekologické funkce v regionu. Taková situace následně zvyšuje nutnost ochranných a obnovovacích opatření, která by pomohla zlepšit propojenost habitatů a podpořit ekologickou integritu krajiny. Tento vývoj a také jednotlivé výsledky hodnocení struktury krajiny Krkonoš, jsou podpořeny studii a publikacemi autorů, kteří se v rámci oboru krajinné ekologie tímto územím zabývali.

Integrace jádrových oblastí s vysokou biodiverzitou do celistvého systému, který zohledňuje jak přirozenou rozmanitost, tak socioekonomické faktory, představuje nadějný směr pro další ochranu přírody a udržitelný rozvoj v krajině východních Krkonoš. Ukázalo se, že propojení různých habitatů může efektivně přispět k migračním a genetickým tokům druhů, což je zásadní pro jejich dlouhodobou životaschopnost a adaptabilitu na měnící se environmentální podmínky. Tato práce představila metodologii, která byla aplikována na konkrétní příklad Krkonošské krajiny a která může dále sloužit jako model pro podobné ekologické projekty i v jiných regionech a pro jiná společenstva.

Výsledky práce zdůrazňují význam oblastí s vysokou mírou přirozenosti a nízkou mírou antropogenního narušení pro tvorbu ekologických sítí. Zvláště se poukazuje na to, že spojení východních jádrových oblastí v zájmovém území umožňuje rozvoj sítí, které jsou nejen funkční, ale i esteticky a ekologicky obohacující. Tyto sítě mohou, v případě realizace, poskytovat přístřeší pro různé druhy a zvyšovat tím celkovou odolnost krajiny proti budoucím výzvám. Integrace jádrových oblastí do komplexního, antropogenně podmíněného územního systému ekologické stability, který zahrnuje přirozenou diverzitu

a socioekonomické potřeby, má potenciál být adekvátním nástrojem pro ochranu přírody a zvýšení úrovně biodiverzity v chráněných oblastech.

10. Summary

This thesis focused on evaluating the structural and functional properties of the landscape in the eastern Giant Mountains. From a structural perspective, the area of the municipality of Pec pod Sněžkou was analyzed in detail across various time horizons. A total of five periods were evaluated and analyzed, specifically the years 1841, 1938, 1960, 2010, and 2023. These years were chosen to adequately reflect the driving forces that were shaping the landscape structure at the time. The selection was also influenced by the availability of mapping materials. For a broader analysis from the perspective of functionality and connectivity, biodiversity-valuable areas of secondary non-forest were selected. These were evaluated in the time horizons of 1841 and 2023.

It examines in detail the historical and current state of the landscape, highlighting the profound impacts of anthropogenic activity on its structure and functionality. The thesis found out that changes in the landscape caused by human activities, especially tourism and urbanization, are significant and have long-term impacts on biodiversity and ecosystem services such as providing habitat. The results indicate that landscape has become in today's state less connected and more fragmented due to anthropogenic influence, than it was in the past.

The core of this thesis was the development of methodologies for the design and implementation of ecological networks that can effectively respond to the negative consequences of anthropogenic pressure. This methodology is supported by a thorough analysis of historical and current data obtained from map bases, supported by modern geospatial technologies (GIS) and tools for modeling landscape connectivity, such as GUIDOS Toolbox and Linkage mapper.

The proposed connectivity was overall better in the past, specifically in the year 1841 due to its structural aspects and also due to the lesser anthropogenic influence. Today the forest-free areas are less connected and more fragmented. The findings of this work emphasize the importance of areas with a high degree of naturalness and low anthropogenic disturbance. The thesis demonstrates that these areas play a crucial role in creating functional and aesthetically valuable ecological networks, which not only enhance biodiversity but also strengthen the landscape's resilience to future challenges.

11. Literatura

ADAMMCZYK, J., TIEDE, D. (2017). ZonalMetrics - a Python toolbox for zonal landscape structure analysis. *Computers & Geosciences*. Volume 99. Pages 91-99

ADRIAENSEN, F., CHARDON, J.P., DE BLUST, G., SWINNEN, E., VILLALBA, S., GULINCK, H., MATTHYSEN, E. (2003). The Application of 'Least-Cost' Modelling as a Functional Landscape Model. *Landscape and Urban Planning*. 64. 233-247.

ANDĚL, P., MINÁRIKOVÁ, T., ANDREA, M. (2010) Perspektivy vývoje fragmentace krajiny in Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Evernia s.r.o. Liberec. Dostupné z: https://www.forumochranyprirody.cz/sites/default/files/ochrana_pruchodnosti_krajiny_2.pdf

BALBI, M., PETIT E.J., CROCI, S., NABUCET, J., GEORGES, R., MADEC, L., ERNOULT, A. (2019). Ecological relevance of least cost path analysis: An easy implementation method for landscape urban planning. *Journal of Environmental Management*. Volume 244. 2019. Pages 61-68.

BALEJ, M. (2011). Krajinná ekologie a krajinné metriky – potenciál a/nebo riziko pro hodnocení krajiny ?. *Životné prostredie*. 45, 4, p. 171–175.

BARRIOS, A., J., DE AQUINO, M., DILIBERTO, F., J., MELNICK, D. (2018) Cutting-edge meadows: The effect of meadow edges and orientation on plant community dynamics. *California Ecology and Conservation Research*. University of California.

BIČÍK, I. (1998). Land use in the Czech Republic 1845 – 1948 – 1990. Methodology, interpretation, contexts. *AUC Geographica* 32, 247–255.

