

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA  
V PRAZE**

**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ  
KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE**



**DIPLOMOVÁ PRÁCE**

**Vedoucí práce: Ing. Zdeněk Keken, Ph.D.  
Autor práce: Bc. Karolína Vávrová**

**2019**

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Karolína Vávrová

Regionální environmentální správa

Název práce

**Rekultivace, nové uspořádání krajiny a jejich vliv na kolize dopravních prostředků s lesní zvěří.**

Název anglicky

**Recultivation and reorganization of landscape and their influence on wildlife vehicle collisions**

---

### **Cíle práce**

Cílem práce je posouzení vlivu rekultivací, čili nového uspořádání krajiny a jejich potencionální dopad na incidenci kolizí dopravních prostředků s lesní zvěří. Obecně zjistit zda změny na úrovni fragmentace krajiny, a formování nových biotopů způsobené novým uspořádáním krajiny mají vliv na incidenci kolizí dopravních prostředků s lesní zvěří v okolí rekultivovaného území. Stěžejními tématy jsou zejména prostorová variabilita kolizí či hotspotu kolizí, změny land cover, míra fragmentace a migrační potenciál.

### **Metodika**

Z hlediska jednotlivých analýz bude využíváno prostředí GIS, jehož výsledkem budou mapové výstupy znázorňující jednotlivé změny land cover, úroveň fragmentace a jednotlivé kolize, respektive hotspoty kolizí s lesní zvěří. Další datový zdroj tvoří data interpretující kolize dopravních prostředků se zvěří, její lokalizace, čas, odhadovaná škoda a další potřebné atributy.

**Doporučený rozsah práce**

cca 50 stran textu + přílohy

**Klíčová slova**

Silniční ekologie, doprava, fragmentace, rekultivace, migrace

---

**Doporučené zdroje informací**

14. Bíl M., Andrášik R., Sedoník J., 2019: A detailed spatiotemporal analysis of traffic crash hotspots, *Applied Geography*, vol. 107 s. 82 – 90
21. Coffin W.A., 2007: From roadkill to eoad ecology: A review of the ecological effects of roads, *Journal of Transport Geography*, vol. 15, s 396 – 406
29. Fisher I., Lindenmayer D. B., 2007: Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis, *Glob. Ecol. Biogeogr.* Vol. 16, no 3 s. 265 – 208
35. Fu W., Liu S., Degloria S. D., Dong, S., Beazley R., 2010, Charakterizing the „Fragmentation – barrier“ Effect of road network on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning*, vol. 95, isme 3, s. 122 – 129.
4. Abbas f., Morellet N., Hewison A.J.M., Merlet J., Cargnelutti B., Lourtet B., Angibault J. M., Daufresne T., Aulagnier S., Verheyden H., 2011: Landscape fragmentation generates spatial variation of diet composition and quality in a generalist herbivore. *Oecologia* vol 167: 401 – 411.
59. Madsen A.B., Strandgaard H., Prang A., 2002: Factors causing traffic killings of Roe Deer *Capreolus capreolus* in Denmark, *Wildl Biol* vol 8. , s. 55-61

---

**Předběžný termín obhajoby**

2019/20 ZS – FŽP

**Vedoucí práce**

Ing. Zdeněk Keken, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

---

Elektronicky schváleno dne 6. 12. 2019

**prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.**

Vedoucí katedry

---

Elektronicky schváleno dne 8. 12. 2019

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 09. 12. 2019

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci na téma Rekultivace, nové uspořádání krajiny a jejich vliv na kolize dopravních prostředků s lesní zvěří vypracovala samostatně, pod vedením Ing. Zdeňka Kekena, Ph.D., a zároveň jsem uvedla všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

V Praze dne 11.12.2019

Bc. Karolína Vávrová .....



## **Poděkování**

Na tomto místě bych ráda poděkovala vedoucímu diplomové práce Ing. Zdeňku Kekenovi, Ph.D., za jeho velkou ochotu, vstřícnost, cenné rady a čas, který mi věnoval při řešení dané problematiky. Poté děkuji své rodině za podporu a trpělivosti nejen při psaní mé diplomové práce, ale po dobu celého studia.

## **Abstrakt**

Tato diplomová práce pojednává o rekultivacích, novém uspořádání krajiny a jejich vliv na kolize dopravních prostředků s lesní zvěří.

Zvýšená rekultivační činnost zasahuje do podoby krajiny a chování zvěře v okolních oblastech. Rekultivacemi se území člení na menší celky. Používají se zejména lesní, zemědělské a hydrické rekultivace. Tyto druhy rekultivací jsou nejvíce navštěvované lesní zvěří, která tyto druhy krajiny střídají během dne a noci. Následkem těchto krajinných změn a zvýšenou fragmentací území dochází ke zvýšenému množství kolizí dopravních prostředků s lesní zvěří. Velkou mírou přispívá těmto kolizím i blízkost rekultivovaných oblastí s infrastrukturou, zejména silnicemi I. třídy a územním systémem ekologické stability.

Cíle práce je posouzení vlivu jednotlivých druhů rekultivací a její potencionální dopad na incidenci kolizí dopravních prostředků s lesní zvěří.

Z výsledků této diplomové práce vyplývá, že rekultivační plochy mají významný vliv v daném území na kolize dopravních prostředků s lesní zvěří.

**Klíčová slova:** Silniční ekologie, doprava, fragmentace, rekultivace, migrace

## **Abstract**

This diploma thesis deals with recultivation, new landscape arrangement and their influence on collision of means of transport with wildlife animals.

Increased recultivation activities affect the landscape and game behavior in the surrounding areas. The land is divided into smaller units by recultivation. Forest, agricultural and hydric recultivation are mainly used. These types of recultivation are the most visited by wildlife animals, which alternate these types of landscape during the day and night. As a result of these landscape changes and increased fragmentation of the area, there is an increased number of collisions of means of transport with wildlife animals. The proximity of the recultivated areas to the infrastructure, in particular class I. roads and the territorial system of ecological stability, also contributes to these collisions.

The purpose of this work is to assess the impact of individual types of recultivation and its potential impact on the incidence of recultivated areas have a significant impact in the given area on the collision of means of transport with wildlife animals..

**Key words:** Road ecology, Traffic, Fragmentation, Recultivation, Migration

# Obsah

<b>1. Úvod.....</b>	<b>12</b>
<b>2. Cíle práce.....</b>	<b>13</b>
<b>3. Literární rešerše.....</b>	<b>14</b>
3.1. Fragmentace krajiny.....	14
3.1.1. Fragmentační bariéry.....	15
3.1.2. Fragmentace dopravní infrastrukturou.....	16
3.2. Hodnocení vlivu fragmentace krajiny.....	17
3.2.1. Přístupy hodnocení krajiny.....	18
3.2.2. Přístupy z pohledu celistvosti krajiny.....	19
3.2.3. Přístupy z pohledu průchodnosti konkrétních bariér.....	21
3.3. Fragmentace krajiny v České republice.....	22
3.3.1. Fragmentace krajiny v legislativě.....	26
3.4. Vliv jednotlivých druhů pokryvu na kolize se zvěří.....	27
3.4.1. Les.....	28
3.4.2. Zemědělská půda.....	29
3.4.3. Ekoton.....	30
3.4.4. Vodní plochy a toky.....	31
3.5. Road Ecology.....	32
3.6. Liniové stavby.....	32
3.7. Negativní vliv dopravy se střety se zvěří.....	33
3.8. Hotspots.....	34
<b>4. Metodika.....</b>	<b>35</b>
<b>5. Stručná charakteristika území.....</b>	<b>37</b>
5.1. Obecná charakteristika území.....	37
5.2. Krajina severozápadních Čech.....	37
5.3. Vliv těžby na krajinu severozápadních Čech.....	38
5.4. Vliv rekultivací na krajinu severozápadních Čech.....	41
<b>6. Výsledky.....</b>	<b>44</b>
6.1. Fragmentace území.....	44
6.2. Kolize lesní zvěře s automobily.....	46
6.3. Kolize podle druhů zvěře.....	46

6.4. Kolize dle ročního období.....	47
6.5. Kolize podle pokryvu.....	48
6.6. Územní systém ekologické stability a kolize se zvěří.....	49
6.7. Kolize a rekultivace.....	50
6.8. Odhadovaná škoda kolizí s lesní zvěří.....	53
<b>7. Diskuse.....</b>	<b>55</b>
<b>8. Závěr.....</b>	<b>57</b>
<b>9. Zdroje.....</b>	<b>59</b>
<b>10. Přílohy.....</b>	<b>72</b>

## Seznam obrázků a tabulek

Seznam obrázku:

<b>Obrázek č.1:</b> Obecný algoritmus hodnocení fragmentace.....	18
<b>Obrázek č. 2:</b> Schéma polygonu UAT.....	21
<b>Obrázek č. 3:</b> Fragmentace krajiny České republiky v roce 1990.....	24
<b>Obrázek č. 4:</b> Fragmentace krajiny České republiky v roce 2005.....	24
<b>Obrázek č. 5:</b> Prognóza fragmentace krajiny České republiky pro rok 2040.....	25
<b>Obrázek č. 6:</b> Území ovlivněné rekultivacemi ve sledovaném území....	36
<b>Obrázek č. 7:</b> Index krajinné rozmanitosti.....	43
<b>Obrázek č. 8:</b> Fragmentace území silnicemi mezi lety 2000 – 2018.....	44
<b>Obrázek č. 9:</b> Fragmentace území silnicemi.....	45
<b>Obrázek č. 10:</b> Fragmentace daného území.....	45
<b>Obrázek č. 11:</b> Počet kolizí se zvěří v průběhu let 2008 – 2017.....	46
<b>Obrázek č. 12:</b> Počet kolizí podle druhu zvěře.....	47
<b>Obrázek č. 13:</b> Celkový počet kolizí v jednotlivých měsících mezi lety 2008 – 2017.....	47
<b>Obrázek č. 14:</b> Počet kolizí v měsících podle jednotlivých let 2008 – 2017.....	48
<b>Obrázek č. 15:</b> Počet kolizí v průběhu dne mezi lety 2008 – 2017.....	48
<b>Obrázek č. 16:</b> Počet kolizí na jednotlivých druzích krajinného pokryvu.....	49
<b>Obrázek č. 17:</b> prolínání hotspotů s biokoridory a biocentry.....	50
<b>Obrázek č. 18:</b> Težební oblasti s následnou rekultivací a hotspoty, které se staly mezi lety 2008 – 2017.....	51
<b>Obrázek č. 19:</b> Procentuální zastoupení kolizí v blízkosti rekultivací vztahené ke kolizím v celém sledovaném zemí.....	52
<b>Obrázek č. 20:</b> Zastoupení jednotlivých druhů pokryvu v rekultivovaných oblastech.....	53

<b>Obrázek č. 21:</b> Těžební prostory a na ně navazující rekultivační oblasti, ÚSES a hlavní silniční taky ve sledovaném území.....	53
--	----

Seznam tabulek:

<b>Tabulka č. 1:</b> Kategorizace biotopů a indexy kvality.....	22
<b>Tabulka č. 2:</b> Vývoj číselných indikátorů fragmentace .....	23
<b>Tabulka č. 3:</b> číselné indikátory fragmentace krajiny ve vybraných zemích střední a západní Evropy.....	25
<b>Tabulka č. 4:</b> Hlavní příčiny degradace krajiny a snižování biodiverzity na Severoápadě Čech.....	39

# 1. Úvod

Dopravní infrastruktura vytváří v krajině stále více bariér, které zvyšují rozlohu fragmentovaných ploch. Se zvyšujícími se nároky na dopravní infrastrukturu a životním stylem roste hustota provozu, která zvyšuje pravděpodobnost kolize zvěře s dopravními prostředky. Zvýšená rozloha silniční sítě se zvyšuje počet přechodů volně žijící živočichů přes komunikaci a zvyšuje riziko kolize. Některé druhy živočichů se přes nově vzniklé bariéry nemohou nebo nechtějí dostat a zůstávají izolované. Jiné druhy naopak komunikace přecházejí a jsou tak vystaveni zranění či smrti při srážce s automobilem. Riziko kolize se v průběhu dne i roku mění.

Vliv na kolize nemá jen infrastruktura a hustota provozu, ale i struktura okolní krajiny.

Krajina Severozápadních Čech se mění. Člověk zvyšuje nároky na krajinu a mění jí. Rozloha přirozených biotopů se zmenšuje a ve velké míře se mění na ornou půdu.

Fragmentace původních souvislých ploch, ve kterých měli živočichové útočiště, způsobuje zvýšenou koncentraci zvěře v nově vzniklých menších a izolovaných plochách. Tyto plochy pro ně jsou méně přirozené a mají vliv na jejich chování. Živočichové jsou nuceni překonávat komunikace za účelem získání potravy, úkrytu před predátory nebo využití vhodných biotopů pro odpočinek a migraci.

Severozápad Čech je charakteristický těžbou hnědého uhlí. Postupný útlum těžby a nástup rekultivací způsobuje návrat zvěře do tohoto území. Struktura rekultivované krajiny je složena z malých krajinných celků, zejména orné půdy, lesů a vodních ploch.



## **2. Cíle práce**

Cílem práce je posouzení vlivu jednotlivých druhů rekultivací a jejího potencionálního dopadu na incidenci kolizí dopravních prostředků s lesní zvěří. Obecně zjistit, zda fragmentace krajiny způsobená novým uspořádáním krajiny v důsledku realizace jednotlivých druhů rekultivací má vliv na kolize, formování dopravních prostředků s lesní zvěří v okolí rekultivovaného území. Stěžejními tématy jsou zejména prostorová variabilita kolizí či hotspotů kolizí, změny land cover, míra fragmentace, migrační potenciál.

## 3. Literární rešerše

### 3.1. Fragmentace krajiny

Fragmentace krajiny je významný proces, který ovlivňuje její charakter. Dochází ke zvyšování krajinné heterogenity a zároveň může ohrožovat existenci některých druhů. (Sklenička, 2003). Z ekologického hlediska může být heterogenita krajiny definována rozmanitostí typů krajinných prvků a interakcí mezi krajinnými prvky nebo velikostí a tvarem těchto prvků, prostorovým uspořádáním prvků, charakterem vztahů prvků a dynamikou změn v těchto charakteristikách (Sklenička, Lhota, 2002).

Jednotlivé fragmenty původního stanoviště od sebe většinou oddělují méně hodnotné plochy, které mají pro některé organismy často charakter bariéry (Sklenička, 2003).

Fragmentace krajiny souvisí také s rozvojem lidské společnosti, především se způsobem, jakým člověk krajinu využívá (Větrovcová, 2015). Velkým dopadem je změna ve využití půdy, která vede ke značné ztrátě stanovištní biodiverzity (Montisata et al., 2017).

V krajině se stále více objevují antropogenní bariéry, pomocí kterých krajina rychle ztrácí svou kvalitu, funkčnost (Větrovcová, 2015) a klesá ekologická stabilita krajiny jako celku. Reakcí na tento nepříznivý stav vznikla koncepce ekologické sítě, která představuje soustavu území, které jsou propojeny za účelem zachování ekologických funkcí krajiny a její biodiverzity tzv. územní systém ekologické stability (Vodová, 2013). V posledních desetiletích je fragmentace krajiny způsobena hlavně z důvodu rychlého rozvoje dopravní infrastruktury. Především síť silnic, dálnic a železnic vytváří v krajině často těžko překonatelné liniové bariéry, které mohou rozdělovat populace na menší a vzájemně nekomunikující skupiny jedinců (Větrovcová, 2015).

K fragmentaci krajiny nedochází rovnoměrně. Nejvíce jsou postižena místa s vysokou hustotou osídlení, v blízkosti velkých aglomerací, v místech výstavby nové infrastruktury (Anděl et al., 2010), nových sídel v extravilánu obcí, průmyslových zón, oblastí postižených těžbou

nerostných surovin a intenzivního průmyslového zemědělství (Anděl et al., 2005). Naopak nejméně jsou fragmentované horské oblasti (Anděl et al., 2010).

Negativní důsledky fragmentace krajiny nejsou většinou patrné okamžitě, ale jsou dlouhodobé a v mnoha případech i nevratné např. klimatická změna, ukládání dusíku nebo šíření invazních druhů, které mohou přispět k problémům s fungováním různých ekosystémů a mohou urychlit vymírání druhů (Větrovcová, 2015).

Krajina bez fragmentačních vlivů sídelní a dopravní infrastruktury se stává stále vzácnější. Prostor, který není dotčen fragmentací lze považovat za cenný a neobnovitelný zdroj, jak z hlediska společnosti, tak i ochrany přírody (Anděl et al., 2010).

### **3.1.1. Fragmentační bariéry**

Fragmentační bariéry jsou liniové nebo plošné překážky, které brání volnému pohybu v krajině a rozdělují ji na dílčí části, které již nemohou být považovány za jeden celek (Anděl et al., 2010). V krajině existuje celá řada přirozených i umělých bariér s různou propustností. Tyto bariéry zhoršují možnost migrace živočichů Snižují dispersi pohybovou schopnost rostlinných a živočišných druhů, přerušuje jejich pravidelné přesuny a mění jejich potravní návyky (Mitchell et al., 2015). V poslední době dochází k nárůstu počtu bariér (Anděl et al., 2006). Sloučení bariérového vlivu silnice a fragmentačního efektu snižuje konektivitu krajiny o desítky procent (Fu et al., 2010). Dle Anděla (2010) je nutné se z hlediska fragmentace krajiny zaměřit na dvě hlavní skupiny bariér.

- Osídlení – sídla, průmyslové a těžební areály, obchodní a další sídelní infrastruktura.
- Dopravní infrastruktura – zejména výstavba dálnic, silnic a železničních koridorů (Anděl et al., 2010).

Propustnost dálnic a rychlostních silnic se může zčásti řešit výstavbou migračních objektů. Bariéry, které vznikly osídlením, jsou trvalé a prakticky neřešitelné. Existenci nepropustných bariér je zásadním faktorem při hodnocení migrační propustnosti (Anděl et al., 2006).

Podle Fahriga et al., (2019) je důležité se zaměřit na zachování a obnovu stanovišť a na zmírnění nebo zamezení dalších významných dopadů na jednotlivé druhy, jako je vysoce intenzivní zemědělství a silniční provoz.

### **3.1.2. Fragmentace dopravní infrastrukturou**

Komunikace působí jako fyzická překážka, která brání pohybu zvěře a omezuje využití prostoru (Chen, Koprowski, 2016). Účinně odděluje populace živočichů několika generací. Z důvodu oddělení se jednotlivé populace mohou demograficky nebo geneticky měnit (Dufek et al., 2004). Míra bariérového efektu je dána kombinací tří skupin faktorů

- Technické řešení komunikace - (počet jízdních pruhů, šířka komunikace, technické překážky, mostní objekty).
- Intenzity dopravy – (průměrná časová délka mezer mezi vozidly, které projíždějí oběma směry, typ komunikace, hodina).
- Disturbance – (chemické znečištění, hluk a vibrace, osvětlení a vizuální rušení).

Tyto efekty se vzájemně prolínají a ovlivňují se, proto je na jedné komunikaci v různých místech jiný bariérový efekt (Anděl et al., 2011).

Dálnice a silnice mají na populace živočichů buď přímý, nebo nepřímý vliv, který může být kladný nebo záporný (Boarman, Sazaki, 2006). Pro některé druhy živočichů představují silnice migrační koridor a spolehlivý zdroj potravy (Forman, Alexander, 1998). Naopak změna přirozeného prostředí může ovlivnit životaschopnost původních populací a tím uvolní prostor pro invazní druhy. Dvouproudé komunikace ohrožují zejména velké a středně velké druhy savců naopak pro malé savce a ptáky jsou rizikovější víceproudé silnice (Romin, Bissonette, 1996).

S užíváním a rozvojem silniční infrastruktury jsou často omezovány i obytné, rekreační a estetické funkce krajiny. Za významné nepřímé vlivy se považují: zvýšený civilizační tlak a doprovodná výstavba okolo komunikací (Keken et al., 2011).

Podstatný indikátor fragmentace je hustota silnic, která se shoduje se způsoby využívání půdy, urbanizací a lidským osídlením. Toto jsou

sekundární efekty, které nemůžeme posuzovat odděleně od přímých efektů silniční sítě (Dufek et al., 2004).

Ve vyspělých státech Evropy (Německo, Belgie, Holandsko) je celková plocha, kterou zabírá infrastruktura odhadována na 5-7%. Ve velké míře to jsou především silnice nižších tříd, které jsou pro zvěř lehké překonatelné. Naopak v hustotě dálnic Česká republika za vyspělými státy Evropy výrazně zaostává (Anděl et al., 2005).

Při výstavbě nových dálnic a rychlostních silnic může v některých místech vznikat tzv. násobná fragmentace. Dálnice a původní silnice vedou rovnoběžně ve vzdálenosti do 1 km. Provoz má na obou těchto komunikacích velkou intenzitu. Aspekt fragmentace v době výstavby nové silnice nebyl brán příliš v úvahu. Takto fragmentovaná krajina infrastrukturou je pro zvěř v podstatě neprůchodná a je vytvořena dvojitá fragmentace (Dufek et al., 2004).

### **3.2. Hodnocení vlivu fragmentace krajiny**

Hodnocení krajiny představuje hledání změn v její struktuře, kvalitě nebo heterogenitě (Meeus, 1995). Fragmentace krajiny a následná fragmentace populací je složitý ekologický problém. Je to zapříčiněno zejména velkým druhovým počtem organismů, kterých se fragmentace krajiny dotýká (Anděl et al., 2005). Hodnocení vlivu fragmentace krajiny je stěžejní zejména při plánování významnějších dopravních staveb (Větrovcová, 2015). Pro řešení praktických problémů především na úrovni koncepcí a strategií je nezbytná určitá míra formalizace (Anděl et al., 2005) a provázanost hlavních dotčených subjektů (Větrovcová, 2015), pomocí kterých je možné vytvořit obecné závěry (Anděl et al., 2005). Obecný algoritmus hodnocení fragmentace je zobrazen na obr. č. 1



Obr. č. 1: Obecný algoritmus hodnocení fragmentace (Anděl et al., 2005)

### 3.2.1. Přístupy hodnocení fragmentace krajiny

- Individuální přístup

Koncipuje obecné zásady, při hodnocení jakékoli konkrétní akce. Je potřeba respektovat specifikum hodnoceného řešení, tak biologické poměry (MŽP, 2006).

- Expertní přístup

Tuto metodu nelze používat mechanicky. Každé hodnocení je třeba zpracovávat komplexně příslušnými odborníky. Zastoupen musí být odborník, jak pro každý typ fragmentační bariéry, tak pro každý druh či skupinu druhů. Konkrétní řešení musí vyjít z jejich spolupráce. Technické i ekologické hledisko je rovnocenné (Anděl et al., 2005).

- Pravděpodobnostní přístup

Parametry biologického systému, které jsou spojeny s fragmentací krajiny, mají proměnlivý charakter a jsou ovlivněny řadou vnějších a vnitřních faktorů. Veškeré hodnocení dopadů fragmentace má pouze pravděpodobnostní charakter. Riziku fragmentace musí odpovídat i konečná interpretace, včetně snížení nejistot ve znalostech (Anděl et al., 2005).

- Komplexní přístup

Při konkrétních řešeních je potřeba provádět určitou schematizaci a zjednodušení problémů. Vhodným nástrojem jsou číselné indikátory. Zde je potřeba zdůraznit, že veškeré použité indikátory mají při rozhodování pouze pomocný charakter. Rozhodování může být provedeno jen po komplexním zhodnocení problému (Anděl et al., 2005).

### 3.2.2. Přístupy z pohledu celistvosti krajiny

Prioritní ochranu před fragmentací vyžadují oblasti, které dosud nejsou fragmentovány (nebo jen omezeně) – nefragmentované oblasti. Nefragmentovaná oblast je ohraničená oblast liniíovou dopravní stavbou s parametry, které z ní tvoří bariéru a rozlohou nepřekračuje limitní hodnotu považovanou za nutnou pro dlouhodobou existenci populací. Tyto oblasti jsou dále kategorizovány dle kvality na základě přítomnosti vhodných biotopů a rizika budoucí fragmentace (MŽP, 2006).

Vlivy fragmentace jsou hodnoceny na úrovni větších územních celků prostřednictvím metod, které určují, buď různé numerické indikátory, nebo již zmiňované nefragmentované území.

- Metoda využívající numerické indikátory

Tato metoda, která využívá numerické indikátory, se snaží kvantifikovat stupeň fragmentace daného území pomocí číselného indexu. Číselný index je počítán na základě pravděpodobnostních nebo geometrických modelů (Větrovcová, 2015). Pomocí těchto modelů jsou metody vhodné pro vzájemné srovnávání. Míru fragmentace lze hodnotit například pomocí Landscape division index, Splitting index nebo Effective mesh size (Jeager, 2000).

**Metoda EMS** – *Effective mesh size* (dále jen EMS) je z pohledu kvantifikace míry fragmentace považovaná jako nejvhodnější metrika (Moser et al., 2007). Umožňuje zahrnout i plošné bariéry. Jako vstup je použita fragmentační geometrie. Fragmentační geometrie je plošné vyjádření veškerých migračních bariér. Jedná se o prvky silniční sítě s antropogenní plochou např. zástavba, těžební a průmyslové areály (Větrovcová, 2015). Metoda EMS vyjadřuje pravděpodobnost setkání

dvou objektů, které jsou umístěny náhodně ve vybraném území. Pravděpodobnost setkání se množstvím překážek snižuje (Girvetz et al., 2008). Jiné vysvětlení metody EMS vyjadřuje schopnost dvou náhodně umístěných organismů se v krajině navzájem potkat. Pravděpodobnost je vyjádřena plošně (ha) s tím, že nejmenší výsledné hodnoty značí nejvíce fragmentovanou krajinu (Girvetz et al., 2008).

Dle Anděla et al., (2011) se míra fragmentace krajiny vypočítá pomocí vzorce:

$$m_{\text{eff}} = A_t \cdot C = (1 / A_t) \cdot \sum A_i^2$$

C = pravděpodobnost, že dva náhodně umístěné body do území nejsou odděleny bariérou

$A_i$  = rozloha jednotlivých izolovaných ploch (km<sup>2</sup>)

$A_t$  = rozloha celého území (km<sup>2</sup>)

n = počet dílčích izolovaných ploch

Pro metodu EMS tvoří doplněk metrika effective mesh density, která vyjadřuje výsledné hodnoty EMS v poměru k vybrané velikosti plochy (EEA, 2011). Obě tyto metody míry fragmentace berou v úvahu všechny plošky, které jsou vytvořeny sítí dopravní infrastruktury a urbanizovanými oblastmi. Jsou vhodné pro porovnání odlišně velikých regionů s různým využitím (Jeager, 2000).

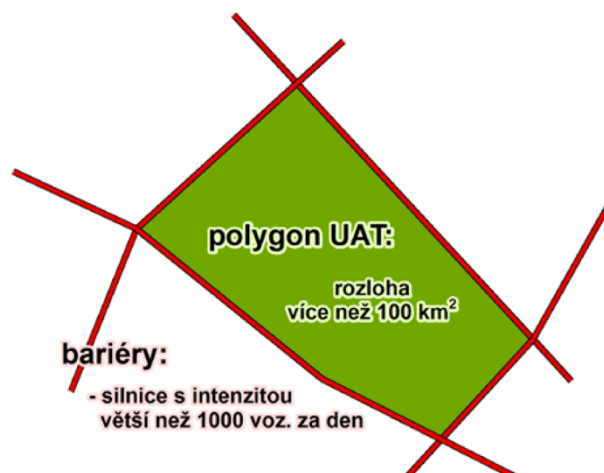
- Metoda využívající nefragmentované území

Tato metoda je založena na definici území pomocí určitého algoritmu a následné vymezení těchto území v mapách (Anděl et al., 2010).

**Metoda UAT** – *Unfragmented Area by Traffic* (Galwak, 2001) (dále jen UAT). Polygon UAT je část krajiny, která současně splňuje dvě podmínky. Území je ohraničeno buď silnicemi, které mají intenzitu dopravy vyšší než 1000 vozidel/den nebo vícekolejnými železnicemi (limitní intenzita fragmentačního charakteru). Druhá podmínka je, že zkoumané území má rozlohu rovno nebo větší 100 km<sup>2</sup> (limitní velikost území). Schéma polygonu UAT je zobrazeno na obr. č. 2 (Anděl et al., 2005). Tyto hodnoty jsou základní a nejčastěji používané, ale mohou být



voleny i jiné limitní hodnoty. V lokálním a regionálním měřítku se někdy používá menší limitní velikost polygonů a to například 50 km<sup>2</sup>. V evropském měřítku se fragmentační bariéry nedefinují intenzitou dopravy, ale kategorií komunikace (Anděl et al., 2010).



Obr. č. 2: Schéma polygonu UAT (Anděl et al., 2010).

### 3.2.3. Přístup z pohledu průchodnosti konkrétních bariér

Při tomto přístupu jsou vlivy fragmentace většinou hodnoceny na úrovni menších území nebo na konkrétních lokalitách. Migrační potenciál je dle Technických podmínek 180 Ministerstva dopravy (2006) nastaven jako základní pojem, který je využíván k výběru, návrhu a hodnocení jednotlivých migračních objektů pro živočichy (Anděl et al., 2006). Vyjadřuje předpoklady migračního objektu k migraci zvěře. Migrační profil se pokládá za funkční, pokud je využíván živočichy a zároveň zajišťuje jejich bezpečnou migraci přes pozemní komunikaci (Větrovcová, 2015).

Efektivní plocha se, dle metodického doporučení (MŽP, 2006), vypočítá takto:

$$EA = \sum a_i \cdot k_i(\text{km}^2)$$

$a_j$  = celková rozloha všech ploch  $i$ -tého biotopu v UA (km<sup>2</sup>)

$k_j$  = index kvality  $i$  – tého biotopu (v uzavřeném intervalu 0;1)

Kategorizace biotopů a indexy kvality jsou znázorněny v tabulce č.1.

### Kategorizace biotopů a indexy kvality

č.	k	biotopy
1	0,0	sídla, průmyslové areály, těžba nerostných surovin
2	0,1	pole
3	0,2	sady, vodní toky, vodní plochy
4	0,5	louky
5	1,0	les, rašeliniště

Tab. č.1: kategorizace biotopů a index kvalit (MŽP, 2006)

Migrační potenciál nabývá hodnot v rozmezí 0 – 1. 0 znamená nefunkčnost, nachází se zde zcela neprůchozí objekt. 1 znamená ideální stav, kde živočichové objektem migrují bez znatelných vlivů komunikace (Větrovcová, 2015).

V posuzování funkčnosti migračních profilů je kladen důraz na migrační potenciál ekologický (MPE) a migrační potenciál technický (MPT). Celkový migrační potenciál (MP) se dle Větrovcové (2015) vypočítá jako:

$$\mathbf{MP = MPE * MPT}$$

Hlavními kroky v přístupu, který je založený na celistvosti krajinných celků, jsou vymezení a vyhodnocení kvality jednotlivých nefragmentovaných oblastí (Větrovcová, 2015).

### **3.3. Fragmentace krajiny v České republice**

Během posledních přibližně 40 let došlo k zásadním změnám ve struktuře krajiny (Anděl et al., 2009). Příčinnou byly především ekonomické a politické změny a změny vlastnických poměrů (Lipský, 2000). Ačkoliv se po roce 1989 krajina změnila převážně pozitivně, není její současný stav a stav biodiverzity uspokojivý (MŽP, 2010). Hlavní změny ve struktuře a kvalitě krajiny byly po roce 1989 významně ovlivněny restitucí pozemkového majetku, transformací velkých zemědělských družstev a privatizací státních statků (Miko, Hošek, 2009). Krajina ČR se ve druhé polovině 20. století stala předmětem nepřiměřené intenzifikace zemědělské i lesnické výroby a nadměrné nebo nevhodné urbanizace (MŽP, 2010). V podhorských a horských oblastech se orná půda mění na trvale travní porost nebo se nechává zarůstat v rámci

sekundární sukcese (Miko, Hošek, 2009). Změny krajiny ovlivňují možnost trvalé existence velkých savců na našem území. (Anděl et al., 2009).

Krajina je plná nejrůznějších překážek, které brání v pohybu živočichů. K nejvýznamnějším bariérám patří v ČR dálnice a to nejen z důvodu velké intenzity provozu, ale také z důvodu oplocení a dalších významných prvků, které mají zabránit střetu živočichů s automobily (Sklenička, 2011). Významné bariéry tvoří i silnice nižší třídy, rychlostní železniční koridory nebo umělé plavební kanály (Sklenička, 2011).

V současné době struktura krajiny v ČR neposkytuje vhodné životní podmínky pro planě rostoucí druhy rostlin a volně žijící živočichy. To znamená velký problém pro budoucí biodiverzitu. V současné době je v ČR ohroženo 34% druhů savců, 52% druhů ptáků hnízdících v ČR, 50% druhů plazů, 43% druhů obojživelníků, 43% druhů ryb a 60% druhů vyšších rostlin (MŽP, 2010).

Současná krajina ztrácí schopnost přirozeného spojovacího článku mezi jednotlivými populacemi.

Metodou UAT (Unfragmented area by traffic), která je již blíže popsána v kapitole 3.2. „Hodnocení vlivu fragmentace krajiny“, lze konstatovat, že podíl nefragmentovaného území klesl za 25 let z 81% na 64% rozlohy ČR znázorněno v tab. č. 2 (Anděl et al., 2009).

Vývoj číselných indikátorů fragmentace:

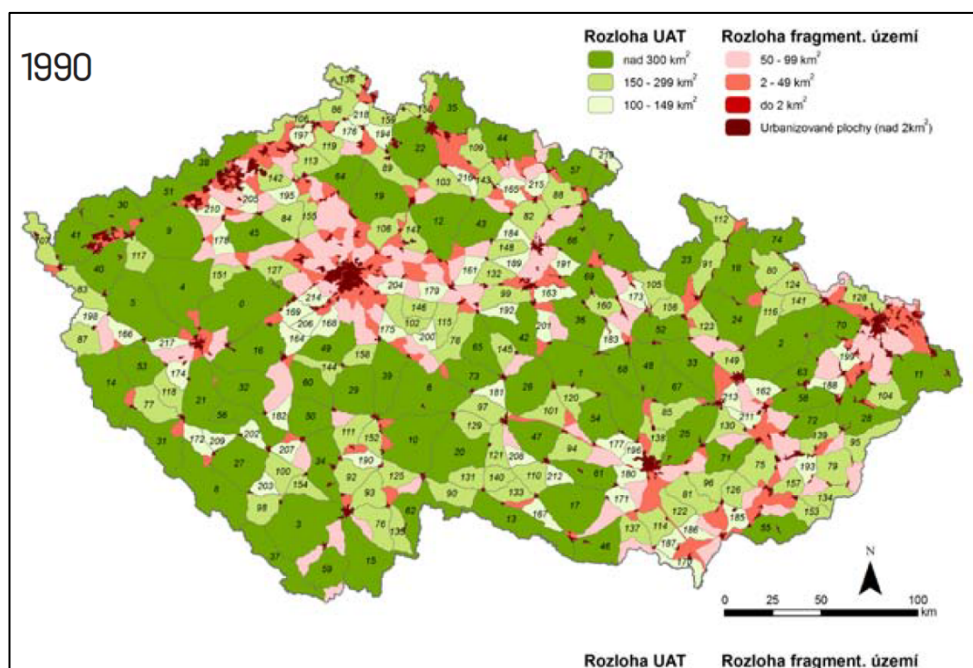
		1980	2000	2005
<b>Průměrná velikost polygonů UAT</b>	km <sup>2</sup>	307	236	218
<b>Podíl nefragmentovaných oblastí v ČR</b>	%	81	68	64

Tab. č. 2: Vývoj číselných indikátorů fragmentace (Anděl et al., 2009)

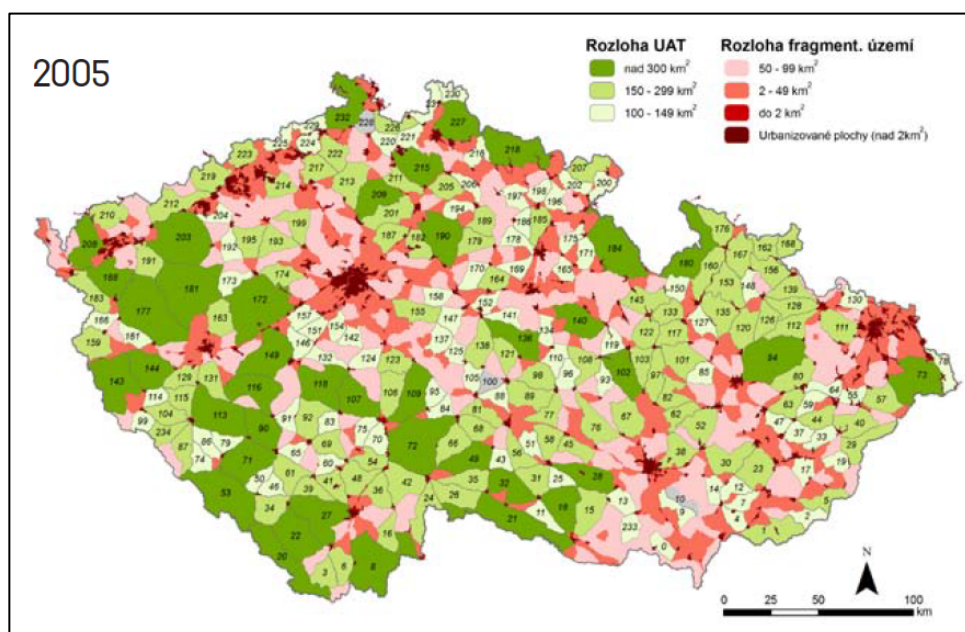
Následkem toho bylo i snížení průměrné velikosti jednotlivých nefragmentovaných území (Anděl et al., 2010). Fragmentace krajiny v letech 1990, 2005 a následná prognóza stavu v roce 2040 v České republice je znázorněna na obrázcích č. 3, 4, 5.

Na obr. č. 3 je patrné, že v roce 1990 byl na území České republiky velký podíl nefragmentovaného území o velikosti více než 200 km<sup>2</sup>.

Fragmentované oblasti se nacházeli především v okolí velkých, především krajských měst, nebo na území, které bylo ovlivněno těžbou nerostných surovin (Anděl et al., 2010).

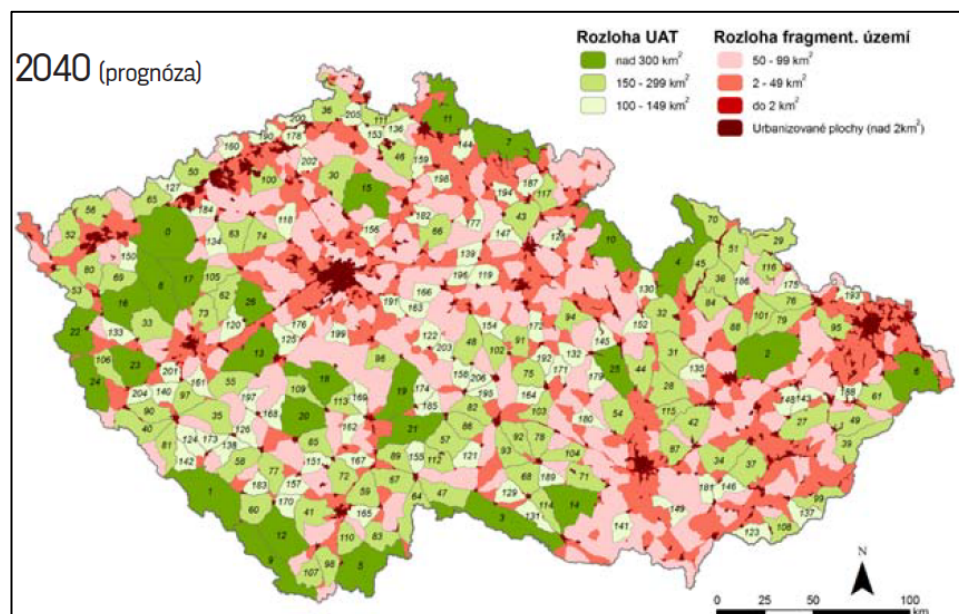


Obr. č. 3: Fragmentace krajiny České republiky v roce 1990 (Anděl et al., 2010).



Obr. č. 4: Fragmentace krajiny České republiky v roce 2005 (Anděl et al., 2010)

Na obr. č. 4 je viditelný zvýšený podíl fragmentovaného území na rozdíl od roku 1990. Toto území je především v oblastech výstavby nové infrastruktury, nových nebo zvětšujících se sídelních objektů.



Obr. č.5: Prognóza fragmentace krajiny České republiky pro rok 2040 (Anděl et al. 2010)

Na obr. č. 5 je znázorněna budoucí možná fragmentace krajiny. Podíl fragmentované a nefragmentované oblasti se obrátí. Velké nefragmentované celky nad 300 km<sup>2</sup> zůstanou jen na několika málo částech ČR. Většina z nich bude v horských oblastech (Anděl et al., 2010).

Česká republika se v roce 2009 s 78% řadila k zemím střední a západní Evropy, které mají méně hustou silniční síť, s relativně velkým podílem nefragmentovaných oblastí. Tabulka č. 2 znázorňuje podíl nefragmentovaného území ve vybraných zemích střední a západní Evropy

Stát	Indikátory dopravy		Indikátory fragmentace	
	Hustota silniční sítě	Hustota přepravního výkonu osob	Průměrná velikost UAT	Podíl nefragmentovaných oblastí
	km/km <sup>2</sup>	Osoba/km/km <sup>2</sup> /den	km <sup>2</sup>	%
Belgie	4,9	10 280	785	26
Lucembursko	2	6860	514	12
Nizozemsko	3	9740	703	17
Německo	1,8	6640	826	42
<b>Česká republika</b>	<b>1,6</b>	<b>2390</b>	<b>1480</b>	<b>78</b>
Slovensko	0,4	1370	2241	94
Polsko	1,2	1590	2763	91

Tab. č. 3: Číselní indikátory fragmentace krajiny ve vybraných zemích střední a západní Evropy (Anděl et al., 2009)

Při tvorbě nové komunikace je v České republice, v některých případech, uplatňován systém, postavení nové, větší silnice nedaleko té stávající. Tím se vytvoří nová bariéra, která zapříčiní ztíženou průchodnost (Dufek, 2004).

### 3.3.1. Fragmentace krajiny v legislativě

Problematika fragmentace krajiny a její prostupnosti pro volně žijící živočichy je nejvíce řešena třemi zákony. Tyto tři zákony reprezentují tři hlavní složky této problematiky. Biologický druh, zájmové území a fragmentační bariéru.

- Zákon o ochraně přírody a krajiny (č. 114/1992 Sb.)