BIČÍK, I. (2004): Dlouhodobé změny využití krajiny Česka: metody, výsledky, problémy výzkumu. *Historická geografie* 33. 346 – 366

BIČÍK, I., JELEČEK, L., KABRDA, J., KUPKOVÁ, L., LIPSKÝ, Z., MAREŠ, P., ŠEFRNA, L., ŠTYCH, P., WINKLEROVÁ, J. (2010). Vývoj využití ploch v Česku. Česká geografická společnost, Praha. ISBN 978-80-904521-3-8

BIČÍK, I., JELEČEK, L., KABRDA, J., KUPKOVÁ, L., LIPSKÝ, Z., MAREŠ, P., ŠEFRNA, L., ŠTYCH, P., WINKLEROVÁ, J. Vývoj využití ploch v Česku. Česká geografická společnost, Praha. 2010. ISBN 978-80-904521-3-8

BÍNOVÁ, L., CULEK, M., GLOS, J., KOCIÁN, J., DAREK, L., NOVOTNÝ M., ZIMOVÁ, E., (2017) Metodiky vymezování územního systému ekologické stability.

BIRKLEN, P., KŮSOVÁ, P. (2013). Územní systém ekologické stability v politikách a strategiích. *Ochrana Přírody*. Zvláštní číslo. AOPK. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/zvlastni-cislo/uzemni-system-ekologicke-stability-v-politikach-a-strategiich/>

BŘEZINA, S. (2013) NATURA 2000: Padouch nebo hrdina ? Krkonoše – Jizerské hory. Dostupné z: <https://www.knap.cz/priroda/ochrana/natura-2000/seznam-clanku-o-soustave-natura-2000-v-casopise-krkonose-jizerske-hory/>

BŘEZINA, S., FLOUSEK, J., CHVOJKOVÁ, E., HARČARIK, J., VANĚK, J., BAUER, P. (2011). Kumulace vlivů zástavby na krkonošských loukách. *Ochrana Přírody*.

Číslo 2. AOPK. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/pece-o-prirodu-a-krajinu/kumulace-vlivu-zastavby-na-krkonoskych-loukach/>

BŘEZINA, S., HÁJKOVÁ, O., JANATA, T., POHLODKOVÁ, K. (2010). Putování po krkonošských loukách. Správa krkonošského národního parku. MŽP. Dostupné z: https://www.knap.cz/media/m2yjr0cx/louky_web.pdf

BŘEZINA, S., PECHÁČKOVÁ, S., SKÁLOVÁ, H., KRAHULEC, F. (2023). Louky: dobrodružství poznávání. Botanický ústav AV ČR. Praha. ISBN 978-80-200-3349-9

BUČEK, A. (2013). Východiska a vývoj tvorby ekologických sítí v ČR. Ochrana Přírody. Zvláštní číslo. AOPK. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/zvlastni-ci-slo/vychodiska-a-vyvoj-tvorby-ekologickych-siti-v-cr/>

BUČEK, A., LACINA, J. (1995): Přírodovědná východiska ÚSES. In LÖW, J., a kol. Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability. Teorie a praxe. Brno: Doplněk. ISBN 80-85765-55-1.

BUREL, F. & BAUDRY, J. (2003). Landscape Ecology. Concepts, methods and applications.

CALABRESE, J. M., FAGAN, W. F. (2004). A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and The Environment* 2: 529–536.

CASTILHO, CS., HACKBART, VCS., PIVELLO, VR., DOS SANTOS, RF. (2015). Evaluating Landscape Connectivity for Puma concolor and Panthera onca Among Atlantic Forest Protected Areas. *Environmental management* 55:1377–1389.

COLLINGE, S. & FORMAN, R.T.T. (2009). Ecology of fragmented landscapes. *Ecology of Fragmented Landscapes*.

ČADA, V. (2005). Geodetické základy státních mapových děl 1. poloviny 19. století a lokalizace do S-JTSK. Zborník referátov z vedeckej konferencie. Bratislava. Kartografická spoločnosť Slovenskej republiky.

ČESKÁ REPUBLIKA. Zákon č. 114/1992 Sb., České národní rady o ochraně přírody a krajiny. In: [Zákony pro lidi.cz](http://www.zakonyprolidi.cz) [online]. © AION CS 2010–2024 [cit. 10. 2. 2024]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-114>

DANZINGER, F., DRIUS, M., FUCHS, S., WRBKA, T., MARRS, C. (eds). (2020): Manuál hodnocení funkčnosti zelené infrastruktury – nástroj pro podporu rozhodování. Projekt Interreg Central Europe MaGICLandscapes. Výstup O.T2.1, Vídeň.

DEMEK, J. (1999). Geoekologie do 21. století. *Geografický časopis*. 51. č. 4. Dostupné z: https://www.sav.sk/journals/uploads/05031230GC_1999_4_3_%20Demek.pdf

DEMEK, J. (1999). Úvod do krajinné ekologie. Olomouc: Univerzita Palackého. ISBN 80-7067-973-5.

DEMEK, J. (1999). Úvod do krajinné ekologie. Olomouc: UP v Olomouci. ISBN 80-7067-973-5.

DICKSON, B., ALBANO, CH., MCRAE, B., ANDERSON, J., THEOBALD, D., ZACHMAN, L., SISK, T., DOMBECK, M. (2016). Informing Strategic Efforts to Expand and Connect Protected Areas Using a Model of Ecological Flow, with Application to the Western United States: Mapping ecological flow to inform planning. *Conservation Letters*.