Řeší problematiku z pohledu ochrany přírody respektive ochrany vybraných druhů nebo populací a biotopů, které ubývají.

Přímo s fragmentací krajiny tento zákon nepracuje. V obecné rovině je možné založit ochranu konektivity na vymezení územního systému ekologické stability (USES) nebo zvláštní druhové ochraně (Větrovcová, 2015).

- Územní systém ekologické stability (dále jen ÚSES)

Je definován jako vzájemně propojený soubor přirozených i pozmeněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů. Jeho vytváření je ve veřejném zájmu, na kterém se podílejí vlastníci pozemků, obce i stát. ÚSES se skládá z vymezených biocenter a biokoridorů, definované ve Vyhlášce č. 395/1992 Sb., pomocí které se provádějí některá ustanovení zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů.

- Zákon o územním plánování a stavebním řádu 183/2006 Sb., ve znění pozdějších předpisů

Tento zákon se přímo nezabývá fragmentací nebo konektivity krajiny, ale ve svých cílech ji zohledňuje. Například veřejné zájmy včetně ochrany přírody a krajiny § 18, odst. 1, 4,5 a udržitelný rozvoj území (Větrovcová, 2015).

- Zákon o posuzování vlivu na životní prostředí (100/2001 Sb.) – ve znění pozdějších předpisů

Tento zákon řeší problematiku z hlediska bariér, které fragmentaci způsobují respektive z hlediska záměrů, jejichž realizace představuje zavádění takových bariér (Větrovcová, 2015).

Podle typu hodnoceného záměru/koncepce a jeho rozsahu jsou rozlišovány dva základní procesy:

EIA (*Environmental Impact Assessment*, tzv. projektová EIA) – používá se pro hodnocení záměrů, které vytvářejí jednotlivé bariéry v krajině.

SEA (*Strategic Environmental Impact Assessment*, tzv. strategická EIA), která se používá pro hodnocení koncepčních materiálů na celostátní a krajské úrovni a pro posuzování územních plánů (Větrovcová, 2015).

V případě záměrů, kterými jsou liniové dopravní stavby, je vhodné využít ke zmírnění nebo vyloučení případné fragmentace krajiny tzv. migrační studii.

### **3.4. Vliv jednotlivých druhů pokryvu na kolize se zvěří**

Divoká populace kopytníků se zvyšuje a jejich hustota v Evropě roste (Apollonio et al., 2010). Podle Bartoničky et al., (2014) je jeden z nejvýznamnějších faktorů, který určuje počet a druhovou diverzitu sražených druhů biotop, v kterém druhy žijí. Nejvíce ohroženými druhy fragmentací jsou hlavně velcí savci (Hlaváč et al., 2001), kteří jsou citliví na způsob života i na své teritoriální nároky (Anděl et al., 2015). Fragmentací jsou ovlivněny především druhy, kteří obývají rozsáhlá území a mají malý počet jedinců (Hlaváč et al., 2001). Některé především menší druhy se mohou pohybovat na větší vzdálenosti i přes nevhodné habitaty. Pohyb přes fragmentovanou krajinu může způsobovat riziko vyhynutí (Bolger et al., 1997) a projevuje se to především u malých savců při vysoké míře fragmentace, která je typická pro městskou nebo příměstskou krajinu (Rondinni, Doncaster, 2002).

Pro hodnocení změn terénu je nejvýznamnější část 0 – 300 m od silnice (Saunders et al., 2002). V případě dálnic dosahuje ovlivněná oblast



až několik tisíc metrů (Forman, Alexander, 1998). Druhy se přesouvají i několik stovek kilometrů mezi potravními stanovišti, odpočinkovými místy, nocovištěm a stanovišti s vodními zdroji (Anděl et al., 2015). Pro zajištění dlouhodobé existence populací je nutné zajistit funkční propojení vhodných biotopů (Anděl et al., 2015). Bezprostřední blízkost silnic rozhoduje o využití heterogenity krajiny během dne a noci u srnčí zvěře (Bonnot et al., 2012).

### 3.4.1. Les

Lesní ekosystémy jsou domovem pro mnoho druhů živočichů. Každý druh využívá lesní ekosystém jiným způsobem a má na něj odlišné nároky (Anděl et al., 2015). V České republice se lesní biotopy vyskytují nepravidelně a jsou od sebe vzdáleny desítky kilometrů. Jsou odděleny oblastmi, které jsou pro tyto druhy méně vyhovující. Jsou to především intenzivně obdělávané nížinné oblasti bez dostatečné zeleně (Anděl et al., 2015). Fragmentací lesních celků se některé druhy dostali do otevřené krajiny a vytvářejí větší a celistvější skupiny, které vykazují antipredační chování (Jepsen, Topping, 2004). Lesní ekosystémy jsou domovem pro velké savce a kopytníky. Mortalitu těchto druhů při kolizích s automobily ovlivňuje jejich potřeba migrace. Většina spárkaté zvěře je vázaná svým výskytem na lesní prostředí. Lesy s přirozenou strukturou porostů obvykle poskytují dostatek potravních zdrojů v průběhu celého roku (Holišová et al., 1982).

Druhy, které obývají lesní ekosystémy, jsou vázány na rozsáhlejší oblasti a mají vysoké nároky na velikost vhodného prostředí (Karlson, Mörstberg, 2015), jak z hlediska trvalého výskytu, tak i z hlediska migrace (Anděl et al., 2015).

Jelenům běloocasým (*Odocoileus virginianus*) vyhovuje heterogenní krajina, ve které se střídají lesy a pole avšak nejvíce srážek nastává v blízkosti zalesněných oblastí, především tam, kde je zalesněná oblast až k okraji silnice (Üeckermann, 1964).

Blízkost silnic ovlivňuje využívání stanovišť během dne a noci (Bonnot et al., 2012). Srnec obecný (*Capreolus capreolus*) obývá zalesněné území



především v denní dobu v místech, která jsou spojena s vysokou úrovní lidské činnosti (Hewison et al., 2001). S rostoucí vzdáleností od lidských obydlí se užívání lesů v denní dobu snižuje, naopak během lovecké sezóny se využívání lesního prostředí zvyšuje (Bonnot et al., 2012). Zvěř přednostně využívá husté porosty v okolí komunikací a objevuje se nečekaně (Drmot, 2014). To zvyšuje pravděpodobnost srážek s automobily (Madsen et al., 2002).

Divoká prasata (*Sus scrofa*) se v zalesněném území pohybují většinou v době odpočinku nebo lesní prostředí využívají jako úkryt před predátorem (Zuberogitia et al., 2014).

Vlk Obecný (*Canis lupus Linnaeus*) obývá především špatně přístupná místa v horských oblastech s vysokou mírou lesnatosti (Kusak et al., 2005). Při nedostatku potravin překračují tyto silnice a mortalita jedinců, kteří tyto silnice překračují je velmi vysoká. Smrt, způsobena kolizí s dopravními prostředky je druhou nejčastější příčinou smrti Vlka Obecného (Krizan, 1997).

Los Evropský (*Alces alces*), kterému nejvíce vyhovují vlhké bažinaté lesy nížin a pahorkatin. S příchodem mrazů se Los Evropský přesouvá do lesních komplexů, které jsou sušší. Vyhledávají paseky s listnatými dřevinami a borovými mlazinami (Homolka, 2000). Ve střední Evropě bylo nejčastější příčinou smrti losa střet s vozidly (38%), při kterých hyne až 92% sražené zvěře (Seiler, 2004). Míra mortality na silnicích v zimním období je ovlivněna nízkými teplotami a výškou sněhové pokrývky (Rolandsen et al., 2010).

#### **3.4.2. Zemědělská půda**

Většina druhů, obývajících nelesní ekosystémy, mají nižší nároky na velikost obývaného prostoru a nižší mortalitu (Anděl, 2015).

Na zemědělské půdě si druhy opatří potravu ve vysoké kvalitě (Abbas et al., 2011). Rozvoj zemědělské činnosti vede ke snížení dostupnosti azylových stanovišť. Oblast, s vysoce kvalitními stanovišti, zvyšuje pravděpodobnost kontaktu zvěře s lidmi a zvyšuje se i možnost srážek s automobily (Kilgo et al., 1998). Na komunikaci, která prochází

krajinou s travnatými porosty a poli, ohraničena vysokými stromy, živočišné reagují. Důsledek alejí v okolí komunikací může způsobit až třikrát vyšší úmrtnost malých obratlovců, než na dálnicích (Clevenger et al., 2003).

Plodiny, které jsou pěstovány v okolí komunikací, mohou mít podstatný vliv na mortalitu zvěře (McCall et al., 2010), která je ve srovnání s lesními stanovišti na zemědělské půdě menší (Cicort-Licacius et al., 2012).

Zajíc polní (*Lepus europaeus*) patří spolu se srncem obecným (*Capreolus capreolus*) mezi nejvíce usmrcovanou zvěř dopravními prostředky (Hell et al., 2005).

Nejvyšší ekologické hodnoty a nejvyšší biodiverzita v zemědělské krajině jsou polní okraje (Gabriel et al., 2006). Zaječí zvěř využívá tyto oblasti pro odpočinek během neaktivní části dne a jako zdroj přirozené a pestré potravy (Schai-Braun et al., 2013).

Srnc obecný (*Capreolus capreolus*) s rostoucí vzdáleností od silnice využívá v denní dobu více otevřená stanoviště, jako jsou louky, pole a trvale travní porost. Atraktivní plodinou pro srnce je například vojtěška (Hodson, Snow, 1965). Nevíce usmrčených kusů srncí zvěře se nachází v polních oblastech a v zimě v blízkosti porostů řepky olejky (*Brassica napus*) (Moulis, 2007).

Divoká prasata (*Sus scrofa*), využívají zemědělské půdy a trvale travní porosty zejména v noci, kde mohou snadněji najít bylinné kořeny a bezobratlé živočichy (del Real et al., 2014). Atraktivní plodinou je pro prase divoké kukuřice (Hodson, Snow, 1965).

### **3.4.3. Ekoton**

Ekoton je přechodová zóna mezi dvěma a více různými ekosystémy (Sklenička, Šálek, 2005). Vyskytuje se zde vyšší počet druhů. Často zde žijí druhy, které se vyskytují v obou hraničních společenstvech a druhy, které jsou charakteristické pro přechodnou zónu (Sklenička, Pixová, 2004).

Vegetace v blízkosti silnic mnohdy poskytuje stanoviště pro mnoho

druhů (Bissonette, Rosa, 2009). Je zde zaznamenán výskyt obojživelníků, plazů, ptáků i savců (Dufek et al., 2004). V některých případech v blízkosti silnic žije i většina celého stanoviště (van der Ree, Bennett, 2003). Živočichové, kteří žijí v těchto lokalitách, jsou vystaveny hluku (Seiler, 2001), osvětlení z vozidel i posypové soli (Cost 341). Hluk silnic má odrazující efekt pro velké savce nicméně některé druhy savců se dostávají ke komunikaci kvůli potravě, například ježky láká přítomnost velkého množství bezobratlých. Malé lasicovité šelmy a kočky láká lehce dostupná potrava v podobě kadáverů (Foppen, Reijner, 1994). Velké množství ptáků je usmrceno na okraji lesů a na křižovatkách s lesními cestami (Madsen et al., 1998). Mezi nejčastěji sražené druhy ptáků patří pěvci například vrabci, drozdi a červenky (Guinard et al., 2012), kterým silnice kříží jejich pravidelné letové trasy a brání v efektivitě jejich hlasového projevu a omezuje nález vhodného sexuálního partnera (Bartonička et al., 2014). Ve výzkumu Bartonička et al., (2014), zjistili, že některé druhy, které obývají především lesní stanoviště, se hojně vyskytují na ekotonové lokalitě např. myšice lesní (*Apodemus flavicollis*). Okraje silnic mohou v dnešní době představovat cenné biotopy (Oxley et al., 1974).

#### **3.4.4. Vodní plochy a toky**

Křížení vodního toku s komunikací může být pro mnoho živočichů velmi rizikový. Pro některé druhy vodních organismů může být považována za bariéru již samotná vodní plocha. Samotná silnice, na hrázi vodní plochy, obvykle bariérový účinek rozšíří i na další skupiny živočichů. Silnice, které vedou po hrázi rybníka, představují pro migrující živočichy zvýšené riziko. Překonání silnice v okolí vodní plochy v zastavěném území může hráz rybníka působit jako zcela nepřekonatelná bariéra (Hlaváč, Anděl, 2008).

Některé druhy obývající vodní prostředí využívají vodní prostředí i k migraci. Nevhodná technická řešení vodních toků (jezy, mosty, regulace toků aj.), nutí některé druhy taková místa obíhat a používat přílehlé komunikace, to vede ke zvýšené mortalitě na silnicích (MŽP, 2015).

Úmrtnost obojživelníků závisí zejména na vzdálenosti vodní plochy od

komunikace (Seshadri et al., 2009). Čím je komunikace blíže vodní ploše, tím více obojživelníků při migraci umírá (Glista et al., 2007). Nejčastěji usmrcovaným obojživelníkem je Ropucha obecná (*Bufo Bufo*). Nejvyšší počet usmrcených jedinců je v údolních oblastech, kde se v blízkosti silnic nachází malé potoky, které jsou pro tento druh příznivé (Fuhn, 1960).

### **3.5. Road Ecology**

Silnice jsou především fyzické projevy sociálních souvislostí a ekonomických a politických rozhodnutí, které vedou ke změnám využívání půdy (Coffin, 2007).

Termín „Road ecology“ byl poprvé použit v roce 1981 v německém jazyce jako StraÙeökologie. (Ellenberg et al., 1981). Cílem silniční ekologie je kvantifikovat ekologické vlivy silnic a zabránit, minimalizovat a kompenzovat jejich negativní účinky na jednotlivce, populace, společenstva a ekosystémy (Forman et al., 2003).

Silnice mají mnoho negativních vlivů na přírodní populace a jejich stanoviště po celém světě (Trombulak, Frissell, 2000). Nejzávažnější z těchto negativních vlivů jsou kolize neboli Wildlife vehicle collision dále jen WVC. V některých případech může být mortalita zvířete na silnicích tak vysoká, že překračuje přirozenou mortalitu (Mrtká, Borkovcová, 2013).

### **3.6. Liniové stavby**

Největší negativní vliv z hlediska bariér mají liniové bariéry v podobě dálnic a silnic vyšších tříd a vysokorychlostní železniční tratě, které jsou vedeny přes obývané prostředí. Liniové stavby mají za následek zvýšenou mortalitu zvířete, omezení migrace, úbytek vhodných biotopů nebo vlivy způsobené osvětlením nebo hlukem (Anděl et al., 2015). Omezeným přístupem ke zdrojům na druhé straně silnice může dojít k rozdělení populací druhů (Fisher, Lindenmayer, 2007).

Konstrukce silnic mění reliéf krajiny, hustotu půdy, hydrologické a mikroklimatické poměry, užívání půdy a složení lokalit v krajině. V některých případech ovlivňuje i průtok podzemní vody což má vliv na vegetaci (Dufek et al., 2004). Některé druhy živočichů může rušit

osvětlení silnic a naopak osvětlení přitahuje hmyz, který je pro některé druhy potravou. V zahraničí byly zaznamenány případy, kdy v blízkosti silnic byl spatřen vyšší výskyt netopýrů (Dufek et al., 2004).

### **3.7. Negativní vliv dopravy se střety se zvěří**

Silnice a jejich krajnice poskytují útočiště pro některé druhy především pro drobné savce a hmyz (Oxley et al., 1974). Doprava může mít na populaci divoké zvěře přímé i nepřímé účinky. Buď prostřednictvím zvýšené úmrtnosti v důsledku přímých srážek s vozidly, nebo prostřednictvím fragmentace biotopů (Ha, Shilling, 2018). Hlavním důvodem zvýšené úmrtnosti živočichů na silnicích je křížení migračních cest, rozsah území a rozdělení území silnicí. Silniční prostředí je pro druhy atraktivní a slouží jako „ekologické pasti“ nebo mohou pro některé druhy sloužit jako nová stanoviště.

Organismy umírají při kolizích s automobily, protože se snaží dosáhnout svých zdrojů. Tj. jídlo, vodu, místo pro odpočinek aj. (Smith, 2003). Živočichové hledají nové potravinové zdroje, jako jsou mršiny a píče. Negativní vliv dopravní infrastruktury na krajinu lze pozorovat v určité vzdálenosti a vytváří efekt „zóny“ podél silnic (Reinen et al., 1996). Forman, Alexander (1998), odhadují, že je silničním efektem ovlivněno 15 až 20% celkové rozlohy Spojených Států Amerických. Reinen et al., (1995) odhaduje 16% ovlivněné plochy v Nizozemsku. Forman et al. (2002) prokázal, že 300 – 1000 metrů od silnice je výrazně snížená hustota populací, aktivita jedinců, druhová rozmanitost jak živočišných, tak i rostlinných druhů. Vliv na úmrtnost živočichů má i lodní doprava. Nejčastější příčinou úmrtí západoindického Kapustňáka (*Trichechus manatus latirostris*) je srážka s lodí v pobřežních vodách u Floridy (O’Shea et al., 1985). Časový průběh WVC závisí na měnících se zdrojích, životní historie, rozptýlení, hibernaci, pastevních vzorech aj.,(Davies et al., 1987).

### 3.8. Hotspots

Úrazy, dopravní nehody a úmrtí představují bezpečnostní problém na celém světě. (WHO, 2015). Hotspoty jsou místa s vysokou koncentrací kolizí na co nejkratší ploše (Dansk, Porter, 2010). Může se srovnávat nárůst WVC mezi jednotlivými lety nebo průběhu jednoho dne. Databáze dopravních nehod obvykle obsahují přesné (GPS) souřadnice (Gundoglu, 2010). Pro vymezení hotspotů, kde dochází k nejvíce WVC je používáno mnoho metod. Metoda Kernel density estimation (KDE) je metoda, která překonává potřebu prostorové agregace dat havárie a je schopna identifikovat prostorové seskupení podél silnic (Bíl et al., 2019). Složitější metoda je pomocí tzv. shluků. Metoda shlukování vychází z předdefinované prahové hodnoty vzdálenosti a celkové délky silnic (Snow et al., 2011). V České republice je 2762 shluků (srazenazver.cz).

Místa hotspotů jsou velmi ceněná pro dopravní inženýry, správce silnic, dopravně bezpečnostní výzkumníky, ale i pro řidiče. Pomocí těchto míst mohou správci silnic rychleji identifikovat nejnebezpečnější místa v rámci dopravní sítě z pohledu WVC (Bíl et al., 2017). Prostorové a časové seskupení WVC jsou opakovaně používány k informování kde je nejvíce potřeba použít zmírňující opatření (Santos et al., 2017)

## **4. Metodika:**

Diplomová práce se zabývá posouzením vlivu jednotlivých rekultivací a jejího potencionálního dopadu na incidenci kolizí dopravních prostředků s lesní zvěří.

Tato práce byla vypracována na základě zvoleného území, které představuje Severozápad Čech.

Praktická část diplomové práce je zpracována z hlediska analýzy vlivu rekultivovaných oblastí na incidenci kolizí lesní zvěře s dopravními prostředky. Pro zpracování veškerých dat byl použit Geografický informační systém (GIS), softwarový program ArcMap. Veškerá data jsou vytvořena v podobě shapefile.

Data land coveru byla stažena z volně dostupných webových stránek. Tato data obsahovala jednotlivé land covery pro celou Evropu v letech 2000, 2006, 2012 a 2018. Dalším krokem bylo pomocí funkce clip oříznout tuto vrstvu na požadované území, následovalo rozdělení land coveru podle kódu jednotlivých krajinných pokryvů. V atributové tabulce byl přidán sloupec, kam byly přidány názvy podle kódu.

Data Silnic a hranic Krajů pro získání hranice území byly získány z ArcČR500. Pro silnice byla použita Topografická data a pro kraje administrativní členění.

Data o kolizích v jednotlivých letech byla získána z databáze Policie ČR, která byla za pomoci souřadnic X a Y vložena do ArcMapu. Data byla pro celé území České republiky se všemi druhy nehod. Pomocí funkce clip byly oříznuty podle požadovaného území a vyfiltrované jen kolize se zvěří. Tímto způsobem vznikly vrstvy pro všechny sledované druhy.

Pomocí funkce Kernel Density byla vygenerována místa s nejvyšším počtem kolizí pro jednotlivé roky. Nová vrstva ÚSES, byla stažena z online map ArcGisu.

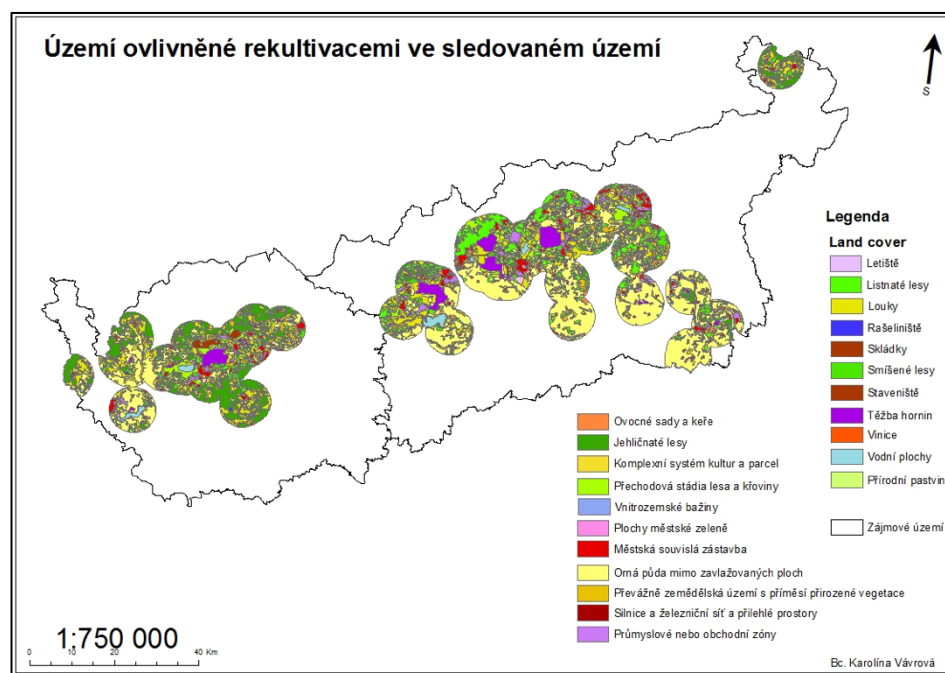
Vrstva těžebních oblastí pro zjištění rekultivovaných ploch byla vyfiltrována z již vzniklých land coverů podle roku 2000.

Následně proběhl export jednotlivých atributových tabulek do excelu pomocí funkce Table to Excel.

V Excelu probíhalo pomocí kontingenčních tabulek vyfiltrování potřebných dat, tvorba tabulek a následné grafy potřebných dat.

Veškeré shapefile a výstupní layouty jsou v koordinačním systému S – JTSK\_Krovak\_East\_North (5514).

Na obrázku č. 6 je znázorněno území ovlivněné rekultivacemi ve



sledovaném území.

Obr. č.6: znázorňující území ovlivněné rekultivacemi ve sledovaném území (vlastní zpracování)



## **5. Stručná charakteristika území**

### **5.1. Obecné charakteristika území**

Zkoumané území je tvořeno dvěma kraji. Ústeckým s rozlohou 5335 km<sup>2</sup> a Karlovarským s rozlohou 3314 km<sup>2</sup> (Štýs, 2015). Severní hranice území kopíruje státní hranice se Spolkovou republikou Německo, na jihu sousedí s Plzeňským a Středočeským krajem a na východě s krajem Libereckým. Klimatické podmínky oblasti jsou nejvíce ovlivňovány srážkami a teplotou. Průměrné roční srážky se pohybují v rozmezí 450 až 700 mm a průměrná teplota se pohybuje mezi 5 až 9°C (Štýs, 2014).

### **5.2. Krajina Severozápadních Čech**

Krajina Severozápadních Čech prošla v posledních 100 letech výraznými změnami. Některé tyto změny byly tak výrazné, že došlo k úplné likvidaci vegetačního pokryvu a tím byly zničeny původní ekosystémy. Příčinou změny povrchu byla zejména povrchová těžba v okolí měst Most, Litvínov, Chomutov, Kadaň a Sokolov (Štýs, 2000). Podkrušnohorské uhelné pásmo je rozčleněno na několik dílčích pánví, z nichž hlavními jsou Mostecká s rozlohou 1420 km<sup>2</sup>, Chebská s 300 km<sup>2</sup> a Sokolovská s 200 km<sup>2</sup> (Štýs et al., 2014). Hlavní rozdílností uhelných revírů, zejména při povrchové těžbě, byly a jsou změny krajiny (Vráblíková et al., 2008).

Krajina severozápadních Čech je velmi fragmentovaná nejen z důvodu těžby hnědého uhlí, ale také z důvodu rozsáhlé průmyslové činnosti, hustotou zalidněného území a hustou sítí liniových staveb (Pecharová et al., 2011). Těžbou došlo k úplnému zničení původních ekosystémů, změnil se reliéf území a došlo ke změně využívání půdy v okolních oblastech (Sklenička, Lhota, 2002). Důsledkem rozlehlých změn krajiny severozápadních Čech je zcela nefunkční ÚSES (Bejček et al., 2006). Takto narušená krajina povrchovou těžbou je extrémním typem kulturní krajiny, mnohdy nazývána jako antropogenně podmíněnou industriální krajinou. Krajina v této oblasti je velmi dynamická. Před

zahájením průmyslové těžby cca před 160 let by se dala označit jako krajina harmonická. V dnešní době má výrazné rysy industriální a hospodářské činnosti. V průběhu těžby byla krajina severozápadních Čech devastována a post těžební obnovou je možno vrátit jí do krajinných typů, které jsou z hlediska polyfunkčního charakteru částečně vyvážené (Pecharová et al., 2011).

### **5.3. Vliv těžby na krajinu severozápadních Čech**

Severní Čechy jsou spojeny především s těžbou hnědého uhlí (Vráblíková, 2010). Původní charakter krajiny odpovídal plošině až nízké pahorkatině, který důsledkem těžby úplně zmizel. Charakter původní krajiny byl těžbou změněn převážně na konvexní a konkávní tvary, které jsou typické pro oblasti výsypek, odkališť, propadlin, velkolomů a zbytkových jam. Krajině dominují stále funkční povrchové lomy a území, které jsou v různém stádiu rekultivací (Vráblíková, 2011).

Těžba dosáhla svého vrcholu v roce 1984. Od té doby je těžba v útlumu. Předpokládá se, že útlum potrvá až do poloviny 21. století, kdy těžba na severozápadě Čech skončí (Štýs, 2014). Na severozápadě se dodnes vytěžilo 3,5 mld. tun uhlí. Pro představu je to množství odpovídající 35násobku odtěžené zeminy při stavbě Panamského průplavu (Štýs, 2002).

Během otvírkového období dominují v krajině především rozlehlé zábory půdy pro vlastní lom, ale i pro vnější výsypky. V těžebním období jsou vytvořeny podmínky pro postupné uvolňování pozemků pro rekultivace. V konečné fázi těžebního období rekultivační činnost převyšuje samotnou těžbu. Období po ukončení těžby, lze nazvat také jako rekultivační období. Nedochází k záborům pozemků kvůli samotné těžbě, ale veškeré těžební pozemky jsou uvolněny pro rekultivační činnost. Jedná se, jak o samotný prostor lomu, tak i o výsypky (Štýs, 2015).

Těžba zejména lomová se podílí na všech aktivitách člověka, především na dynamické proměně krajiny. Vnější výsypky, zbytkové jámy po lomech, poklesy a odvaly způsobují transformaci reliéfu. Těžbou, ukládáním a transportem nadložních hornin a hlušiny vznikají rozdílné

stratigrafické a petrografické vlastnosti daného území. Deformována je i hydrosféra jak povrchová tak podpovrchová voda, infiltrační a odtokové poměry, výpary a srážky. Na celém území zasažené těžbou dochází k degradaci nebo dokonce až k destrukci pedosféry (Štýs, 2014). Zvyšuje se prašnost a je pozměněn reliéf krajiny (Vráblíková, 2011). Velké plochy bez zeleně ovlivňuje kvalitu ovzduší a mikro i mezoklimatické charakteristiky (Štýs, 2014). Ovlivněné jsou teploty na výsypkách a je přítomna teplotní inverze doprovázena imisními situacemi (Vráblíková, 2011).

V celém těžebním prostoru i v jeho okolí je výrazně narušena biota fytoocenóz, zoocenóz i mikrobiální cenózy. Veškeré výše zmiňované vlivy působí negativně nebo dokonce destruktivně na ekosystémy a ve větším celku výrazně znehodnocují sociální charakteristiky a celkový ráz krajiny (Štýs, 2002). Před zahájením těžební činnosti na území Severozápadu Čech bylo relativně nízké zastoupení ekologicky stabilních prvků. Důvodem bylo využívání krajiny především pro intenzivní zemědělství (Hendrychová, Kabrna, 2016). Tabulka č. 4 znázorňuje hlavní příčiny degradace krajiny a snižování biodiverzity v severozápadních Čechách příčiny degradace krajiny a snižování biodiverzity v severozápadních Čechách

Hlavní příčiny degradace krajiny a snižování biodiverzity na severozápadě Čech

	<b>Příčina</b>	<b>Důsledek</b>
<b>1.</b>	Povrchová těžba hnědého uhlí a doprovodná těžba stavebních a jinak využitelných materiálů, zakládání výsypek	Negativní změny v charakteru a vzhledu krajiny, likvidace relativně přirozených biotopů, snížení až ztráta biodiverzity
<b>2.</b>	Zaostávání rekultivací se zábořem půdy	Snížení biodiverzity
<b>3.</b>	Vysoká dopravní zátěž, rostoucí objemem tranzitní dopravy, požadavky na obchvaty obcí	Fragmentace krajiny (snížení prostupnosti krajiny pro organismy, oddělení populací organismů nepropustnými bariérami)

4.	Ovlivnění kvantity (odběr vod) a kvality vod (znečištění vodních ekosystémů v souvislosti s vypouštěním odpadních a průmyslových vod)	Změna průtoku (rozkolísanost průtoků, nízké průtoky), Změna fyzikálních a chemických vlastností vod, vše se promítne do druhového spektra vodních organismů
5.	Technické úpravy toků a nádrží, likvidace břehové zeleně, někdy deklarované i jako protipovodňové	Ztráta přirozeného charakteru toků a nádrží, změna hydrologických poměrů, snížení až ztráta biodiverzity, degradace vzhledu krajiny
6.	Intenzivní úpravy toků a nádrží, likvidace břehové zeleně, někdy deklarované i jako protipovodňové	Ztráta krajinných struktur (meze, remízky), eroze, degradace půdy, snížení až ztráta biodiverzity
7.	Ponechání půdy bez hospodaření	Hromadění stařiny, zarůstání křovinami a invazními druhy rostlin, časté ukládání odpadu apod., snížení biodiverzity
8.	Tlaky na stavby na zelené louce (malé využívání starých průmyslových ploch a objektů, zpevňování ploch)	Likvidace biotopů přírodního charakteru, ztráta biodiverzity zvýšení fragmentace krajiny, změny odtokových poměrů v krajině a degradace vzhledu krajiny
9.	Nevhodné využívání přírodně cenných území (rekreace, zřizování residenční oblasti, masová turistika)	Likvidace biotopů záborem pro výstavbu (rekreační objekty, golfová hřiště, sportovní areály apod., hluk, pohyb apod., ve zklidněných zónách, snížení biodiverzity, sešlap, eroze apod.
10.	Tlak na výstavbu rodinných domů na zelené louce, městské vzorce postupů a chování ve vesnickém prostředí	Likvidace biotopů přírodního charakteru, ztráta biodiverzity, zvýšení fragmentace krajiny

Tab č. 4.příčiny degradace krajiny a snižování biodiverzity v severozápadních Čechách (Vráblíková, 2011).

Těžba zasahuje i do sociálně ekonomické sféry. Významně ovlivňuje hustotu osídlení, lesnictví, vodní hospodářství, hospodářské objekty zemědělství a mimo jiné i dopravní infrastrukturu (Štýs, 2014).

V mostecké pánvi byl těžbou narušen celý infrastrukturní

system. Během 2. poloviny 19. století zde probíhalo intenzivní budování dopravní, především železniční infrastruktury, ve 2. polovině 20. století byla naopak infrastruktura likvidována a přestavována. Tato likvidace měla za cíl uvolnit prostor pro těžbu a zajistit novou dopravní obslužnost celého regionu včetně nové železniční sítě (Štýs, 2014). Na území Sokolovska byly postupně budovány nové silniční koridory, kam byly postupně přeloženy silnice I., II., III. třídy a místní komunikace, které byly dotčeny těžbou (Rothbauer et al., 2003).

Postupující těžba, rozvoj navazujícího průmyslu a trvale rostoucí potřeby dopravy zásadně ovlivnily vývoj většiny měst a obcí a úplně proměnily charakter krajiny (Rothbauer et al., 2003).

#### **5.4. Vliv rekultivací na krajinu severozápadních Čech**

Náprava těžby probíhá pomocí technických a biologických rekultivací. V oblasti severozápadních Čech převažují technické rekultivace (Vymazal, Sklenička, 2012). Z legislativy ČR vyplývá povinnost zrekultivovat zdevastované území po těžbě. Jedná se zejména o zákon 44/1998 Sb. o ochraně a využití nerostného bohatství (Horní zákon), v platném znění, a zákon č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu, v platném znění (Vráblíková et al., 2011). Cílem rekultivací je vytvořit krajinu podobnou svému přechozímu charakteru nebo vytvořit novou s novými hodnotami (Vymazal, 2012). Aby byla rekultivace krajiny po těžbě úspěšná, musíme vědět, jak se krajina bude vyvíjet v průběhu času (Lowry et al., 2019).

Na severozápadě Čech jsou nejvíce zastoupeny zemědělské, lesnické, hydrologické a rekreační způsoby rekultivací.

Vývojově nejstarší jsou považovány zemědělské rekultivace. Snahou bylo navrátit krajinu do původního stavu. První rekultivace byly prováděny na přelomu 19 a 20. století a byly motivovány hospodářskými a sociálními aspekty. Již v tomto období se některé výsypky zalesňovaly především pionýrskými druhy dřevin (Štýs, 2014), které měly především ozeleňovací funkci (centrumprokrajinu.cz, 2007). Hlubinné poklesy byly rekultivovány zemědělsky (Štýs, 2014).

Rozmach lesnických rekultivací byl registrován v období mezi první a druhou světovou válkou. Lesnické rekultivace se skládají z několika fází. Především úpravou stanoviště před výsadbou, druhové porostní skladby přípravných, melioračních a cílových dřevin, vlastní výsadbou a následnou péčí o založené kultury, a to až do doby jejího zajištění. Volba druhů lesního porostu jsou hlavními hledisky konkrétní povaha stanoviště a fytogeografická zonalita daného území (Štýs, 2002).

Po roce 1945 se především v Mostecké pánvi rozrostla poptávka po obnově zemědělského půdního fondu. Tento způsob rekultivací byl preferován až do 80. let 20. století. Od 90. let 20. století byl při rekultivacích kladen větší důraz na ekologické a rekreační aspekty. Dosahuje se toho vhodným prolínáním všech známých způsobů rekultivace. Důraz je kladen na lesní a vodní rekultivace. Před produktivní formou zemědělských oblastí dostává přednost trvale travní porost. Tyto plochy jsou využívány jako pastviny (Štýs, 2014).

Snižující se těžba a postupné douhelňování lomu tvoří podmínky pro hydrologické rekultivace. Tento druh rekultivací je uplatňován formou zaplavování zbytkových jam. Jezera vzniklé touto rekultivační formou neplní jen funkce hydrologické ale také rekreační (Štýs, 2014).

Stále více žádané je ponechání výsypek bez zásahu přírodou, kde dochází k přirozenému vývoji tzv. Renaturalizaci (Štýs, 2014).

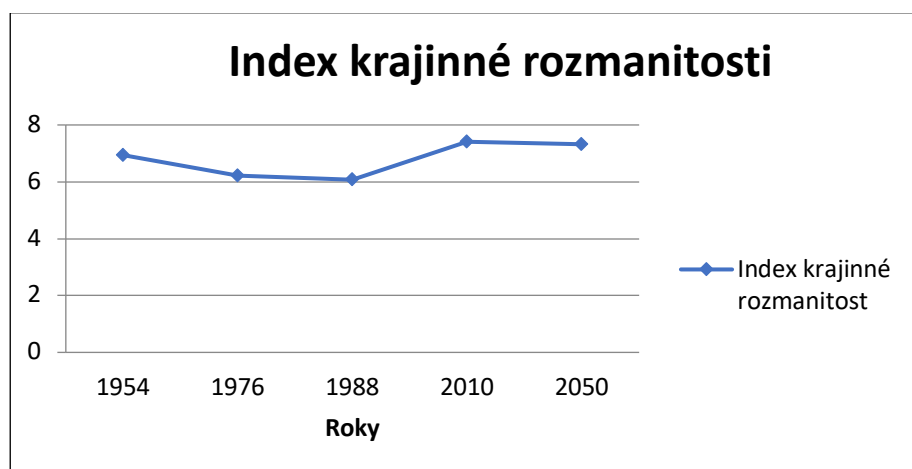
Cílem rekultivací je vytvořit mozaiku oblastí s různými funkcemi. Výrobní, které jsou například lesy nebo zemědělská půda. Nevýrobní, kde hlavní funkce je například estetická. Účelem rekultivací je dosáhnout krajiny s ekologickými funkcemi. Rekultivační změny krajiny jsou použity jako základ pro tvorbu územního systému ekologické stability (ÚSES). Na rekultivovaném území je vytvoření ÚSES velmi důležité zejména pro druhovou rozmanitost planě rostoucích rostlin a divoce žijících živočichů a to zejména v oblastech, které jsou přímo zasaženy velkoplošnou těžbou (Hendrichová, Kabrna, 2016)

Přirozená rostlinná společenstva nalezneme jen v malých fragmentech. Většina původní společenstev je nahrazena druhotnou vegetací nacházející se na zrekultivovaných výsypkách a průmyslových plochách. Močály,

jezera, lužní lesy a háje ve své původní podobě zanikly úplně. Přirozené lesní porosty v oblastech těžby většinou zanikly a rekultivační činnosti byly nahrazeny pionýrským a melioračními dřevinami (topol, bříza, klen, olše, modřín aj.) (Vráblíková et al., 2011).

Index krajinné rozmanitosti (obr. č. 7) zobrazuje její vývoj mezi lety 1954 – 2010 a s predikcí do roku 2050. Kde je viditelný pokles krajinné rozmanitosti v době největšího rozvoje těžební činnosti. S rostoucí rekultivovanou plochou krajinná rozmanitost stoupá. Po zrektivování veškerých ploch bude krajinná rozmanitost víceméně stagnovat. Celková plocha ekologicky stabilních krajinných prvků byla již v roce 2010 vysoká (Hendrychová, Kabrna, 2016).

Probíhající rekultivace krajiny zvyšují heterogenitu území. Rekultivované území jednotlivých dolů jsou rozčleněny na menší části lesů, zemědělské půdy, vodních toků a vodních ploch. Po ukončení rekultivační činnosti se očekává ještě větší heterogenita, než která se plánovala.

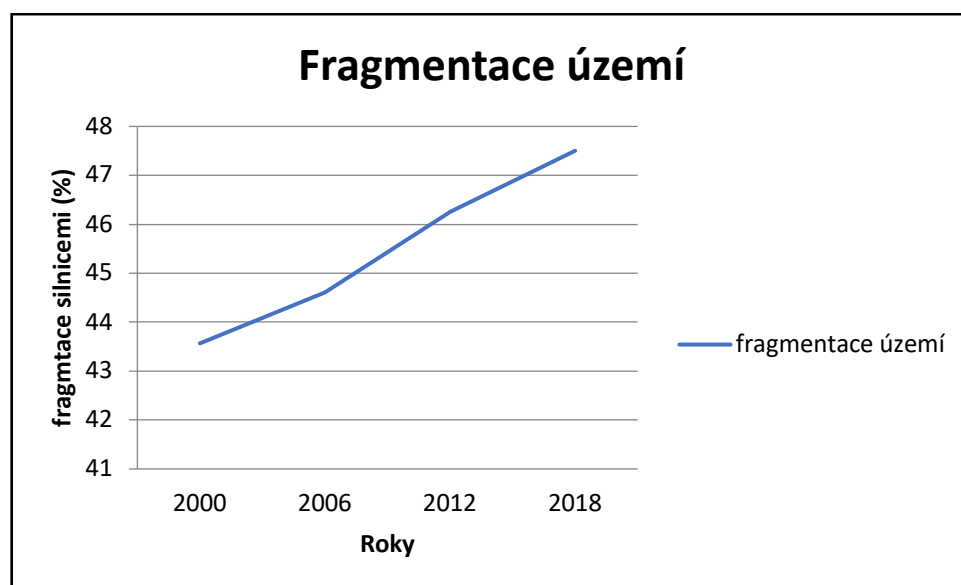


Obr. č. 7 : Index krajinné rozmanitosti (Hendrychová, Kabrna, 2016).

## 6. Výsledky

### 6.1. Fragmentace území

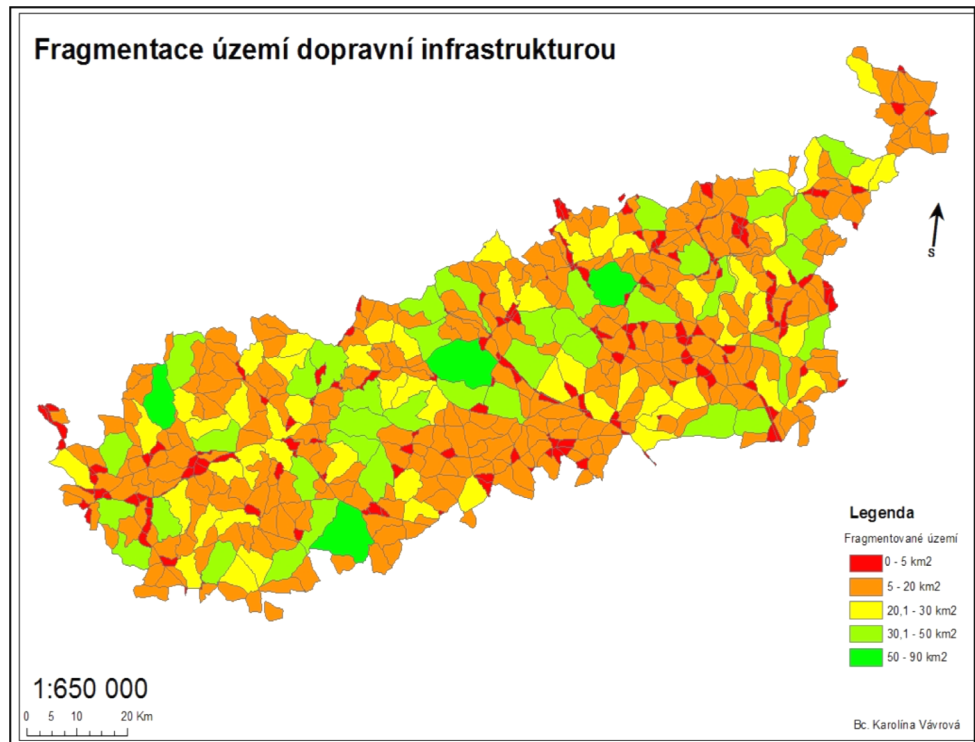
Na zkoumaném území o rozloze 8649 km<sup>2</sup> se nachází 25 druhů krajinného pokryvu. Heterogenita území z hlediska krajinného pokryvu mírně klesá. Naopak celková fragmentace území stoupá z důvodu výstavby silnic skoro o 50%. Na obr. č.8 je znázorněno zvýšení fragmentace zkoumaného území liniovými stavbami.