DRAMSTAD, W. E., OLSON, J. D., FORMAN R. T. T. (1996). *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning*. Harvard University Graduate School of Design.

Drobné památky. Databáze drobných památek v Česku [online]. 2024. [cit. 2024-03-17]. Dostupné z: <http://www.drobnepamatky.cz/topograficke-mapy-topo-s-1952>

DUTTA, T., SHARMA, S., MCRAE, BH., ROY, PS., DEFRIES, R. (2015). Connecting the dots: mapping habitat connectivity for tigers in central India. *Regional Environmental Change* 16:53–67. Springer Berlin Heidelberg.

ERLEBACH, M. (2013). *Proměny krajiny města Trutnova*. Diplomová práce (Mgr.). UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI. Přírodovědecká fakulta. Olomouc.

ERLEBACH, M. (2018). Fragmentace krajiny: skrytý problém Krkonoš. *KRKONOŠE, Jizerské hory*. 9/2018.

ERLEBACH, M., ROMPORTL, D. (2021). Časoprostorová distribuce turismu v Krkonoších a jeho environmentální dopady / Spatio-temporal distribution of tourism in the Krkonoše Mts and its environmental impacts.

FANTA, J. A KOLEKTIV AUTORŮ. (1969). *Příroda Krkonošského národního parku*. Státní zemědělské nakladatelství. Praha.

FARINA, A. (2000). *Landscape ecology in action*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands

FARINA, A. (2006). *Principles and methods in landscape ecology: Toward a Science of Landscape*. 10.1007/978-1-4020-5535-5.

FARINA, A. (2009). *Ecology, Cognition and Landscape, Linking Natural and Social Systems*. Springer Science+Business Media B.V. Springer Dordrecht Heidelberg London New York

FISGRW. (1998). *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes and Practices by The Federal Interagency Stream Restoration Working Group*. (15 Federal agencies of the Us gov't)

FLORES-MANZANERO, A., LUNA-BÁRCENAS, M.A., DYER, R.J. a VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ, E. (2019) 'Functional connectivity and home range inferred at a microgeographic landscape genetics scale in a desert-dwelling rodent', *Ecology and Evolution*, vol 9, pp437–453.

FLOUSEK, J., HARTMANOVÁ, O., ŠTURSA, J., POTOCKI, J., (2007). *Krkonoše – příroda, historie, život*. Baset. Praha. ISBN 978-80-7340-104-7

FLOUSEK, J., ROMPORTL, D., ZÝKA, V. (2021) *S počítačem na krkonošské tetřívky*. *Ochrana přírody*. 1. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/vyzkum-a-dokumentace/s-pocitacem-na-krkonosske-tetrivky/>

FŇUKALOVÁ, E. (2016). *Zelená infrastruktura střední Evropy*. Magisterská práce. Univerzita Karlova. Přírodovědecká fakulta. Praha.

FORMAN R., GODRON M. (1993): *Krajinná ekologie*. Academia, Praha. ISBN 80-200-0464-5

FORMAN R., GODRON M. *Krajinná ekologie*. Academia. Praha. 1993. ISBN 80-200-0464-5

FORMAN, R.T. (1995). *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press. New York.

FRANCIS, R.A., MILINGTON, J.D.A., PERRY, G.L.W., & Minor, E.S. (Eds.). (2021). *The Routledge Handbook of Landscape Ecology* (1st ed.). Routledge.

GEOFFROY, C., FIOLO, M-L., BÉLISLE, M. a VILLARD, M-A. (2019) 'Functional connectivity in forest birds: evidence for species specificity and anisotropy', *Landscape Ecology*, vol 34, pp1363–1377.

GOKYER, E. (2013). *Understanding Landscape Structure Using Landscape Metrics*. *Advances in Landscape Architecture*. InTech.

GUSTAFSON, E., PARKER, G. (1992). Relationships between Landcover Proportion and Indices of Landscape Spatial Pattern. *Landscape Ecology*.

HANKS, E. M. & HOOTEN, M. B. (2013). Circuit Theory and Model-Based Inference for Landscape Connectivity. *Journal of the American Statistical Association*. 108:501. 22-33. Dostupné z: https://www.stat.colostate.edu/~hooten/papers/pdf/Hanks_Hooten_JASA_2013.pdf

HEDBLUM, M. (2008). *Connectivity of nature in the Nordic countries (CONNOR)*. Conference: Proceedings from the workshop at Roskilde Vandrehjem. Roskilde, Denmark. ISBN 978-92-893-1729

HERNANDO, A., VELÁZQUEZ, J., VALBUENA, R., LEGRAND, M., GARCÍA-ABRIL, A. (2017). Influence of the resolution of forest cover maps in evaluating fragmentation and connectivity to assess habitat conservation status. *Ecological Indicators*. Volume 79.

HESTER, R. E. & HARISSON R. M. (2010). *ECOSYSTEM SERVICES*. RSC Publishing. ISBN 978-1-84973-018-1.

HLAVÁČ, V., PEŠOUT, P., (2017) *Nová metodika vymezení ÚSES*. *Ochrana Přírody*. Číslo 4. AOPK. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/pece-o-prirodu-a-krajinu/nova-metodika-vymezovani-uses-promarnena-prilezitost/>

HNUTÍDUHA. (2024). *Habitatová analýza*. *TRANSLYNX.ŠELMY.CZ - Rys ostrovid v Pošumaví*. Dostupné z: <https://translynx.selmy.cz/rys-v-posumavi/habitatova-analyza/>

HONIGOVÁ, I., CHOBOT, K. (2014): *Jemné předivo české krajiny v GIS: konsolidovaná vrstva ekosystémů*. *Ochrana přírody* 69, 4: 27–30.

HORÁKOVÁ, V., MORAVCOVÁ, A., (2005) *NATURA 2000 a Krkonoše: Procházka po loukách I*. In: *Krkonoše. – Jizerské hory*. Ročník 2005. č. 4. Dostupné z: https://www.knap.cz/media/y02nwuri/kjh_3-2005.pdf

HOUŠKA, J., SKOKANOVA, H., CHUMANOVÁ, E., ZÝKA, V., ROMPORTL, D. JANÍK, T., DEMKOVÁ, K., HAVLÍČEK, M., BOROVEC, R. (2021). *Vývoj krkonošské krajiny – od založení Krkonošského národního parku po současnost*; *Landscape development in the Krkonoše Mts: from foundation of the Krkonoše Mts National Park till present*. 57.

HRADECKÝ, J., BUZEK, L. (2001): Nauka o krajině. Ostrava: Ostravská univerzita v Ostravě. ISBN 80-7042-804-X.

HURFORD, C. (2017). Rozhodování a stanovování priorit v ochraně přírody. In: Supplementum Opera Concorctica. Krkonošské práce. Správa KRNAP. Vrchlabí.

CHEN, S., WU, S., MA, M. (2023). Ecological restoration programs reduced forest fragmentation by stimulating forest expansion. *Ecological Indicators*. Volume 154

JAEGER, J., ESSWEIN, H., RAUMER, H. S. (2006). Measuring Landscape Fragmentation with the Effective Mesh Size. Concordia. Dostupné z: https://www.concordia.ca/content/dam/artsci/geography-planning-environment/docs/jaeger/publications/more2a-faltblatt_engl.pdf

JAEGER, J.A.G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. – *Landscape Ecology* 15(2): 115–130

JANÍK, T. (2023). Prioritizace v ochraně přírody: příklad Národního parku Šumava. Dizertační práce, vedoucí Romportl, Dušan. Praha: Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra fyzické geografie a geoekologie.

JANÍK, T., ZÝKA, V., SKOKANOVÁ, H., BOROVEC, R., DEMKOVÁ, K., HAVLÍČEK, M., CHUMANOVÁ, E., HOUŠKA, J., ROMPORTL, D. (2020). Vývoj krkonošské krajiny – od založení Krkonošského národního parku po současnost. *Opera Concorctica*. Č. 57. Vrchlabí.

JOHN, H., MARRS, C., NEUBERT, M. (2019). Příručka zelené infrastruktury – koncepční a teoretické základy, termíny a definice (česká zkrácená verze). Projekt Interreg Central Europe MaGICLandscapes. Výstup projektu O.T1.1, Drážďany. Dostupné z: <https://www.interreg-central.eu/Content.Node/MaGICLandscapes.html#Outputs>

KLAPKA, P. (2007). Utváření kulturní krajiny v 19. a 20. století. In: Flousek, J. et al., eds.: *Krkonoše – příroda, historie život*. Baset. Praha. ISBN 978-80-7340-104-7

KOLEJKA, J. (2013): Nauka o krajině pro studující geografie magisterských učitelských oborů. Brno. Masarykova Univerzita. ISBN 978–80–904785–1–0

KOVÁŘ, P. (2014). Ekosystémová a krajinná ekologie. Univerzita Karlova v Praze. Praha. ISBN 978-80-246-2805-9

KRAJINNÁ EKOLOGIE – učebnice. (2024) [online]. Grantový projekt FRVŠ č. 1269/2007/G4. [cit. 2024-03-12]. Dostupné z: http://www.uake.cz/vyukove_materialy/frvs1269/index.html

KRNAP. (2024). Květnaté horské louky. [online]. [cit. 2024-03-08]. Dostupné z: <https://www.knap.cz/priroda/fenomeny/kvetnate-horske-louky/>

KRONERT, R & STEINHARDT, U., & VOLK, M. (2001). *Landscape Balance and Landscape Assessment*. Springer. ISBN 978-3-662-04532-9.

KUČERA, Z. (2009): Krajina v české geografii a otázka relevance přístupů anglo-americké humánní geografie. *Geografie*, 114, č. 2. Dostupné z: https://geografie.cz/media/pdf/geo_2009114020145.pdf

LACINA, J. (2015): *Geobiocenologie III. Aplikace biocenologie*. Brno. Mendelova univerzita. ISBN 978-80-7509-241-0

LILAN, Z., FENG, X. (2022). Urban Green Space Pattern in Core Cities of the Greater Bay Area Based on Morphological Spatial Pattern Analysis. Sustainability.

LINDENMAYER, D. & FISCHER, J. (2007). Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis. Bibliovault OAI Repository, the University of Chicago Press.

LIPSKÝ Z. (1998): Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. Karolinum. Praha. ISBN 80-7184-545-0.

LIPSKÝ, Z. (2000). Sledování změn v kulturní krajině: učební text pro cvičení z předmětu Krajinná ekologie. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha

LIPSKÝ, Z., 1994: Změna struktury české venkovské krajiny. Geografie – Sborník ČGS, 99: 4: 248-260

LIU, L., WANG, Z., WANG, Y., ZHANG, Y., SHEN, J., QIN, D., LI, S. (2019). Trade-off analyses of multiple mountain ecosystem services along elevation, vegetation cover and precipitation gradients: A case study in the Taihang Mountains. Ecological Indicators. Volume 103. Pages 94-104.