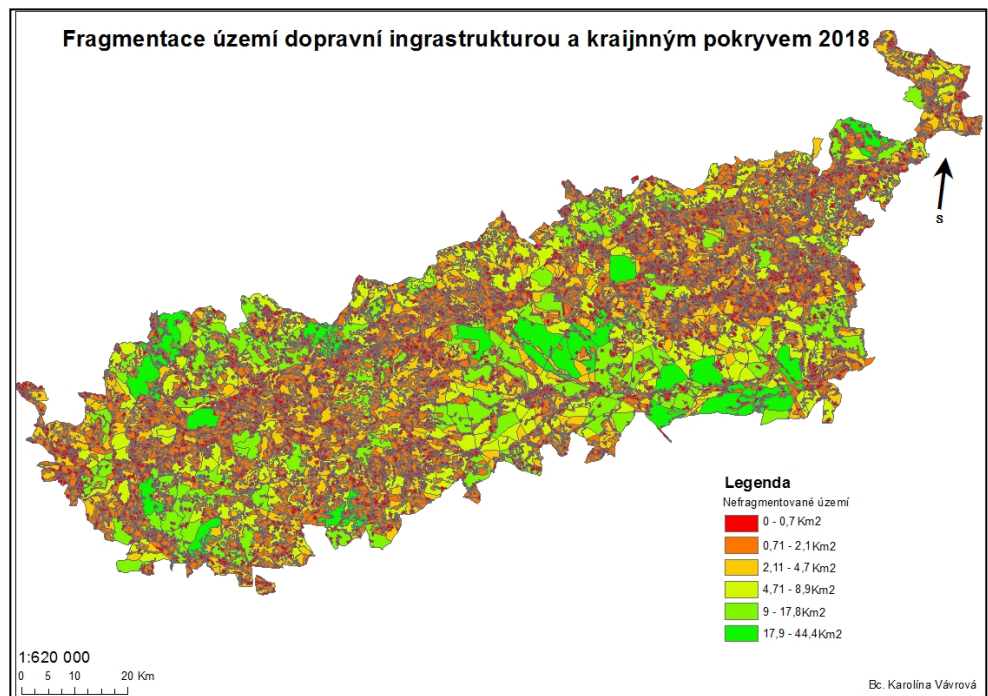
Obr. č. 8: Fragmentace území silnicemi mezi lety 2000 – 2018 (vlastní zpracování)

Pouhá fragmentace území silnicemi je vysoká. Území, které můžeme označit jako nefragmentované, je jen na málo místech. Zobrazeno na obr. č. 9 Celková fragmentace severozápadních Čech je vysoká na obr. č.10., lze vypořadovat, že nejvyšší nefragmentovaný celek v území jen o velikosti 44 km<sup>2</sup>.





Obr. č. 9: fragmentace území silnicemi (vlastní zpracování)

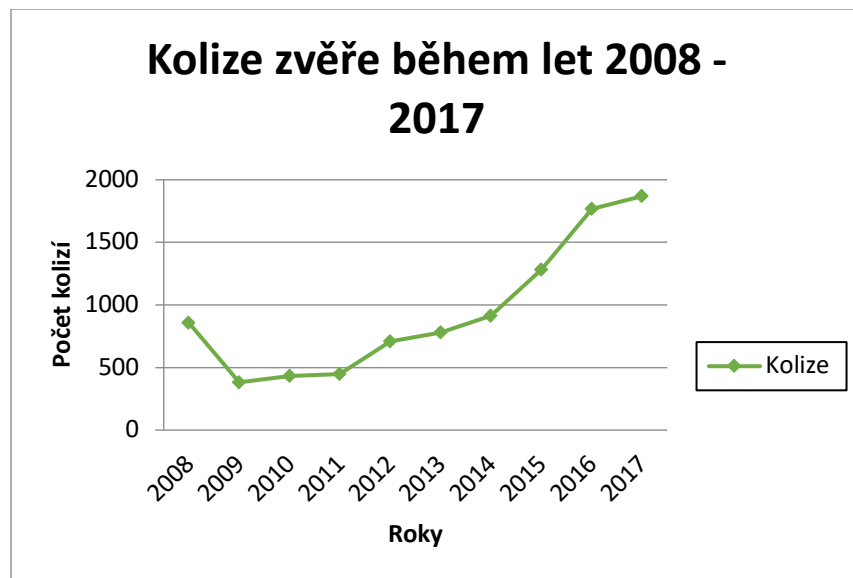


Obr. č. 10: znázorňující fragmentaci daného území (vlastní zpracování)

## 6.2. Kolize lesní zvěře s automobily

Se zvýšenou fragmentací území a vyšším počtem automobilů se zvyšuje i počet kolizí se zvěří. Na obr. č. 11 je viditelný výrazný nárůst počtu kolizí zvěře s dopravními prostředky. V roce 2009 je zřetelný pokles kolizí lesní zvěře s automobily.

Výrazná pokles počtu kolizí v tomto roce je způsoben novelou zákona č. 274/2008 Sb. V §47 odst. 4 tohoto zákona se zvyšuje ohlašovací povinnost dopravní nehody z 50 tisíc na 100 tisíc korun. Absolutní počet kolizí se zvěří tak může být celkově mnohem vyšší.



Obr. č. 11: Počet kolizí se zvěří v průběhu let 2008 – 2017 (vlastní zpracování)

## 6.3. Kolize podle druhů zvěře

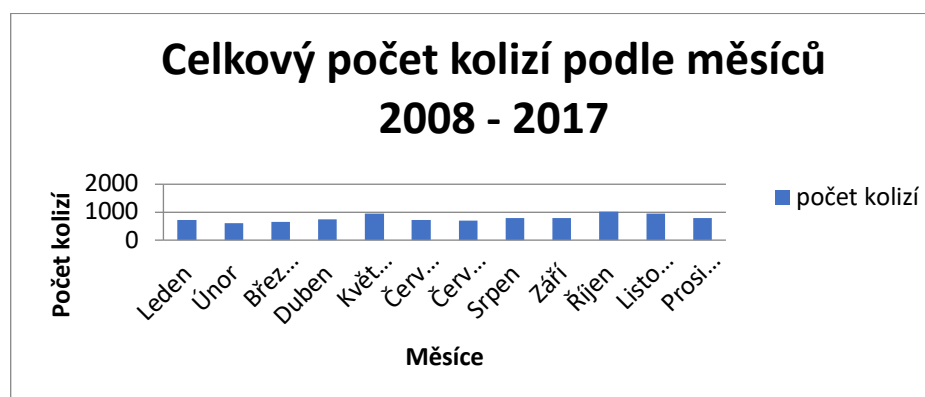
Počet kolizí podle druhu zvěře je nevyvážený. S počtem kolizí se zvyšuje především počet střetů se Srncem obecným (*Capreolus capreolus*), který znázorňuje celkově okolo 70% všech kolizí. Kolize s Prasetem divokým (*Sus scrofa*) představuje 20%. Zajíc polní (*Lepus europaeus*) 6% a ostatní druhy, které představují např. Muflona (*Ovis orientalis musimon Pallas*) vyskytujícího se v okolí lomu ČSA, lišku, jezevce, kočky a psi, představují jen okolo 4%. Celkový poměr jednotlivých druhů je znázorněn na obr. č. 12



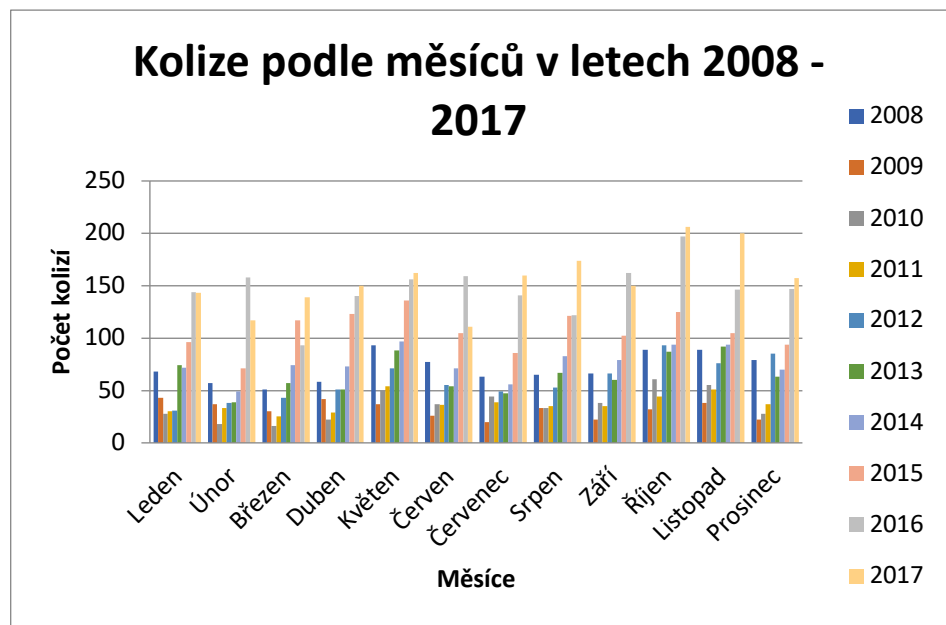
Obr. č. 12: Počet kolizí podle druhu zvěře (vlastní zpracování)

#### 6.4. Kolize dle ročního období

Počet kolizí se v průběhu roku a dne mění. Mezi lety 2008 – 2017 je celkový počet kolizí v jednotlivých měsících znázorněn na obr. č. 13. Celkově nejvíce kolizí se stává v měsíci říjnu a listopadu, kdy se množství potravy snižuje a zvěř se dostává více do okolí silnic, kde na přilehlých pozemcích hledají potravu. Na zvýšený počet kolizí v tomto období může mít vliv i hlavní lovecká sezóna společných lovců, která v tomto období probíhá. Dalším měsícem, ve kterém nastává více kolizí je květen, kdy se naopak množství potravy pro zvěř v okolí silnic zvyšuje. Na obr. č. 14 je znázorněn počet kolizí v měsících podle jednotlivých let.

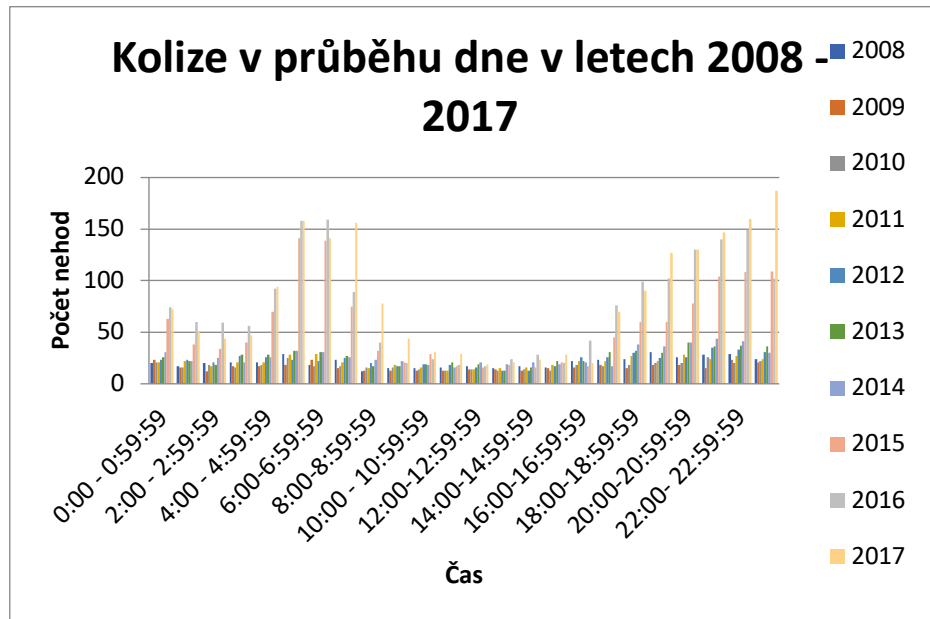


Obr. č. 13: Celkový počet kolizí v jednotlivých měsících mezi lety 2008 – 2017 (vlastní zpracování)



Obr. č. 14: Počet kolizí v měsících podle jednotlivých let 2008 – 2017 (vlastní zpracování)

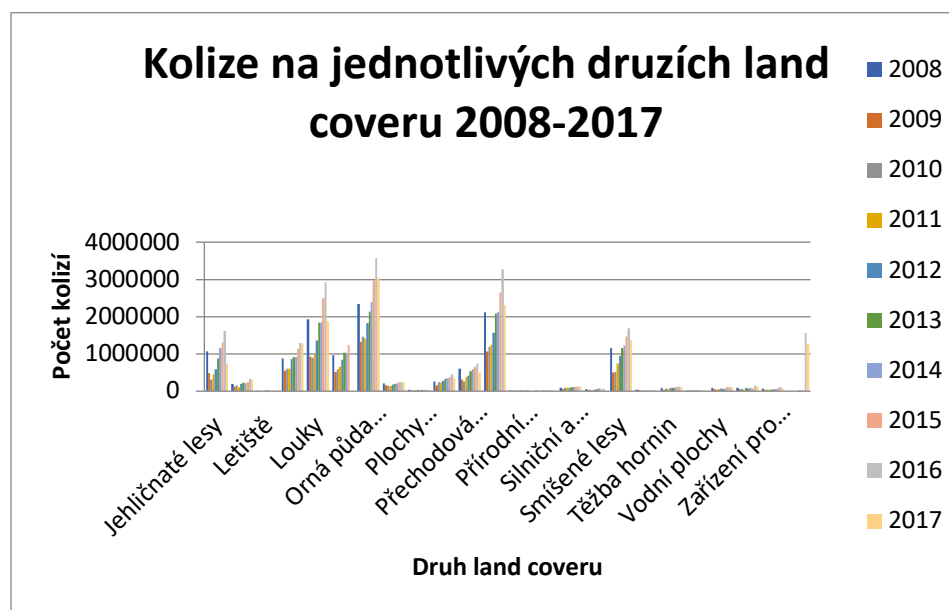
Počet kolizí se neliší jen v průběhu roku ale také v průběhu dne. Nejvíce kolizí nastává v ranních hodinách mezi 4. - 8. hodinou a dále v odpoledních hodinách mezi 17 hodinou a půlnocí. Zobrazeno na obr. č. 15. Tyto časy odpovídají svítání a soumraku, během roku. Lesní zvěř mění v průběhu dne a noci své stanoviště. Přes den se vyskytují především v lesních oblastech a v noci se přesouvají na odkrytá místa, zejména zemědělskou půdu a louky, kde hledají potravu.



Obr. č. 15: počet kolizí v průběhu dne mezi lety 2008 – 2017 (vlastní zpracování)

## 6.5. Kolize podle pokryvu

Počet kolizí neovlivňuje jen průběh dne a roku, ale také krajinný pokryv. Lesní zvěř v průběhu dne mění svoje stanoviště mezi lesními pozemky a zemědělskou půdou, kde si zejména v noci hledají potravu. Nejvíce kolizí se zvěří se ve sledovaném území stalo v lesích, Druhou nejpostiženější krajinou je orná půda, převážně zemědělských území s příměsí přirozené vegetace a loukách. S rozvojem průmyslových oblastí se zvyšuje i incidence kolizí lesní zvěře s dopravními prostředky v jejich okolí. Zvýšení těchto oblastí způsobuje příchod velkých společností do regionů a zvýšená výstavba průmyslových zón v extravilánech obcí a blízkost silniční infrastruktury. Obr. č. 16 znázorňuje kolize se zvěří podle krajinného pokryvu podle let 2008 – 2017.

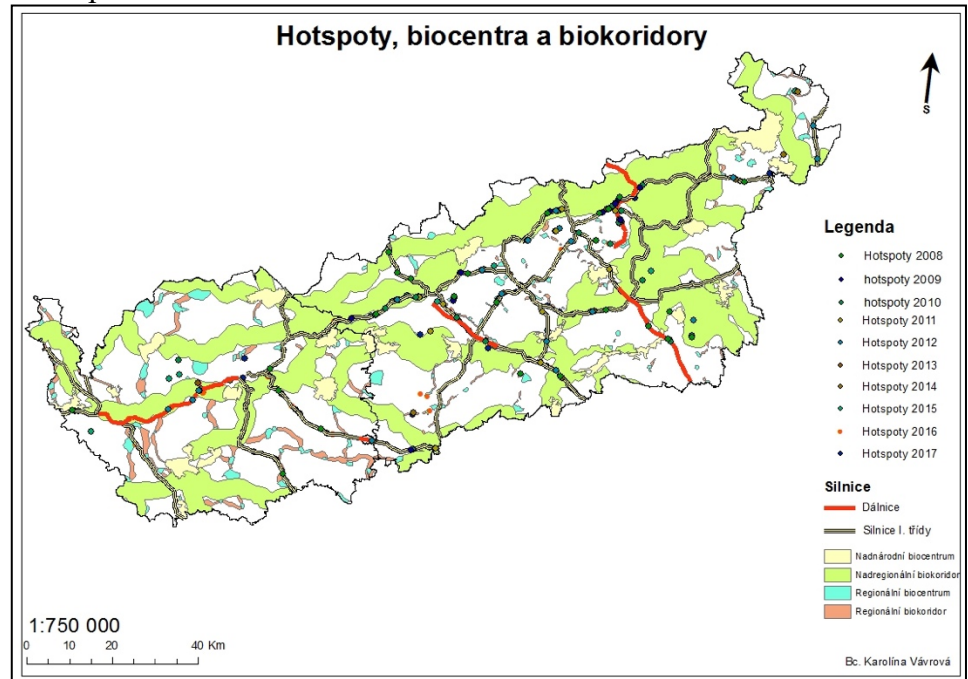


Obr. č. 16: Počet kolizí na jednotlivých druzích krajinného pokryvu (vlastní zpracování)

## 6.6. ÚSES a kolize se zvěří

Územní systém ekologické stability protíná většinu sledovaného území. Z obr. č. 17. je patrné, že většina hotspotů nacházejících se zkoumaném území je v okolí nebo přímo na hranici s nadregionálním biokoridorem nebo s biocentry. Většina hotspotů leží na silnicích I. třídy, které jsou vystavěny v blízkosti nebo dokonce protínají nadregionální biokoridor. Kolize na silnicích nižších tříd se nacházejí uvnitř nadregionálních

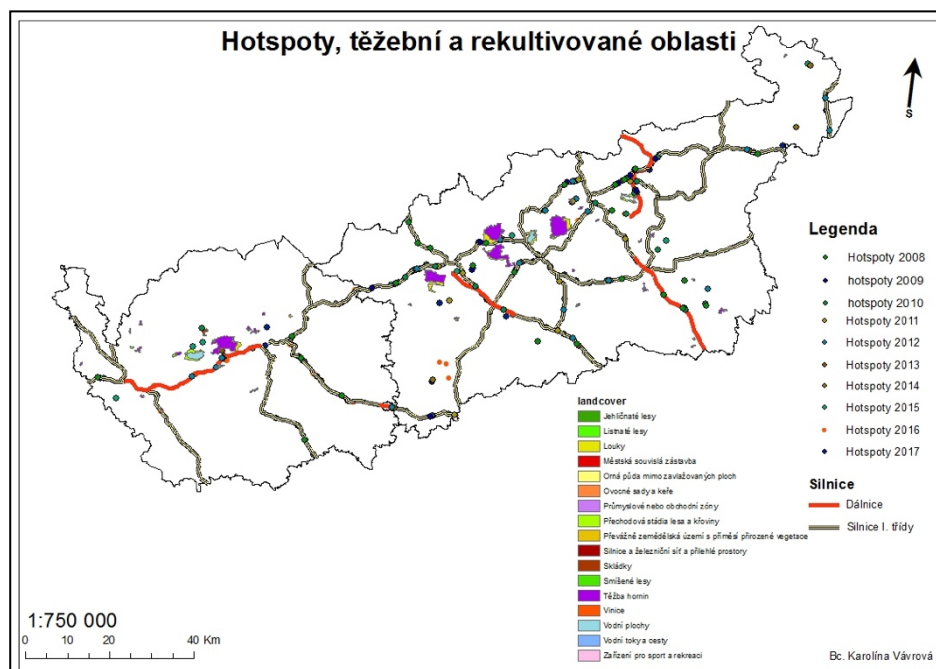
biokoridorů nebo v blízkosti regionálních biocenter. Kolize se zvěří umocňuje výstavba silnic I. třídy na hranicích nadregionálních biokoridorů s nedostatečným opatřením proti kolizím. Hotspoty jsou prostorově i časově nestálé, proto se vyskytují každý rok na jiném místě, z důvodu změn podmínek.