LOKVENC, T. (1978). Toulky krkonošskou minulostí. Hradec Králové. Kruh. Kraj (Kruh)

LÖW, J., MÍCHAL, I. (2003): Krajinný ráz. Lesnická práce

MACKOVČIN, P., JUREK, M. (2015). New facts about old maps of the territory of the former czechoslovakia. Geografie. Číslo 4. Ročník 120. Dostupné z: https://geografie.cz/media/pdf/geo_2015120040489.pdf

MÁCHA, P. (2013): Krajiny: příspěvek k diskusi o konceptualizaci krajiny v (české) geografii. Geografie, 118, č. 1. Dostupné z: https://geografie.cz/media/pdf/geo_2013118010001.pdf

MAREK, V. M., A KOLEKTIV AUTORŮ. (2022). Klimatická změna – příčiny, dopady a adaptace. Academia. Praha. ISBN 978-80-200-3362-8

MCGARIGAL, K., MARKS, BARBARA. J. (1995). Fragstats– spatial analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

MCRAE, B., BEIER, p. (2008). Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. Proc Natl Acad Sci USA 104: 19885-19890. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 104. 19885-90.

MCRAE, BH., KAVANAGH, DM. (2011). Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle, WA. Available from <https://linkagemapper.org>.

MĚKOTOVÁ, J. (2007): Principy v obecné a aplikované krajinné ekologii. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.

MENGIST, W., SOROMESSA, T., & LEGESE, G. (2019). Ecosystem Services Research in Mountainous Regions: A Systematic Literature Review on Current Knowledge and Research Gaps.

MÍCHAL, I. (1992). Ekologická stabilita. Veronica pro Ministerstvo životního prostředí České republiky. Brno ISBN 80-85368-22-6.

MIKLÓS L., IZAKOVIČOVÁ Z. (1997) Krajina ako geosystém. VEDA, Bratislava. ISBN 80-224-0519-1

MIKLÓS, L., DIVIAKOVÁ, A. & IZAKOVIČOVÁ, Z. (2019). Ecological Networks and Territorial Systems of Ecological Stability. Bratislava

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT [MA]. (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.

MINOR, E. S., URBAN, D. (2007). Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. *Ecological Applications* 17: 1771–1782

MINOR, E.S. and URBAN, D.L. (2008), A Graph-Theory Framework for Evaluating Landscape Connectivity and Conservation Planning. *Conservation Biology*, 22: 297-307.

O'BRIEN, P., CARR, N., BOWMAN, J. (2023). Using sentinel nodes to evaluate changing connectivity in a protected area network. *PeerJ*.

OSÚCHOVÁ, J. (2020). Ekosystémové služby: cesta, jak měřit hodnotu krajiny. ŽIVA 5. Nakladatelství Academia, SSČ AV ČR. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/ekosystemove-sluzby-cesta-jak-merit-hodnotu-krajin.pdf>

PALOMO, I., MONTES, C., MARTÍN-LOPÉZ, B., GONZÁLEZ, J. A., GARCÍA-LLORENTE, M., ALCORLO, P., & MORA, R. M. G. (2014). Incorporating the social–ecological approach in protected areas in the Anthropocene. *BioScience*.

PEŠOUT, P., HOŠEK, M. (2013). Ekologická síť v podmínkách ČR. *Ochrana Přírody*. Zvláštní číslo. AOPK. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/zvlasni-cislo/ekologicka-sit-v-podminkach-cr/>

PLESNÍK, J. (2013). Celoevropská ekologická síť a zelená infrastruktura. *Ochrana Přírody*. Zvláštní číslo. AOPK. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/zvlasni-ci-slo/celoevropska-ekologicka-sit-a-zelena-infrastruktura/>

PRESLEY, S. & WILLIG, M. (2022). From island biogeography to landscape and metacommunity ecology: A macroecological perspective of bat communities. *Annals of the New York Academy of Sciences*.

PRESLEY, S. J., CISNEROS, L. M., KLINGBEIL, B. T., & WILIG, M. R. (2019). Landscape ecology of mammals. *Journal of Mammalogy*, 100(3), 1044–1068. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/27018175>

PRESLEY, S., CISNEROS, L., KLINGBEIL, B., WILLIG, M. (2019). Landscape ecology of mammals. *Journal of Mammalogy*. 100. 1044-1068. 10.1093/jmammal/gyy169.

REMPEL, R.S., KAUKINEN, D. and CARR, A.P. (2012). Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay.

ROMPORTL, D. (2022). Přeměněná městská krajina: Dynamika krajinné struktury. *Zaniklé krajiny*. [online]. [cit. 2024-04-12]. Digitální atlas zaniklých krajín Česka. Univerzita Karlova. Dostupné z: <https://web.natur.cuni.cz/sekce->

gr/zaniklekrajiny/atlas/index.php?option=com_content&view=article&id=990:struktura-krajiny&catid=192:promeny-krajiny

RUŽIČKA, M. (1996): Development trends in landscape ecology. *Ekológia* (Bratislava), roč. 15, č. 4.

SHANU, S., WATTASSERIL, J., QUERSHI, Q., JHALA, Y., AGGARWAL, A., DIMRI, P., BHATTACHARYA, S. (2019). A graph theoretic approach for modelling tiger corridor network in Central India-Eastern Ghats landscape complex, India. *Ecological Informatics*.

SKALOŠ, J. & WEBER, M. & LIPSKÝ, Z. & TRPÁKOVÁ, I. & ŠANTRŮČKOVÁ, M. & UHLÍŘOVÁ, L. & KUKLA, P. (2011). Using old military survey maps and orthophotograph maps to analyse long-term land cover changes – Case study (Czech Republic). *Applied Geography – APPL GEOGR.* 31. 426-438.

SKLENIČKA, P. (2003). *Základy krajinného plánování*. Praha: Naděžda Skleničková. ISBN 80-903206-1-9.

SKOKANOVÁ, H. & HAVLÍČEK, M. (2018). Vývoj krajinného pokryvu v chráněné krajinné oblasti Brdy za posledních 180 let. 34. 31-49.

SOILLE, P., VOGT, P. (2022) MORPHOLOGICAL SPATIAL PATTERN ANALYSIS: OPEN SOURCE RELEASE, *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.*, XLVIII-4/W1-2022, 427–433.

SOUČKOVÁ, M., JURAS, R., DYTRT, K., MORAVEC, V., BLOCHER, J. H., HANEL, M. (2022). What weather variables are important for wet and slab avalanches under a changing climate in a low-altitude mountain range in Czechia? *Natural Hazards and Earth System Sciences*. Volume 22, Issue 10

STORCH, D. (1998). O katastrofách malých a velkých. *Vesmír* 77. 558. Dostupné z: <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/1998/cislo-10/o-katastrofach-malych-velkych.html>

ŠTURSA, J. (2013). Arktoalpínská tundra Krkonoš. *Časopis Živa*. Číslo 4. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/arktoalpínska-tundra-krkonos.pdf>

ŠTURSA, J. (2019). *Krkonoše/Karkonosze Přeshraniční biosférická rezervace UNESCO*. 3. Vrchlabí: Správa KRNAP. ISBN 978-80-7535-101-2.

TIWARI, A., SARAN, S., AVISHEK, K. (2023). Overview of modeling techniques for ecological Connectivity in heterogeneous landscape.

TOMÁŠEK, V., VOLF, O., WEIDINGER, K., SVOBODOVÁ, J., ROLEČKOVÁ, B., HÁJKOVÁ, P., ROMPORTL, D., JURAS, R., VONDRKA, A., MIKSLOVÁ, K., PELIKÁNOVÁ, H., ŠEVČÍKOVÁ, K., ZÝKA, V., VOLFOVÁ, E. (2023). *Tetřívěk: poslední šance ?*. Správa KRNAP. ISBN 978-80-7535-160-9

TRACHTULCOVÁ, H. (2019). Výstup na Sněžku: Kudy jít, kdy vyrazit a jak dlouho trvá cesta? [online]. [cit. 2024-04-05]Krkonoše Nature. Dostupné z: <https://krkonosenature.com/vystup-na-snezku/>

TURNER, G. M., GARDNER, H.R., O'NEILL, V.R. (2001). *Landscape ecology in theory and practice: Pattern and proces*. 1.st ed. Springer, New York. ISBN 978-0-387-95122-5

TURNER, M. (2015). Twenty-Five Years of United States Landscape Ecology: Looking Back and Forging Ahead. 43-54. 10.1007/978-1-4939-2275-8_4.

URBÁNEK, J. (2006). Krajinné syntézy. Geografický časopis. 58. č.2.

VACEK, S., MIKESKA, M., HEJCMAN, M., PODRÁZSKÝ, V., ŠTURSA, J. (2008). Změna struktury krajiny Krkonoš. Dostupné z: <http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/KrkonošeKrajina.pdf>

VIKTOŘÍK, M. (2022). Vývoj ekologické stability v oblasti Rýchor. Olomouc. bakalářská práce (Bc.). UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI. Přírodovědecká fakulta

VÍTEK, K., SCHUBERT, E., JEŠINOVÁ, J. (2020) Průřez mapovou tvorbou z produkce Vojenského zeměpisného ústavu. In Vojenský geografický obzor. Sborník geografické služby AČR. Česká republika – Ministerstvo obrany, geografická služba AČR.

VOGT, P. (2023). GuidosToolbox: Quantifying Forest Fragmentation. EUROPEAN COMMISSION. Dostupné z: <https://ies-ows.jrc.ec.europa.eu/gtb/GTB/psheets/GTB-Fragmentation-FADFOS.pdf>

VOGT, P., RIITERS, K. (2017). GuidosToolbox: universal digital image object analysis. European Journal of Remote Sensing, 50, 1, pp. 352-361

VOGT, P., RITTERS, K. (2017). GuidosToolbox: universal digital image object analysis. European Journal of Remote Sensing, 50, 1, pp. 352-361

WANG, Y., DAI, E., YIN, L., MA, L. Land use/land cover change and the effects on ecosystem services in the Hengduan Mountain region. China. Ecosystem Services. Volume 34. Part A. 2018. Pages 55-67.

WU, J. (2008). Landscape Ecology. Encyclopedia of Ecology. Academic Press. ISBN 9780080454054. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780080454054008648>

WU, J. (2017). Thirty years of Landscape Ecology (1987–2017): retrospects and prospects. Landscape Ecology. 32. 1-15. 10.1007/s10980-017-0594-8.