Obr. č. 17: Prolínání hotspotů s biokoridory a biocentry (vlastní zpracování)

## 6.7. Kolize a rekultivace

Těžba uhlí zasáhla většinu sledovaného území. Dobývací prostory zamezili průchodnost území pro zvěř. Následná postupná rekultivační činnost zvyšovala průchodnost zvěře touto krajinou. Z tohoto důvodu dochází ke zvýšenému počtu kolizí v okolí rekultivovaného prostoru obr. č. 18.

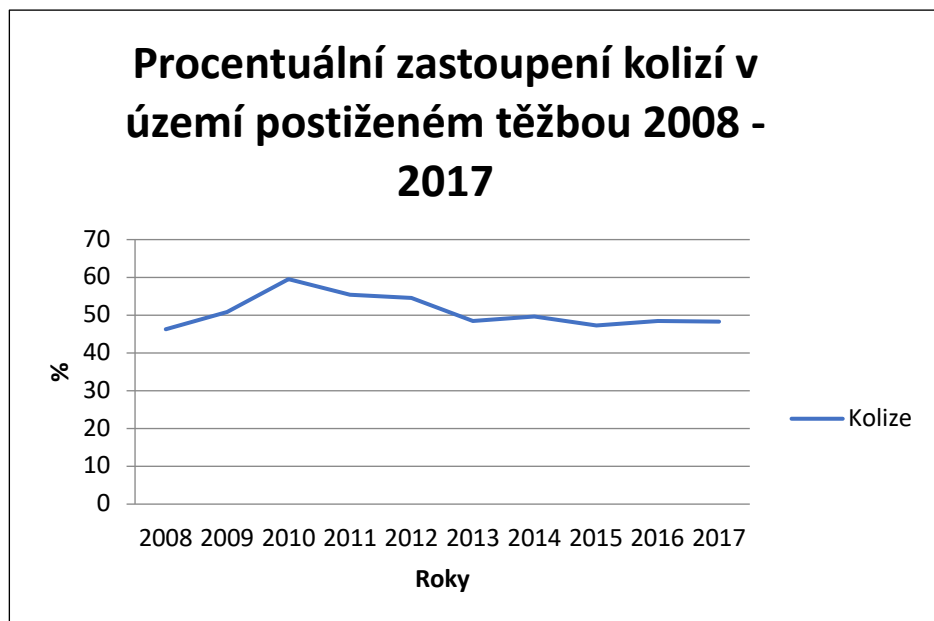


Obr. č. 18: Těžební oblasti, rekultivace a hotspots, ve sledovaných letech (vlastní zpracování)

Rekultivace probíhají postupně a rekultivované území je velmi fragmentované.

Pokryv, který se nejvíce využívají při rekultivaci území jsou shodné s krajinným pokryvem, na kterém se stává nejvíce kolizí se zvěří, které byly popsány v kapitole 6.5.

Rekultivované oblasti se nacházejí v blízkosti hlavních a velmi frekventovaných silničních tahů, lemují nadregionální biokoridory a svým zastoupením krajinného pokryvu a zvýšenou fragmentací zvyšují riziko kolize. Mezi lety 2008 – 2017 se v okolí 5 km od hran rekultivovaných území na severozápadě Čech stalo přibližně 50% všech kolizí se zvěří obr. č.19. Znázorňující poměr nehod u rekultivovaných oblastí. Příloha č. 14 znázorňuje počet km silnic v území 5 km od rekultivovaných ploch na jednu srážku s lesní zvěří. Je zde patrný nárůst kolizí se zvěří na 1 km silnic.

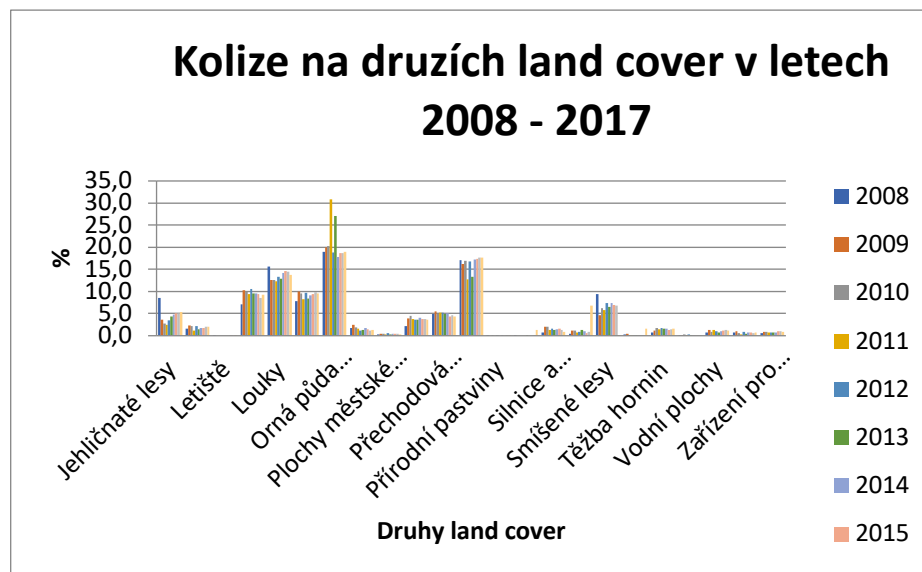


Obr. č. 19: Procentuální zastoupení kolizí v blízkosti rekultivací vztahované ke kolizím v celém sledovaném území (vlastní zpracování)

Výše zmiňovaná oblast, ze které jsou tyto hodnoty, má rozlohu 1667,78 km<sup>2</sup>. Tato rozloha představuje jen jednu pětinu celkového zkoumaného území. Celková oblast zkoumaného území má rozlohu 8648,86 km<sup>2</sup>. Z těchto hodnot vyplývá, že přibližně 50% všech kolizí se stane do 5 km od rekultivované krajiny.

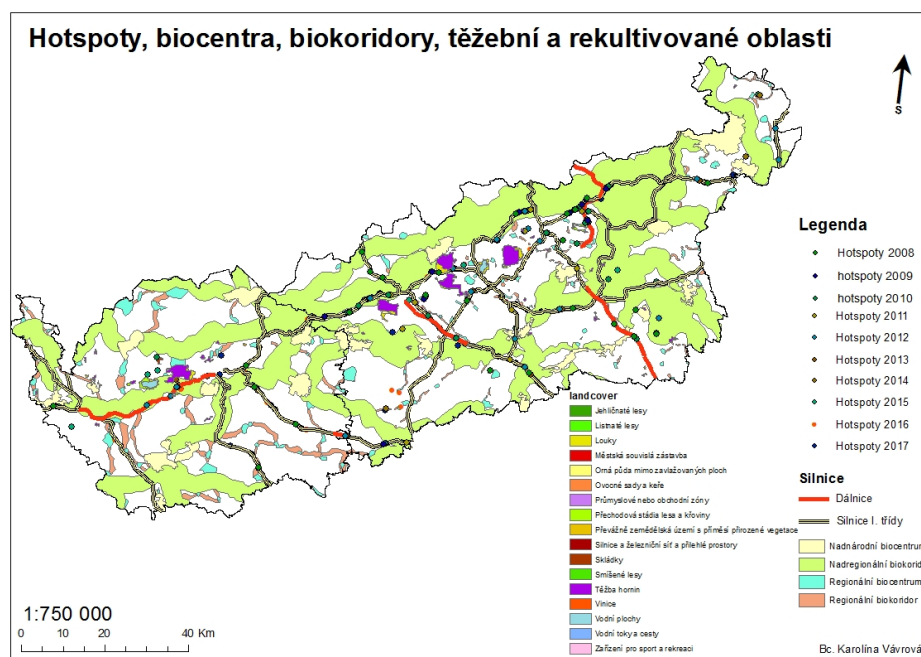
Množství kolizí v tomto prostoru souvisí také s krajinným pokryvem, který je využíván na rekultivaci těžebních oblastí. Nejvíce je využívána zemědělská, lesnická a hydrická rekultivace. Na obr. č. 20. jsou znázorněny krajinné pokryvy v oblasti kolem rekultivovaných ploch v jednotlivých letech, na kterých dochází nejvíce ke střetu lesní zvěře s dopravními prostředky.





Obr. č.20: Zastoupení jednotlivých druhů pokryvu v rekultivovaných oblastech (vlastní zpracování)

Na obr. č. 21 jsou znázorněny těžební prostory a na ně navazující rekultivační oblasti, ÚSES a hlavní silniční tahy ve sledovaném území.



obr. č. 22: Těžební prostory a na ně a navazující rekultivační oblasti, ÚSES a hlavní silniční tahy ve sledovaném území (vlastní zpracování)

## 6.8. Odhadovaná škoda kolizí s lesní zvěří

Škoda způsobená na automobilech po srážkách se zvěří je velmi těžké zhodnotit. Pojištění auta proti srážkám se zvěří není povinné a tak číslo, které bude odpovídat realitě, je nemožné získat. Pojišťovny evidují u pojištěnců průměrnou výši škody mezi 30 až 40 tisíci. Výjimkou nejsou ani škody přesahující 100 000 Kč. Cena automobilů se zvyšuje a zvyšují

se i náklady na opravy. Bude průměrná cena, za škody způsobená lesní zvěří, stoupat.

## 7. Diskuse

Fragmentace krajiny je problém, který se týká celé Evropy (Anděl et al., 2010). Podle Anděla et al. (2011) zvýšenou fragmentaci způsobuje především výstavba mimo intravilány obcí, který je podmíněn rychlým rozvojem sídelní struktury a výstavba dopravní infrastruktury. V ústeckém a Karlovarském kraji se nachází 6264 km silnic. Z toho je jen 115,8 km dálnic. (ČSÚ, 2016). Dle Seilera (2001) se na fragmentaci krajiny nejvíce podílí silnice I. a II. Třídy. Infrastruktura I. a II. třídy tvoří dlouhé linie, které jsou pro zvěř překonatelné (Anděl et al., 2011). Zvyšující se provoz a rychlost vozidel zvyšuje pravděpodobnost kolize se zvěří (Dufek et al., 2008).

Pfister et al. (1999) a Müller, Berthould (1997) tvrdí, že významný vliv, který ovlivňuje kolize s lesní zvěří je i krajinný pokryv, který se vyskytuje v oblasti silniční infrastruktury.

Saunders et al., (2002), Reineking, Hersperger (2002) a Reijnen et al. (1996) uvádí, že krajinný pokryv v rozmezí 300 – 1000 m od okraje komunikace ovlivňuje počet kolizí zvěře s dopravními prostředky. Van der Ree et al., (2011) uvádí, že oblasti, které jsou zatížené dálnicí či frekventovanou komunikací mohou ovlivňovat několikanásobně větší území postižení silniční infrastrukturou. McCall et al., (2010) a Eigenbrod et al., (2009) uvádějí, že silniční mortalita je nejčastější příčina smrti lesní zvěře vyskytující se v této oblasti.

Farhig, Rytwinski (2009) uvádějí, že nejvýznamnějším faktorem pro vznik kolizí je přeměna přírodních biotopů především na bloky orné půdy. Pecharová, Hrabánková (2006) tvrdí, že vzhledem k rozvoji společnosti a regionů není možné tyto přírodní biotopy uchovávat v tak velké míře. Toto tvrzení koresponduje i s Jensen et al., (2014), který tvrdí, že interakci s přírodním prostředím dochází ve chvíli, kdy člověk zasahuje do volné přírody a snaží se jí přetransformovat na ornou půdu.

Tato diplomová práce dokazuje že nejvíce kolizí dopravních prostředků s lesní zvěří je na území, které je přetransformováno člověkem. Ve sledovaném území bylo nejvíce kolizí na zemědělské půdě a lesních

stanovištích. V oblastech do 5 km od rekultivovaných oblastí, což představuje 1/5 sledovaného území byla identifikována přibližně polovina kolizí lesní zvěře s dopravními prostředky. Rekultivované plochy jsou složeny zejména z lesních a zemědělských ploch. Dle Gonsera et al., (2009) vzniká nejvíce kolizí kolem zemědělských ploch, ve kterých nachází zvěř zdroj potravy a lesní stanoviště poskytující zvěři útočiště a místo pro odpočinek. Dalším významným faktorem ovlivňující zvýšené množství kolizí je i vysoká fragmentace těchto ploch, blízkost ÚSESU, který zvěř využívá při migraci, a vysokorychlostních silnic, které jsou dle ŘSD (2019) z velké části stále ještě neoplocené.

## 8. Závěr

Tato práce byla zpracována se záměrem zmapovat a posoudit vliv rekultivací a jejich potencionální dopad na incidenci kolizí dopravních prostředků s lesní zvěří.

Z výsledků vyplývá, že používáním převážně lesnické a zemědělské rekultivace, na místech ovlivněné těžbou, ve zkoumaném území vede k zvýšenému počtu kolizí dopravních prostředků s lesní zvěří.

Tyto krajinné pokryvy způsobují v celém zkoumaném území nejvyšší poměr kolizí. Rekultivované oblasti jsou specifické menší rozlohou a zvýšenou fragmentací jednotlivých land cover kategorií. Přibližně polovina veškerých kolizí lesní zvěře s dopravními prostředky se staly v blízkosti tohoto území, které zahrnuje jen jednu pětinu celé sledované oblasti.

Významným faktorem ovlivňující incidenci kolizí lesní zvěře s dopravními prostředky v rekultivovaných oblastech je blízkost silnic I. třídy. Na těchto silnicích se stalo ve sledovaném období nejvíce kolizí a bylo vytvořeno nejvíce hotspotů, zejména v místech, které protínají nebo se přibližují rekultivovaným oblastem. Druhým významným faktorem zvyšující incidenci kolizí je územní systém ekologické stability, který prochází přes celé sledované území. Lesní zvěř se přes tyto území pohybuje a migruje. Významným problémem těchto dvou faktorů je i fakt, že se v některých místech frekventované silnice kříží s územním systémem ekologické stability.

Vzniká zde střet oblastí, ve kterém se pohybuje velké množství zvěře a zároveň oblastí, kde jim hrozí velká pravděpodobnost střetu s dopravními prostředky, které jsou pro ně ve velké míře smrtelné.

Se zvyšující se potřebou silniční infrastruktury s největší pravděpodobností povedou silnice nižších tříd i přes tato rekultivovaná území. Již velmi fragmentované území bude ještě více zfragmentované infrastrukturou.

Lesní zvěř nezůstává v průběhu dne jen v jednom typu pokryvu ale za účelem získání potravy přechází z lesních oblastí na zemědělské plochy,

zejména na ornou půdu. Tento fakt povede ke zvýšení incidence kolizí lesní zvěře s dopravními prostředky.

Bez vyššího nasazení zmírňujících opatření nejen uprostřed rekultivovaných ploch, ale i v celé problematické oblasti povede ke stále zvyšujícímu počtu kolizí.

Tato práce poukázala na problematiku fragmentace rekultivovaných oblastí v souvislosti s incidencí kolizí lesní zvěře s dopravními prostředky. Může posloužit pro další výzkumy jak v oblasti kolizí dopravních prostředků s lesní zvěří, v oblasti rekultivací krajiny po těžbě, road ecology a celkové krajinné ekologie.

## 9. Zdroje

1. **Abbas f., Morellet N., Hewison A.J.M., Merlet J., Cargnelutti B., Lourtet B., Angibault J. M ., Daufresne T., Aulagnier S., Verheyden H., 2011:** Landscape fragmentation generates spatial variation of diet composition and quality in a generalist herbivore. *Oecologia* vol 167: 401 – 411.
2. **Anděl P, Andělová M., Cibulka J., Gorčicová I., Hlaváč V. Milo L, Pravec M., 2006:** Metodické doporučení Ministerstva životního prostředí, Odbor Ekologie krajiny a lesa k posuzování fragmentace krajiny dopravními liniovými stavbami, MŽP, Praha, s. 22
3. **Anděl P., Andělová H., Gorčicová I., Hlaváč V., Miko L., 2005:** Hodnocení fragmentace krajiny dopravou, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, s. 5- 40.
4. **Anděl P., Andreas M., Gorčíková I., Hlaváč V., Mináriková T., Romportl D., Strnad M., Zieglerová A., 2009,** Koncepce ochrany migračních koridorů velkých savců a územní systém ekologické stability, Zelená páteř krajiny, Sborník ze semináře, Praha, MŽP.
5. **Anděl P., Belková H., Gorčicová I., Hlaváč V., Libosvár T., Rozínek R., Šikula T., Vojar J., 2011:** Průchodnost silnic a dálnic pro volně žijící živočichy – metodická příručka, Evernia, Liberec
6. **Anděl P., Gorčicová I., Petržílka L., 2010,** Indikátory fragmentace krajiny, Evernia, Liberec
7. **Anděl P., Gorčířová I., Belková H., Semerádová L., Zýka V., Romportl D., Hlaváč V., Strnad M., Větrovcová J., Sladová M., 2015:** Metodika na ochranu krajiny před fragmentací z hlediska druhů ekosystémů, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Ministerstvo životního prostředí.
8. **Anděl P., Hlaváč V., Lenner R., 2006,** Technické podmínky 180 – migrační objekty pro zajištění průchodnosti dálnic a silnic pro volně žijící živočichy, Ministerstvo dopravy, Odbor pozemních komunikací, Liberec, s. 92

9. **Anděl, P., Gorčicová, I., Petržílka, L.,** 2010: Indikátory fragmentace krajiny. Metodická příručka. – Evernia, Liberec, 60 s.
10. **Apollonin M., Andersen R., Putman R.J.,** 2010: Present status and future challenges for European ungulate management, Cambridge University Press, Cambridge, UK, s 578 – 604
11. **ARCDATA PRAHA [Online],** ArcČR500, 14.3.2019, dostupné na <<https://www.arcdata.cz>>
12. **Bartonička T., Duřa M., Bíl M., Andrášik,** 2014: Jsou místa kolizí se zvěří riziková i pro drobné obratlovce?, Živa AVČR, Nakladatelství Academia, 2014 vol. 6,
13. **Bejček V., Sklenička P., Štastný K.,** 2006: Lze využívat přirozenou sukcesi při rekultivovaci výsypek? Veronica, 20/1 s. 1-4
14. **Bíl M., Andrášik R., Nezval B., Bílová M.,** 2017: Identifying locations along railway networks with the highest tree fall hazard. Applied Geography vol. 87, s.45 – 53)
15. **Bíl M., Andrášik R., Sedoník J.,** 2019: A detailed spatiotemporal analysis of traffic crash hotspots, Applied Geography, vol. 107 s. 82 – 90
16. **Bissonette J. A., Rosa S. A.,** 2009: Road Zone Effects in Small-Mammal Communities. Ecology and Society, vol. 14, no. 1 s. 27
17. **Boarman W. I., Sasaki M.,** 2006, A highway's road-off ect zone for desert tortoises. Journal of Arid Environments, vol. 65, s. 94 – 101.
18. **Bolger D. T., Alberts A. C., Sauvajot R. M., Potenza P, McCalvin C., Tran D., Mazzoni S., Soulé M. E.,** 1997: Response of rodents to habitat fragmentation in coastal southern California. Ecological Applications, vol 7, no.2, s. 552 – 563
19. **Bonnot N., Morellet N., Verheyden H., Cargnelutti B., Lourtet B., Klein F., Hawison M. A. J.,** 2012: Habitat use under predation risk: hunting, roads and human dwellings influence the spatial behaviour of roe deer, Wild Res vol. 59, s. 185 – 193
20. **Cicort-Lucaciu A.S., Covacui –Marcov S.D., Bogdan H.V., Sas I.,** 2012: Implication upon hepretofauna of a Roas and its Reconstruction



- in Carei Plain Natural Protected Area (Romania, *Ecol. Balkania* vol. 4, no. 1, s 99 – 105
21. **Clevengen A.P., Chruszcz B., Gunson K.E.**, 2003: Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations, *Biol Conserv*, vol. 109, s. 15-26
  22. **Coffin W.A.**, 2007: From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads, *Journal of Transport Geography*, vol. 15, s 396 – 406
  23. **Copernicus Europe's eyes on Earth [Online]**, CORINE Land Cover 2000, použito dne: 14.3.2019 dostupné na [land.copernicus.eu](http://land.copernicus.eu) <<https://land.copernicus.eu>>
  24. **Copernicus Europe's eyes on Earth [Online]**, CORINE Land Cover 2006, použito dne: 14.3.2019 dostupné na [land.copernicus.eu](http://land.copernicus.eu) <<https://land.copernicus.eu>>
  25. **Copernicus Europe's eyes on Earth [Online]**, CORINE Land Cover 2012, použito dne: 14.3.2019 dostupné na [land.copernicus.eu](http://land.copernicus.eu) <<https://land.copernicus.eu>>
  26. **Copernicus Europe's eyes on Earth [Online]**, CORINE Land Cover 2018, použito dne: 14.3.2019 dostupné na [land.copernicus.eu](http://land.copernicus.eu) <<https://land.copernicus.eu>>
  27. **Dansk Z. D., Porter W. F.**, 2010: Temporal, spatial and landscape habitat characteristics of moose-vehicle collisions in western maine. *J Wildl Manag*, vol. 74 no. 6., s. 1229 – 1241
  28. **Davies M., Roper T. J., Shepherdson D. J.**, 1987: Seasonal distribution of roadkills in the European badger. *The Journal of Zoology* vol. 211. s. 525 – 529.
  29. **Drmotá J.**, 2014: Povídání o srnčí zvěři, Grada, Praha, s. 84
  30. **Dufek J., Jedlička J., Adamec V.**, 2008: Fragmentace lokalit dopravní infrastrukturou – ekologické efekty a možná řešení v projektu COST 341, Centrum dopravního výzkumu, Brno, 5 s.