WU, J., HOBBS, R. (2002). Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. Landscape Ecology, 17

XIAO, Z., ZHAO, D., HAO, L. (2023). Analysis of Green Infrastructure Network Pattern Change in Zhengzhou Central City Based on Morphological Spatial Pattern Analysis. Earth Sciences Research Journal. 27. 289-297.

YU, H., LIU, X., KONG, B., LI, R., & WANG, G. (2019). Landscape ecology development supported by geospatial technologies: A review. Ecological Informatics. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2019.03.006

ZONNEVELD, I. (1995). Land Ecology. SPB Academic Publishing. Amsterdam.

ZÝKA, V. & ROMPORTL, D. 2018: Analýza fragmentace území Krkonošského národního parku antropogenními prvky. Ms. (zpráva projektu MaGICLandscapes)

Ostatní zdroje

Definitivní vojenské mapování 1938. Dostupné z: <https://ags.cuzk.cz/archiv/>

Stabilní katastr, povinné císařské otisky. 1841. archiv Českého úřadu zeměměřického a katastrálního. Dostupné z: <https://ags.cuzk.cz/archiv/>

Topografické mapy v systému S-1952. archiv Českého úřadu zeměměřického a katastrálního. Dostupné z: <https://ags.cuzk.cz/archiv/>

Web Map servise, ČUZK. Český úřad zeměměřický a katastrální. Dostupné z: [https://geoportal.cuzk.cz/\(S\(zyvxmwp0nzsvjoci2mj4bngx\)\)/Default.aspx?mode=TextMeta&side=WMS.uvod&text=WMS.uvod&head_tab=sekce-03-gp&menu=31](https://geoportal.cuzk.cz/(S(zyvxmwp0nzsvjoci2mj4bngx))/Default.aspx?mode=TextMeta&side=WMS.uvod&text=WMS.uvod&head_tab=sekce-03-gp&menu=31)

12. Přílohy

Příloha 1: Vybrané charakteristiky pro hodnocení krajiny Pece pod Sněžkou v letech 1841, 1938, 1960, 2010 a 2023 pro jednotlivé kategorie land use

Příloha 2: Vybrané indexy a metriky vycházející ze struktury krajiny Pece pod Sněžkou v letech 1841, 1938, 1960, 2010 a 2023 pro jednotlivé kategorie land use

Příloha 3: Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií land use na území katastru Pece pod Sněžkou

Příloha 1: Vybrané charakteristiky pro hodnocení krajiny Pece pod Sněžkou v letech 1841, 1938, 1960, 2010 a 2023 pro jednotlivé kategorie land use

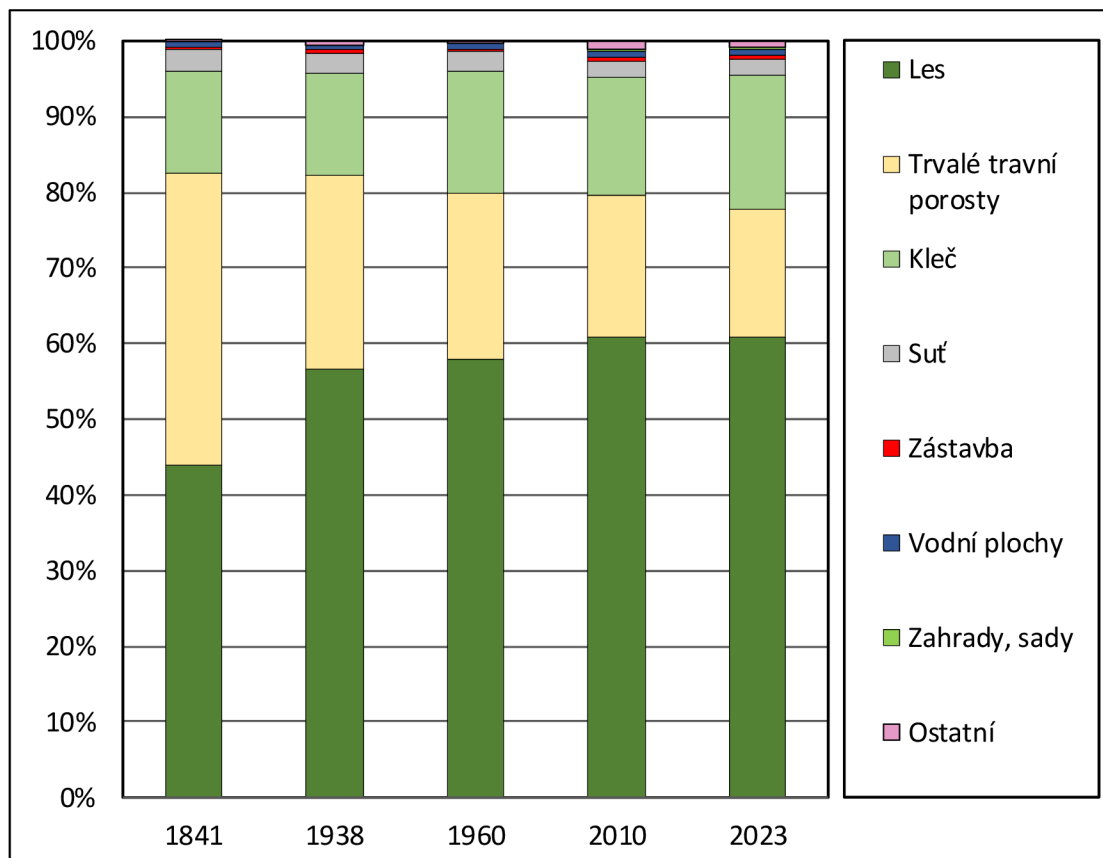
Rok	Zástavba	Kleč	Les	TTP	Vodní plochy	Zahrady, sady	Suť	Ostatní	Celkem
<i>Počet ploch</i>									
1841	191	27	17	329	23	8	7	5	607
1938	247	36	14	128	16	2	7	9	459
1960	205	20	30	116	17	6	9	13	416
2010	339	18	47	101	17	12	10	52	596
2023	369	25	51	89	12	21	24	41	632
<i>Rozloha (ha)</i>									
1841	6,68	333,94	1 095,58	964,62	19,74	0,39	71,66	1,34	2 463,11
1938	8,59	332,38	1 393,59	631,58	16,24	0,64	66,84	13,23	2 463,11
1960	8,37	398,32	1 428,35	538,84	17,38	1,73	61,92	8,18	2 463,11
2010	12,37	386,26	1 499,51	461,29	17,81	4,58	52,23	29,03	2 463,11
2023	11,00	440,63	1 501,84	413,04	23,81	5,06	49,30	19,71	2 463,11
<i>Obvod ploch (km)</i>									
1841	14,50	35,93	76,21	235,00	57,02	0,70	10,00	0,90	430,25
1938	18,61	50,28	81,10	165,96	45,27	0,52	9,24	12,90	383,88
1960	16,59	53,30	107,60	132,35	45,44	1,44	10,36	9,35	376,43
2010	25,83	46,23	114,64	119,12	45,20	5,68	10,08	29,40	396,17
2023	25,75	59,71	124,76	125,67	46,81	7,10	14,71	29,03	433,53
<i>Průměrná velikost plošek (ha)</i>									
1841	0,03	12,37	64,45	2,93	0,86	0,05	10,24	0,27	11,40
1938	0,03	9,23	99,54	4,93	1,02	0,32	9,55	1,47	15,76
1960	0,04	19,92	47,61	4,65	1,02	0,29	6,88	0,63	5,92
2010	0,04	21,46	31,90	4,57	1,05	0,38	5,22	0,56	4,10
2023	0,03	17,63	29,45	4,64	1,98	0,24	2,05	0,48	3,90
<i>Průměrná délka hranic plošek (km)</i>									
1841	0,08	1,33	4,48	0,71	2,48	0,09	1,43	0,18	0,71
1938	0,08	1,40	5,79	1,30	2,83	0,26	1,32	1,43	0,84
1960	0,08	2,67	3,59	1,14	2,67	0,24	1,15	0,72	0,90
2010	0,08	2,57	2,44	1,18	2,66	0,47	1,01	0,57	0,66
2023	0,07	2,39	2,45	1,41	3,90	0,34	0,61	0,71	0,69