31. **Duffek J., Jedlička J., Adamec V.**, 2004, Fragmentace lokalit dopravní infrastrukturou – ekologické efekty a možné řešení projektu COST 341, Centrum dopravního výzkumu,
32. **Eigenbrod F., Hecnar S.J., Fahrig L.**, 2009: Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecol Soc* 2009; 14(1). 1–18.
33. **Ellenberg H., Müller K., Stottele T.**, 1981: Straßen-Ökologie: Auswirkungen von Autobahnen und Straßen auf Ökosysteme deutscher Landschaften. *Ökologie und Straße*. Bonn, Germany: Broschürenreihe der deutschen Straßenliga, Ausgabe 3 s.19-122.
34. **European environment agency**, 2011: Landscape fragmentation in Europe: Joint EEA – FOEN Report. Copenhagen: Schultz Grafisk 2011, vol, 2011, no. 2. ISSN 1725 – 9177
35. **Fahrig L., Arroyo – Rodríguez V., Benett R., J., Boucher – Lalonde V., Cazetta E., Currie J., D., Eigenbrod F., Ford T. A., Harrison P., S., Jeager A. G. J., Koper N., Martin E., A., Martin J., L., Metzger P. J., Morrison P., Rhodes R. J., Saunders A., D., Simberloff D., Smith C., A., Tischendorf L., Vellend M., Watling I., J.**, 2019, Is habitat fragmentation bad for biodiversity?, *Biological Conservation*, 230, s. 179 – 186
36. **Fahrig L., Rytwinski T.**, 2009: Effects of roads on animal abundance: An empirical review and synthesis. *Ecology & Society*, vol.14, s. 1-20
37. **Fisher I., Lindenmayer D. B.**, 2007: Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis, *Glob. Ecol. Biogeogr.* Vol. 16, no 3 s. 265 – 208
38. **Foppen R., Reijner R.**, 1994: The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. Evidence of reduced habitat wuality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway, *Journal of Applied Ecology*, vol 31, No. 1, s 85 – 94
39. **Forman R. T. T., Alexander L. E.**, 1998: Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 29, s. 207 – 231

40. **Forman R. T. T., Reineking B., Hersperger A., M.,** 2002: Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. *Environmental Management* vol. 29, s. 782 -800.
41. **Forman R. T. T., Sperling D., Bissonette J., Clevenger A., Cunshall C., V., Fahrig L., France R., Goldman C., Heanue K., Jones J., Swanson F., Turrentine T., Winter T.,** 2003 *Road Ecology. Science and Solutions.* Island Press, Washington DC.
42. **Formann R.T.T, Alexander L.E.,** 1998, Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1998, vol 29, s. 207 – 231.
43. **Fu W., Liu S., Degloria S. D., Dong, S., Beazley R.,** 2010, Charakterizing the „Fragmentation – barrier“ Effect of road network on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning*, vol. 95, isme 3, s. 122 – 129.
44. **Fuhn I.,** 1960: *Fauna R.P.R.* vol 14, Fascicola I, Amphibia, Academiei R.P.R., Bucharest, Romania.
45. **Girvetz E. H., Thorne J. H., Berry A.M, Jeager J. A.,** 2008: Itergration of landsvape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi.scale study from California,USA, *Landscape and Urban Planning*, 2008, vol. 86 no. 3-4, s. 205 – 218.
46. **Glista D. J. DeVault T. L., DeWoody J. A.,** 2007: Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians, *Herpetological Conservation and Biolody* vol. 3 no. 1, s. 77 – 87
47. **Gonser R. A., Jensen R. R. et Wolf S. E.,** 2009: The spatial ecology of deer-vehicle collisions. *Applied Geography* 29: 527-532.
48. **Guinard É., Julliard R., Barbraud CH.,** 2012: Motorways and bird traffic casualties: Carcasses surveys and scavenging bias, *Biological conservation*, Vol. 147/1, s. 40 - 51
49. **Gundoglu I. B. (2010):** Applying linear analysis methods to GIS-Supported procedures for preventing traffic accidents: Case study of Konya. *Safety Science* vol. 48 s. 763 – 769
50. **Ha H., Shilling F.,** 2018: Modelling potential wildlife-vehicle collision (WVC) locations using environmental factors and human

- population density: A case- study from 3 state highways in Central California, *Ecological Informatics*, vol.43, s. 212 – 221
51. **Hawison A. J. M., Vincent J.P., Joachim J., Angibault J. M., Cargnelutti B., Cibien C.**, 2001: The effects of woodland fragmentation and human activity on roe deer distribution in agricultural landscapes. *Can J Zool* vol. 79, s. 679 – 689
  52. **Hell P., Plavý R., Slamečka J., Gašpařík J.**, 2005: Losses of mammals (Mammalia) and birds (Aves) on road in the Slovak part of the Danube Basin. *European Journal of Wildlife Research* vol. 51, s. 35-40
  53. **Hendrychová M., Kabrna M.**, 2016: An analysis of 200 year long changes in a landscape affected by large scale surface coal mining: history, present and future, *Applied Geography*, vol. 74, s. 151 – 159
  54. **Hlaváč V., Anděl P.**, 2008: Mosty přes vodní toky - ekologické aspekty a požadavky. Metodická příručka. Krajský úřad kraje Vysočina, Jihlava,
  55. **Hlaváč V., Anděl P., Boček R.** (2001): Metodická příručka k zajištění průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy. AOPK ČR, Praha, s. 36
  56. **Hodson N. L., Snow D.W.**, 1965: The road Deaths Enquiry, A report to the British Trust for Ornithology, s. 1960 – 1961
  57. **Holišová V., Obrtel R., Kozena I.**, 1982: The winter diet of roe deer (*Capreolus capreolus*) in Southern Moravia agricultural landscape. *Folia Zoologica* vol 31. S. 209 - 225
  58. **Homolka M.**, 2000: Los (*Alces Alces*) v ČR a jeho šance na přežití v kulturní krajině. *Ochrana přírody* vol. 55, no. 7. S. 195 – 199
  59. **Chen L., H., Koprowski L., J.**, 2016: Barrier effect of road on an endangered forest obligate: influences of roads, road edges, and gaps: *Biological Conservation* vol. 199, s. 33-40.
  60. **Jeager J.**, 2000: Landscape diversion, Splitting index and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation, *Landscape Ecology*, vol. 15, s. 115 – 130

61. **Jensen R. R., Gonser R. A., Joyner Ch.**, 2007: Landscape factors that contribute to animal - vehicle collisions in two northern Utah canyons. *Applied Geography* 50: 74 - 79
62. **Jepsen J., U., Topping C. J.** (2004): Modeling roe deer (*Capreolus capreolus*) in a gradient of forest fragmentation: behavioral plasticity and choice of cover. *Canadian Journal of Zoology* 82, vol. 9 s. 1528 – 1541
63. **Karlson M., Mörberg U.**, 2015: A spatial ecological assessment of fragmentation and disturbance effects of the Swedish road network, *Landscape and Urban Planning* vol 134. s. 53 – 65
64. **Keken Z., Ježek M., Kušta T.**, 2011, Vliv silnic a silniční dopravy na životním prostředí a definování plochy přímého impaktu, *Acta Pruhonicensiana* 99, Průhonice, s 183 – 188
65. **Kilgo J.C., Labinsky R.F., Fritzen D.E.**, 1998: Influences of hunting on the behavior of white-tailed deer: implications for conservation of the Florida panther. *Conserv Biol* vol. 12. s. 1359 – 1364
66. **Klizan P.**, 1997: The effect of human development, landscape features and prey density on the spatial use of wolves (*Canis lupus*) on the north shore of Lake Superior., *Central for Wildlife and Conservation Biology*, Acadia University. Wolfville, Nova Scotia, Canada, 108
67. **Kusak J. Skrbinšek A.M., Huber D.**, 2005: Home ranges, movements and activities of wolves (*Canis lupus*) in the Dalmatian part of Dinarida, Croatia. *European Journal of Wildlife Research* vol. 51, s.254 - 262
68. **Lipský Z.**, 2000: Sledování změn v kulturní krajině. ČZU Praha, Kostelec nad Černými lesy, s. 12
69. **Lowry J.B.C, Narayan M., Hancock G.R., Evans, K.G.**, 2019: Understanding post-mining landforms: Utilising pre-mine geomorphology to improve rehabilitation outcomes, *Geomorphology* vol.328, s 93 – 107
70. **Luell B., Bekker H., Cuperus R., Duffek J., Fry G., Hlaváč V., Keller V., Rosell C., Sangwine T., Tørsløv N., Wandall B.** 2003:

- COST 341:Habitat fragmentation due to transportation Infrastructure, European Commission Directorate General Transport.
71. **Madsen A.B., Strandgaard H., Prang A.**, 2002: Factors causing traffic killings of Roe Deer *Capreolus capreolus* in Denmark, *Wildl Biol* vol 8. , s. 55-61
  72. **McCall S. C., McCarthy M. A., van Der Ree R., Harper M. J., Cesarini S., Soanes K.**, 2010: Evidence that a highway reduces apparent survival rates of squirrel gliders, *Ecology and Society* vol 15, no. 3, s. 27
  73. **Meeus J. H. A.**, 1995: Pan- European Landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 1995, vol 31, s. 57-79.
  74. **Miko L., Hošek M.**, 2009, *Příroda a krajina České republiky, Zpráva o stavu 2009*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, s.4 -
  75. **Ministerstvo životního prostředí ČR**, 2006: Metodická doporučení k posuzování fragmentace krajiny dopravními liniovými stavbami
  76. **Mitchel E.G. M., Suarez – Castro F. A., Martinez – Harms M., Maron M., McApline, Gaston J. K., Johansen K., Rhodes R. J.**, 2015: Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services, *Trens in Ecology & Evolution* 30, s. 190 – 196.
  77. **Montis A., Martín B., Ortega E., Ledda A.**, 2017: Landscape fragmentation in Miditerranean Europe: A komparative approach, *Land Use Policy* 64, s. 83-94.
  78. **Moser B., Jeager J. A. G., Tappeiner U., Tasser E.**, 2007: Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology*. Vol, 22 s. 3
  79. **Moulis P.**, 2007: Živočichové nacházejí na silnicích smrt [online] citováno 17.7.2019 Dostupné na World Wide Web: <<http://www.myslivoost.cz/>>.
  80. **Mrtka J., Borkovcová M.**, 2013: Estimated mortality of mammals and the costs associated with animal-vehicle collisions on the roads in the Czech Republic, *Transportation Research Part D*, vol. 18 s. 51 – 54

81. **Müller S., Berthould G.**, 1997: Fauna/Traffic safety. Manual for Civil Engineers. Lausanne, 119 s.
82. **O'Shea T., Beck C. A., Bonde R. K., Kochman H. I., Odell D. K.**, 1985: An analysis of manatee mortality patterns in Florida 1976 – 1981, *Journal of Wildlife Management* 49, s. 111
83. **Oxley D. J., Fenton M. B., Carmody G. R.**, 1974: Effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* vol 11, s. 51 – 59
84. **Pecharová E., Hrabánková M.**, 2006: A concept of reconstruction of post- mining region under The Lisbon strategy. *Ekológia Bratislava* 25 (3): 194 - 205.
85. **Pecharová E., Svoboda I., Vrbová M.**, 2011: Obnova jezerní krajiny pod Krušnými horami, *Lesnické práce, s.r.o., Kostelec nad Černými Lesy.*
86. **Pfister H. P., Keller V., Reck H., Georgil B.**, 1998: Grünbrücken – ein Beitrag zur Verminderung Strassenbedingter Trennwirkungen. *Landschaftstagung*, 30/03, 96-100.
87. **Policie České republiky [Online]**, Statistické údaje o nehodovosti na území ČR 17.11.2019, dostupné na <<https://www.policie.cz>>
88. **Reijnen R., Foppen R., Veenbass G.**, 1995: Disturbance by traffic of breeding birds: Evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation* vol. 6, s. 567 - 581
89. **Reijnen R., Foppen R., Meeuwsen H.**, 1996: The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation*, vol. 75, s. 255 – 260
90. **Rolandsen, C. M., E. J. Solberg, K. Bjørneraas, M. Heim, B. Van Moorter, I. Herfindal, M. Garel, P. H. Pedersen, B. E. Sæther, O. Lykkja, and Ø.**, 2010: Moose in Nord-Trøndelag, Bindal and Rissa 2005–2010. Final report. NINA report 588
91. **Romin L. A., Bissonette J. A.**, 1996, Temporal and spatial distribution of highway mortality of mule deer on newly constructed

- roads at Jordanelle Reservoir, Utah, *Great Basin Naturalist*, Vol. 56, s. 1-11.
92. **Rondini C., Doncaster C. P.**, (2002): Roads as barriers to movement for hedgehogs. *Functional Ecology* vol. 16., no. 4, s. 504 – 509
93. **Rothbauer M. I., Svoboda I., Jílek J., Šobr M., Hrdlička P., Wichsová M., Beránek K., Boháčková M., Cihlář M., Kačírek F., Lejsková K.**, 2003, Územní prognóza území dotčeného těžbou hnědého uhlí na Sokolovsku – Průzkumy a rozbor, Atelier T – plan s.r.o., Praha.
94. **Ředitelství silnic a dálnic [Online]**, Technické předpisy, ochrana živočichů, citováno 9.12.2019 dostupné na [rsd.cz](https://www.rsd.cz) <<https://www.rsd.cz/wps/portal/>>
95. **Santos R. A. L., Ascensão F., Ribero M. L., Bager A., Santos-Reis M., Aguiar L. M. S.**, 2017: Assessing the consistency of hotspot and hot-moment patterns of wildlife road mortality over time, *Perspective in ecology and conservation*, vol. 15, s. 56 – 60
96. **Saunders S.C., Mislivets M.R., Chen J., Cleland D.T.**, 2002: Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region. USA. *Biol. Conserv.* 103 (2), 209–225.
97. **Seiler A.**, 2001: Ecological effects of roads. Department of conservation biology, a review, s. 40
98. **Seiler A.**, 2004: Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden, *Wildlife Biology* vol 10, s. 301 – 313
99. **Seshadri K. S., Yadav A., Gururaja K. V.**, 2009: Road kills of amphibians in different land use areas from Sharavatri river basin, central Western Ghats, India, *Journal of Threatened Taxa* vol 1 no 11, s. 549 – 552
100. **Shai-Braun S.C., Weber D., Häcklander K.**, 2013: Spring autumn habitat preferences of active European Hares (*Lepus europaeus*) in an agricultural area with low hare density. *European Journal of Wildlife Research* vol. 59, s. 387 – 397



101. **Sklenička P.** 2003: Základy krajinného plánování, Nakladatelství Naděžda Skleničková, Praha, 156 – 158.
102. **Sklenička P.**, 2011, Pronajatá krajina, Centrum pro krajinu s.r.o., Praha, s. 18
103. **Sklenička P., Lhota T.**, 2002: Landscape heterogeneity – a quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape and Urban Planning*, 58 s. 147 – 156
104. **Sklenička P., Pixová K.**, 2004: Importance of spatial heterogeneity to landscape planning and management, *Ekológia*, Bratislava, vol 23 s. 320 – 329.
105. **Sklenička P., Šálek M.**, 2005: Effects of forest edges on the yield of silage maize. *Die Bodenkultur* vol. 56, no 3 s. 109-116.
106. **Smith D. J.**, 2003: Ecological effects of roads: Theory, analysis, management and planning considerations. University of Florida.
107. **Snow N. P., Andelt W. F., Gould N. P.**, 2011: Characteristic of road-kill locations of San Clemente Island foxes. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 35, s. 32 – 39
108. **Srážky se zvěří [Online]**, Olomouc: Centrum dopravního výzkumu, ©2019, [cit. 16.8.2019], dostupné z: <http://www.srazenazver.cz>
109. **Strategický rámec udržitelného rozvoje České republiky**, 2010: Rada vlády pro udržitelný rozvoj a Ministerstvo životního prostředí, s. 50 – 59.
110. **Štýs S.**, 2002: Rekultivační obnova krajiny. *Geografické rozhledy*, 12(2), 40-41
111. **Štýs S.**, 2002: Rekultivační obnova krajiny. *Geografické rozhledy*, 12(2), 40-41.
112. **Štýs S.**, 2015: Země znovuzrozená, Ecoconsult Pons, spol. s.r.o.,
113. **Štýs S., Bízková R., Ritschelova I.**, 2014, Proměny severozápadu, Český statistický úřad, Praha,

114. **Trombulak S. C., Frissell C. A., 2000:** Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.* Vol. 14 s 18 – 30
115. **Üeckermann E., 1964:** Erhebung über die Eildverluste durch den Strassenverkehr und die Verkehrsunfälle durch Wild., *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* vol. 10, s. 142 – 168
116. **Van der Ree R., Bennett A. F., 2003:** Home range of the squirrel glider *Petaurus nonfolcensis* in a network of linear habitats. *Journal of Zoology*, no. 259 s. 327 – 336.
117. **Van der Ree R., Jaeger J.A.G., Van der Grift E.A., Clevenger A.P., 2011:** Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving toward larger scales. *Ecol. Soc.* 16 (1), 48.
118. **Větrovcová J., 2015:** Celková koncepce pro řešení ochrany fauny terestických ekosystémů v ČR před fragmentací krajiny, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, s
119. **Vodová L., 2013:** Ekologické sítě a greenways jako nástroj revitalizace krajiny, *Geografické rozhledy* 5/12-13, s. 20-21.
120. **Vráblíková J., 2010:** Recultivation of Area after Coal Mining on Example of North Bohemia., *Životní prostor*, vol 44, no. 1, s. 24 – 29
121. **Vráblíková J., Beránek K., Blažková M., Farský M., Jirásek P., Neruda M., Novák P., Šoch M., Štýs S., Vráblík P., Zahálka J., 2011:** Revitalizace území v severních Čechách, Univerzita J. E. Purkyně, fakulta životního prostředí s. 166 –
122. **Vymazal J., Sklenička P., 2012:** Restoration of areas affected by mining, *Ecological Engineering* 43, s 1 – 4
123. **WHO, 2015** (Podrobná analýza spatiotemporal hotspotů nárazových dopravních Michal Bíl, Richard Andrášik, Jiří Sedoník
124. **Zákon č. 100/2001 Sb.,** ze dne 20. února 2001, o posuzování vlivu záměrů na životní prostředí.
125. **Zákon č. 114/1992 Sb.,** ze dne 19. února 1992, o ochraně přírody a krajiny

126. **Zákon 183/2006 Sb.**, ze dne 14.března 2006 o územním plánování a stavebním řádu
127. **Zuberogitia I., del Real J., Torres J.J., Rodriguez L., Alonso M., Zabala J.**, 2014: Ungulate Vehicle Collision in a Peri-Urban Environment: Consequences of Transportation Infrastructures Planned Assuming the Absence of Ungulates, Plos ONE, vol. 9. No. 9 s. 1 – 11