Zdroj: vlastní zpracování

Příloha 2: Vybrané indexy a metriky vycházející ze struktury krajiny Pece pod Sněžkou v letech 1841, 1938, 1960, 2010 a 2023 pro jednotlivé kategorie land use

Rok	Zástavba	Kleč	Les	TTP	Vodní plochy	Zahrady, sady	Suť	Ostatní	Celková krajina
<i>MPAR (Mean Perimeter Area Ratio)</i>									
1841	0,228	0,026	0,029	0,067	0,390	0,240	0,019	0,211	0,130
1938	0,239	0,026	0,017	0,050	0,342	0,096	0,018	0,133	0,161
1960	0,219	0,020	0,035	0,040	0,283	0,100	0,027	0,155	0,141
2010	0,274	0,025	0,059	0,059	0,278	0,169	0,029	0,178	0,199
2023	0,320	0,043	0,064	0,069	0,319	0,310	0,055	0,229	0,237
<i>MSI (Mean Shape Index)</i>									
1841	1,16	1,27	1,78	1,52	6,44	1,21	1,34	1,28	1,58
1938	1,17	1,43	1,75	1,77	6,87	1,34	1,26	2,90	1,61
1960	1,16	1,74	1,90	1,63	6,06	1,31	1,33	2,42	1,62
2010	1,19	1,66	1,75	1,86	5,98	2,07	1,30	2,32	1,62
2023	1,22	1,77	1,89	2,07	4,85	1,99	1,37	2,40	1,59
<i>MPFD (Mean Patch Fractal Dimension)</i>									
1841	1,49	1,28	1,31	1,37	1,73	1,50	1,28	1,48	1,42
1938	1,50	1,30	1,29	1,36	1,70	1,40	1,27	1,50	1,44
1960	1,48	1,31	1,33	1,34	1,66	1,39	1,29	1,51	1,43
2010	1,52	1,31	1,36	1,38	1,66	1,51	1,29	1,52	1,48
2023	1,56	1,35	1,37	1,40	1,63	1,60	1,35	1,56	1,51
<i>Hustota hranic (m/ha)</i>									
1841	5,82	14,41	30,56	94,23	22,86	0,28	4,01	0,36	172,5
1938	7,56	20,41	32,93	67,38	18,38	0,21	3,75	5,24	155,85
1960	6,74	21,64	43,68	53,73	18,45	0,58	4,20	3,79	152,83
2010	10,49	18,77	46,54	48,36	18,98	2,31	4,09	11,94	160,89
2023	10,45	24,23	50,62	50,99	18,99	2,88	5,97	11,78	175,92

Zdroj: vlastní zpracování



Příloha 3: Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií využití ploch na území katastru Pece pod Sněžkou

Zdroj: vlastní zpracování