## 10. Přílohy

### Seznam příloh

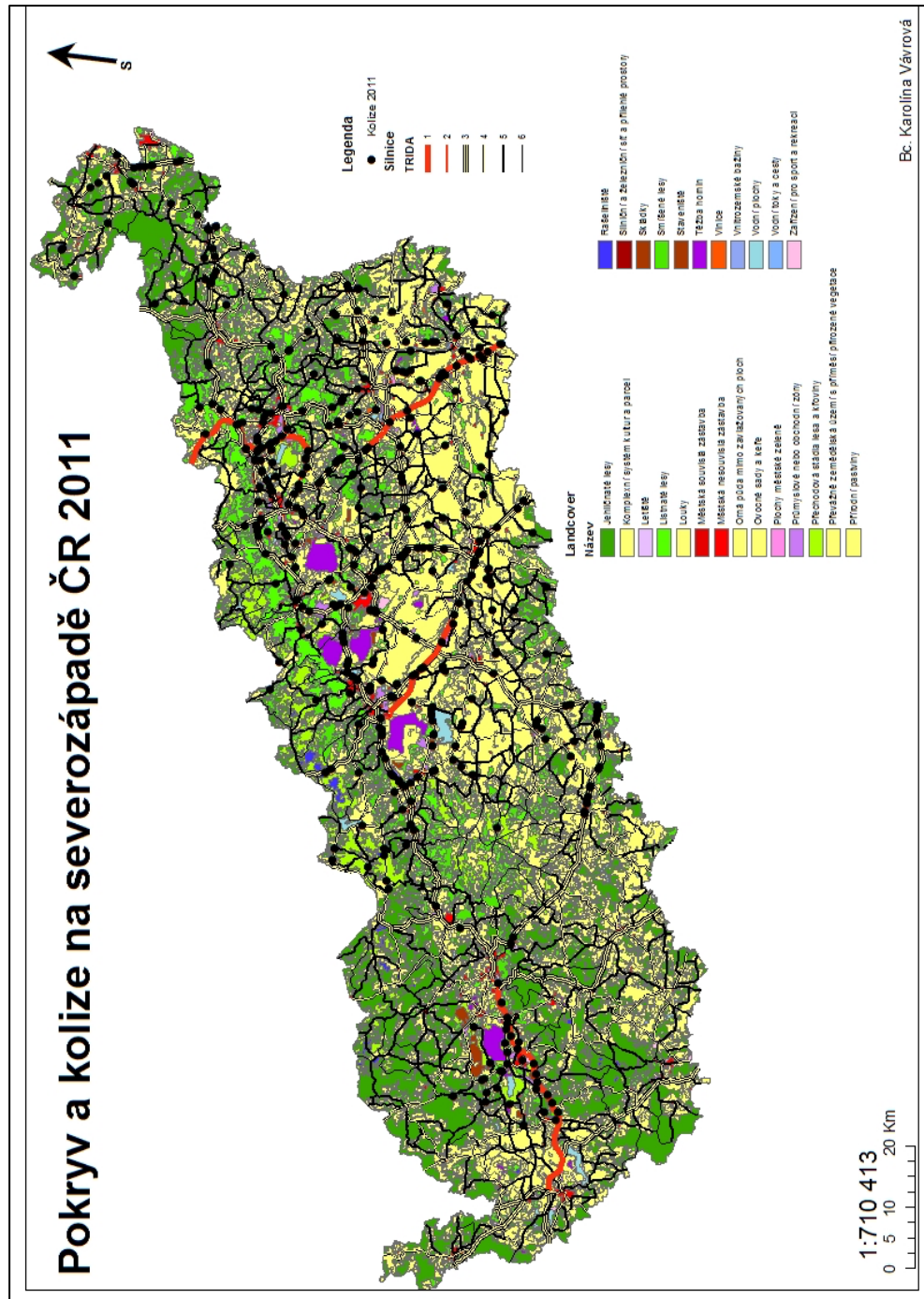
<b>Příloha č. 1:</b> Kolize na land coveru v roce 2008.....	73
<b>Příloha č. 2:</b> Kolize na land coveru v roce 2009.....	74
<b>Příloha č. 3:</b> Kolize na land coveru v roce 2010.....	75
<b>Příloha č. 4:</b> Kolize na land coveru v roce 2011.....	76
<b>Příloha č. 5:</b> Kolize na land coveru v roce 2012.....	77
<b>Příloha č. 6:</b> Kolize na land coveru v roce 2013.....	78
<b>Příloha č. 7:</b> Kolize na land coveru v roce 2014.....	80
<b>Příloha č. 8:</b> Kolize na land coveru v roce 2015.....	81
<b>Příloha č. 9:</b> Kolize na land coveru v roce 2016.....	82
<b>Příloha č. 10:</b> Kolize na land coveru v roce 2017.....	83
<b>Příloha č. 11:</b> Hotspoty, biocentra, biokoridory, těžební a rekultivované oblasti v letech 2008 – 2017.....	84
<b>Příloha č. 12:</b> Hotspoty, těžební a rekultivované oblasti 2008 -2017.....	85
<b>Příloha č. 13:</b> Hotspoty v letech 2008 – 2017, těžební prostrory v roce 2000 a pokryv v těchto oblastí v roce 2018.....	86
<b>Příloha č. 14:</b> Počet km silnic v území 5km od rekultivovaných ploch vztážené k jedné srážce s lesní zvěří.....	87



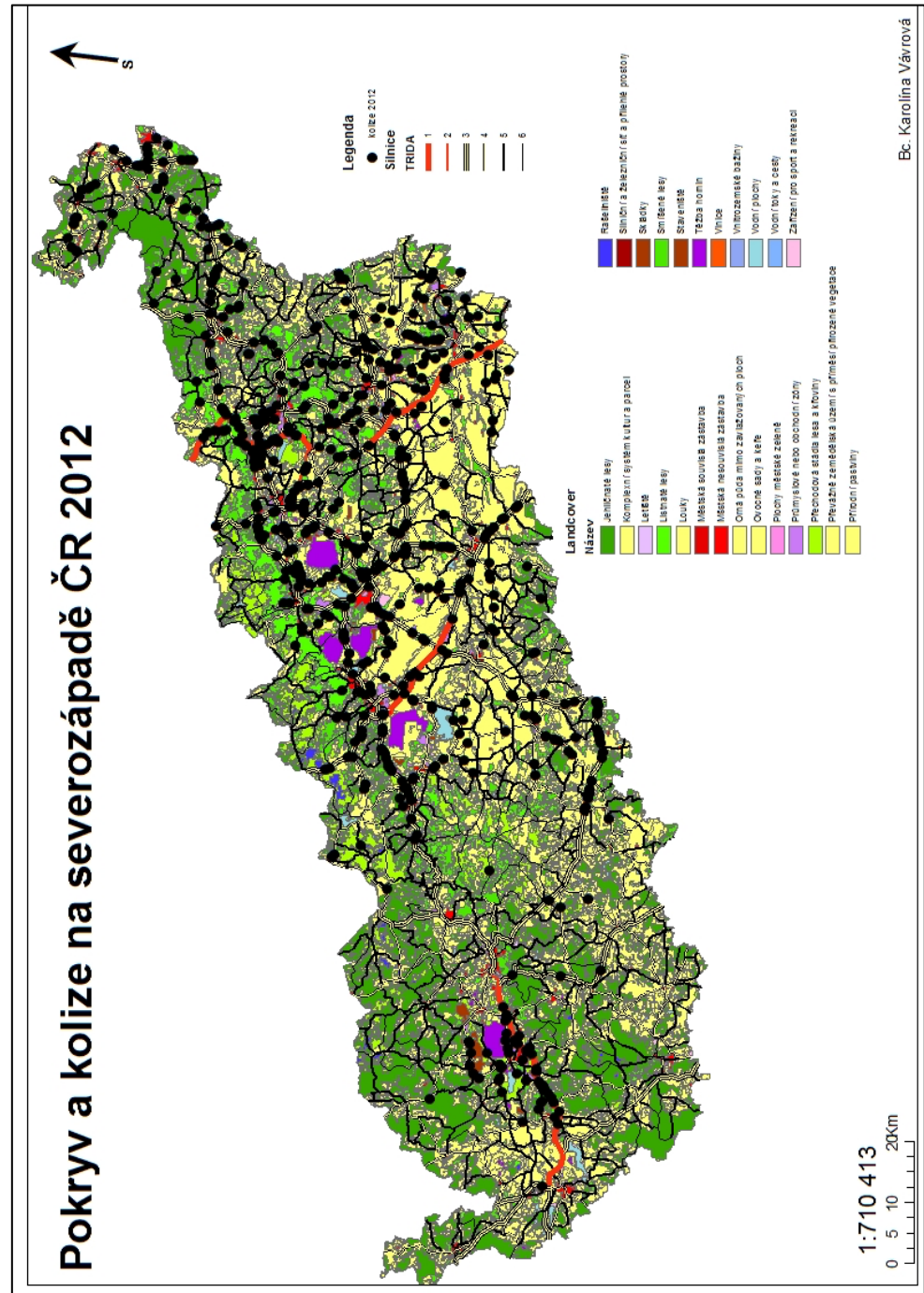


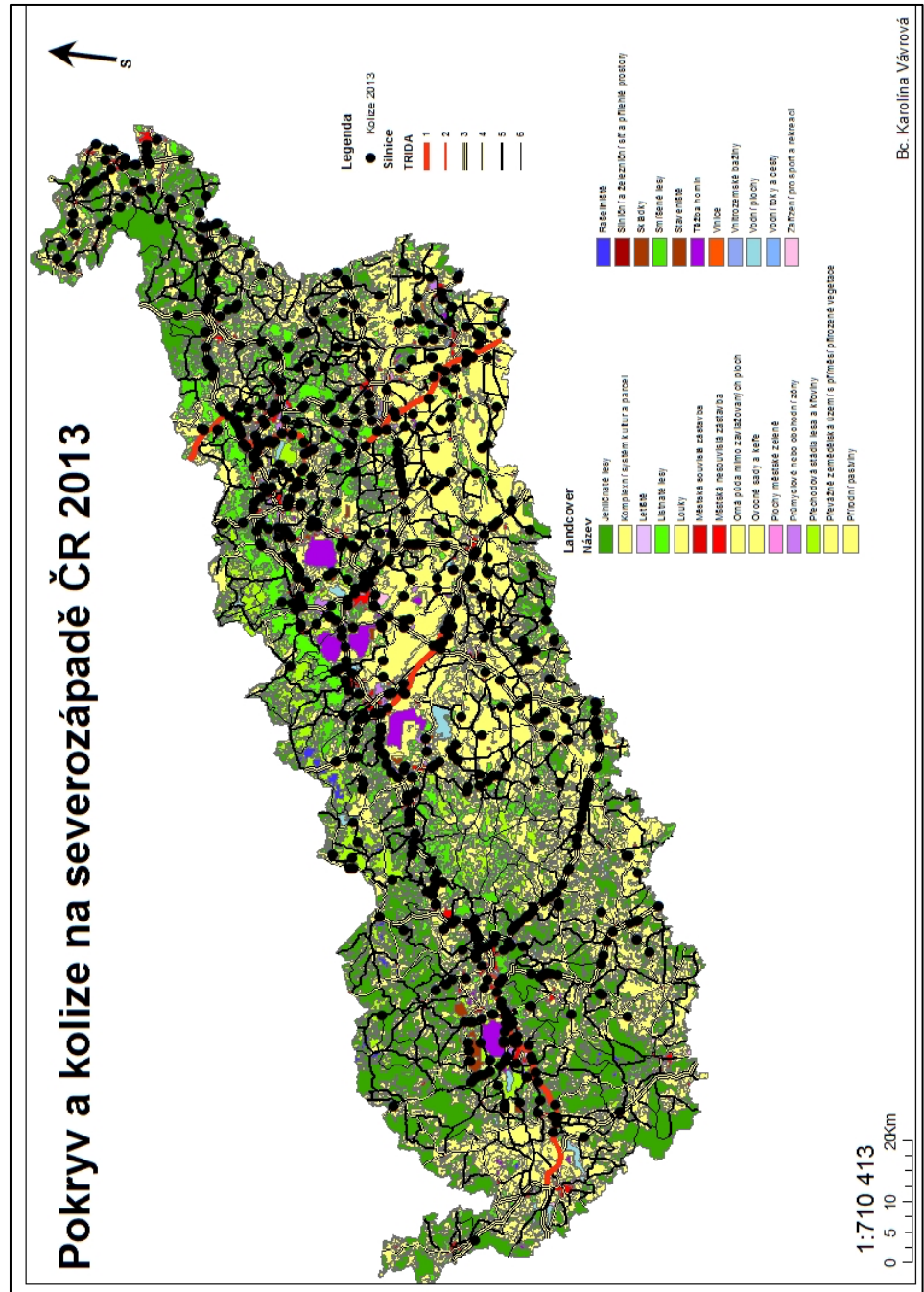


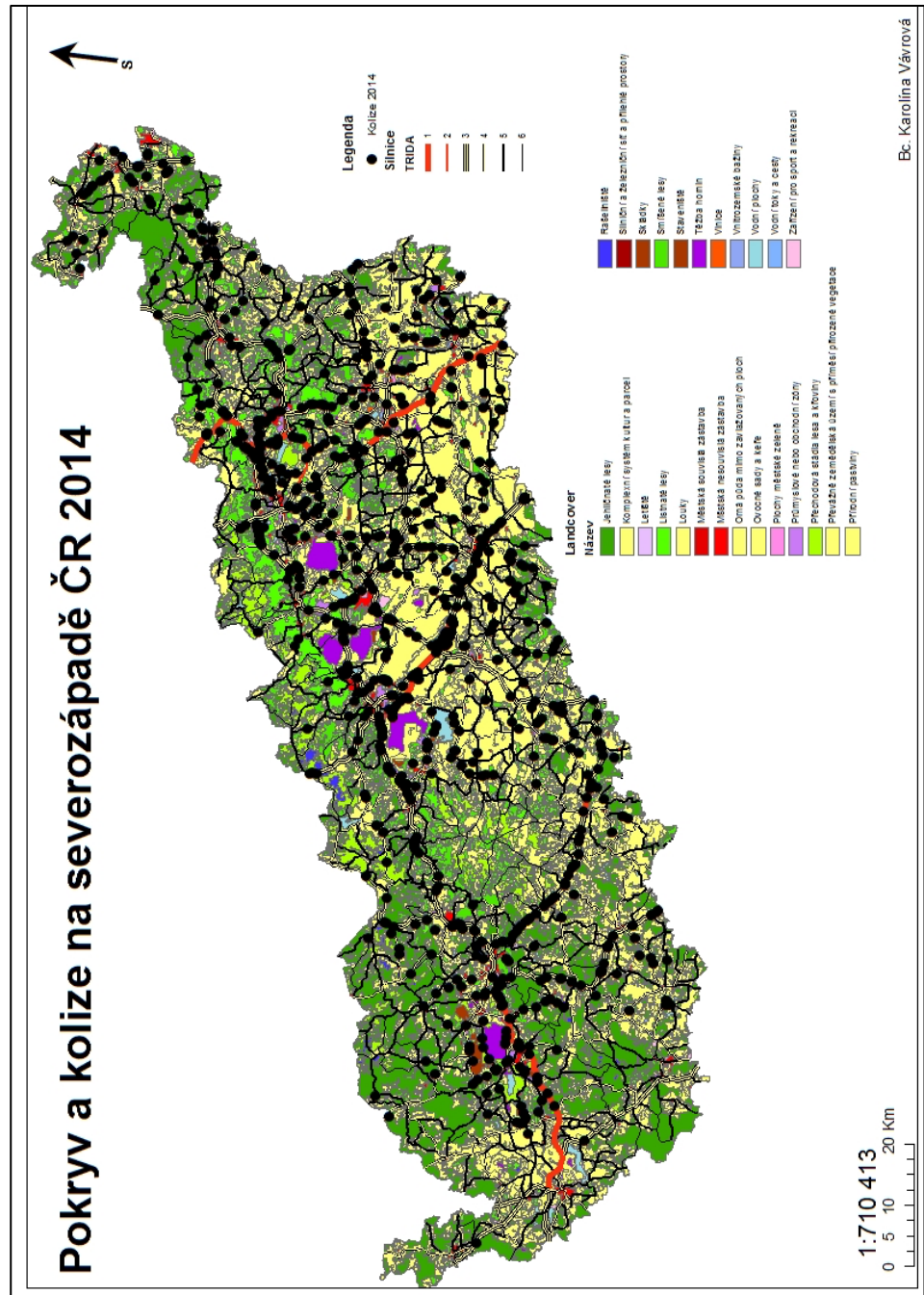




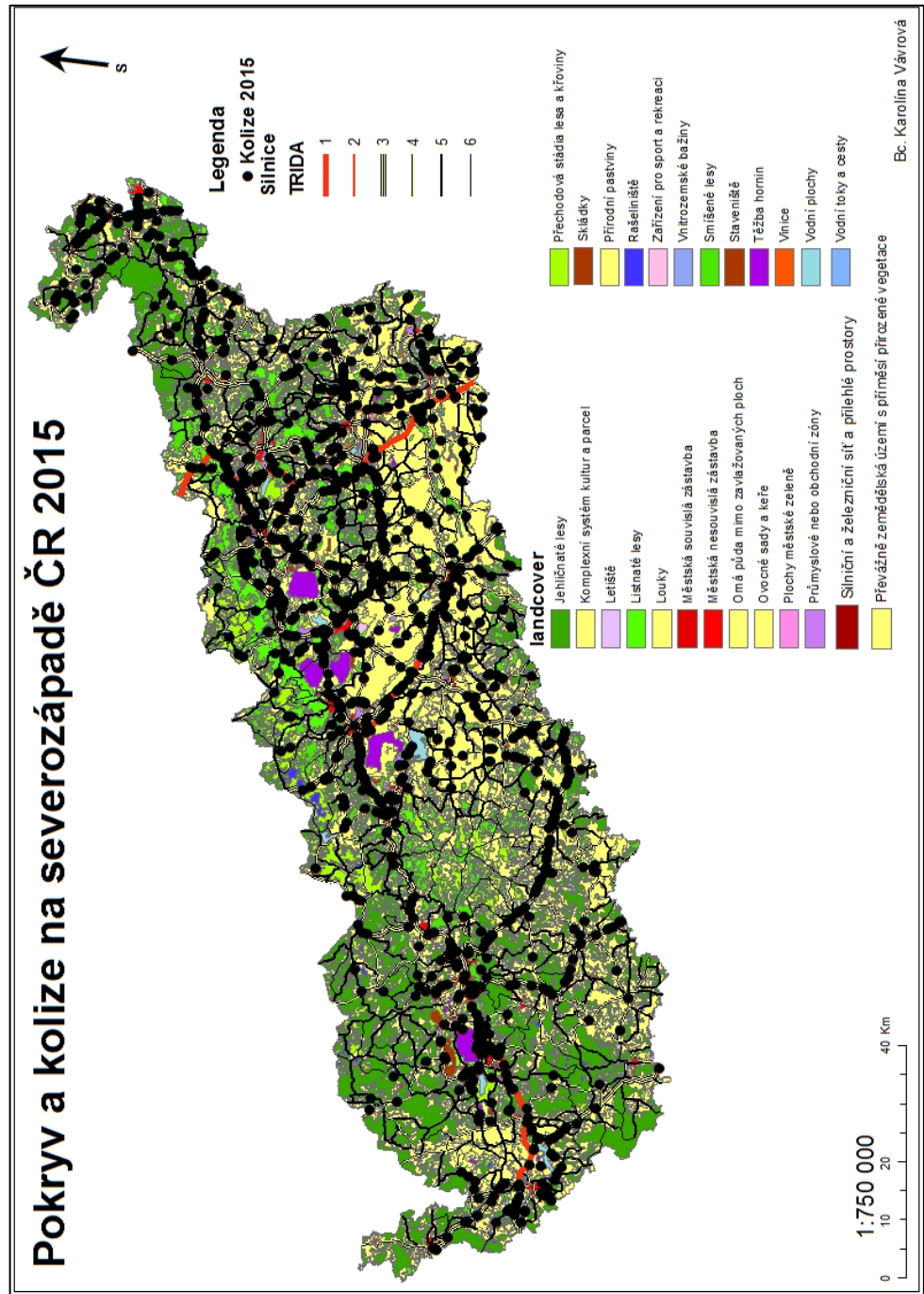


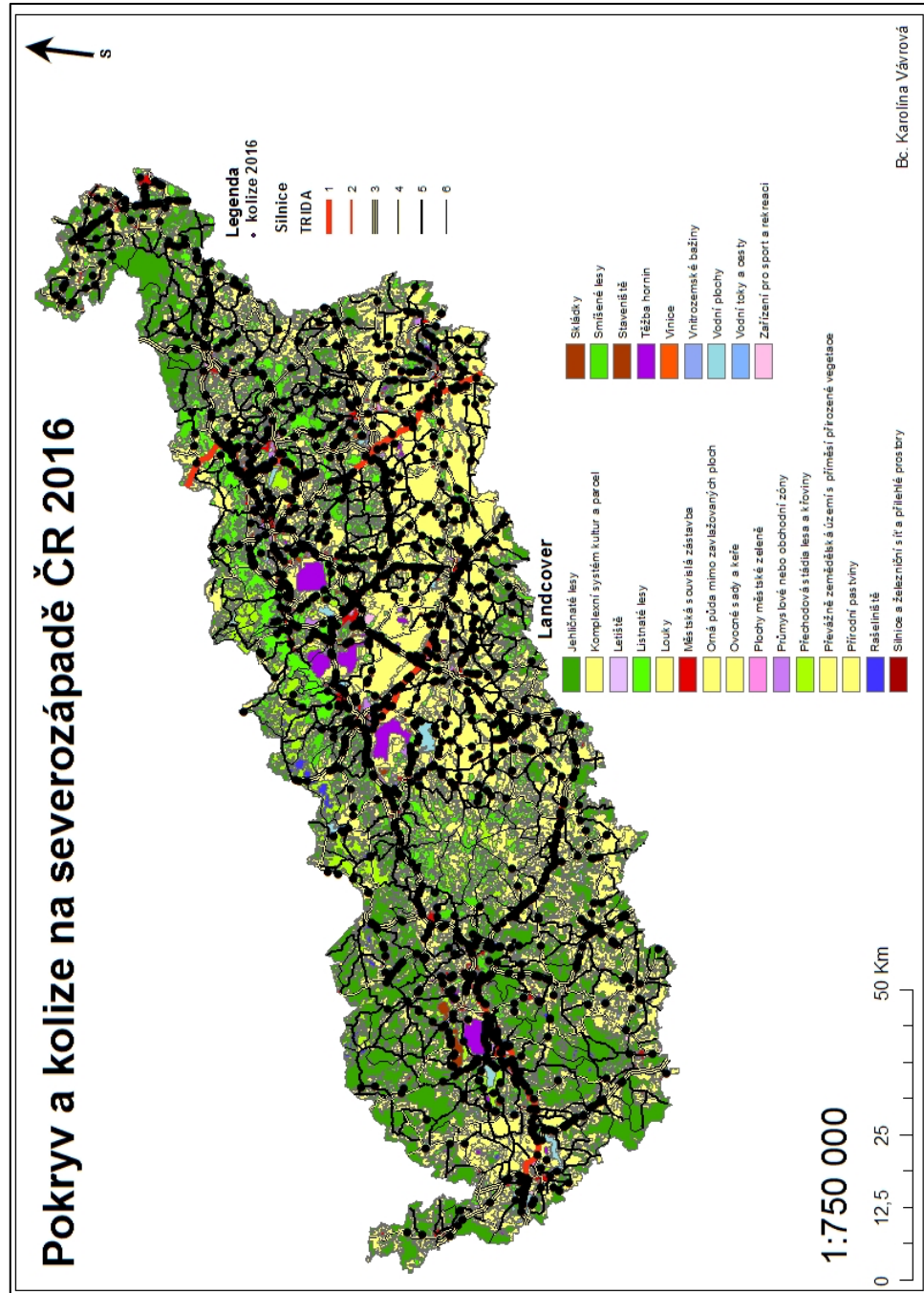


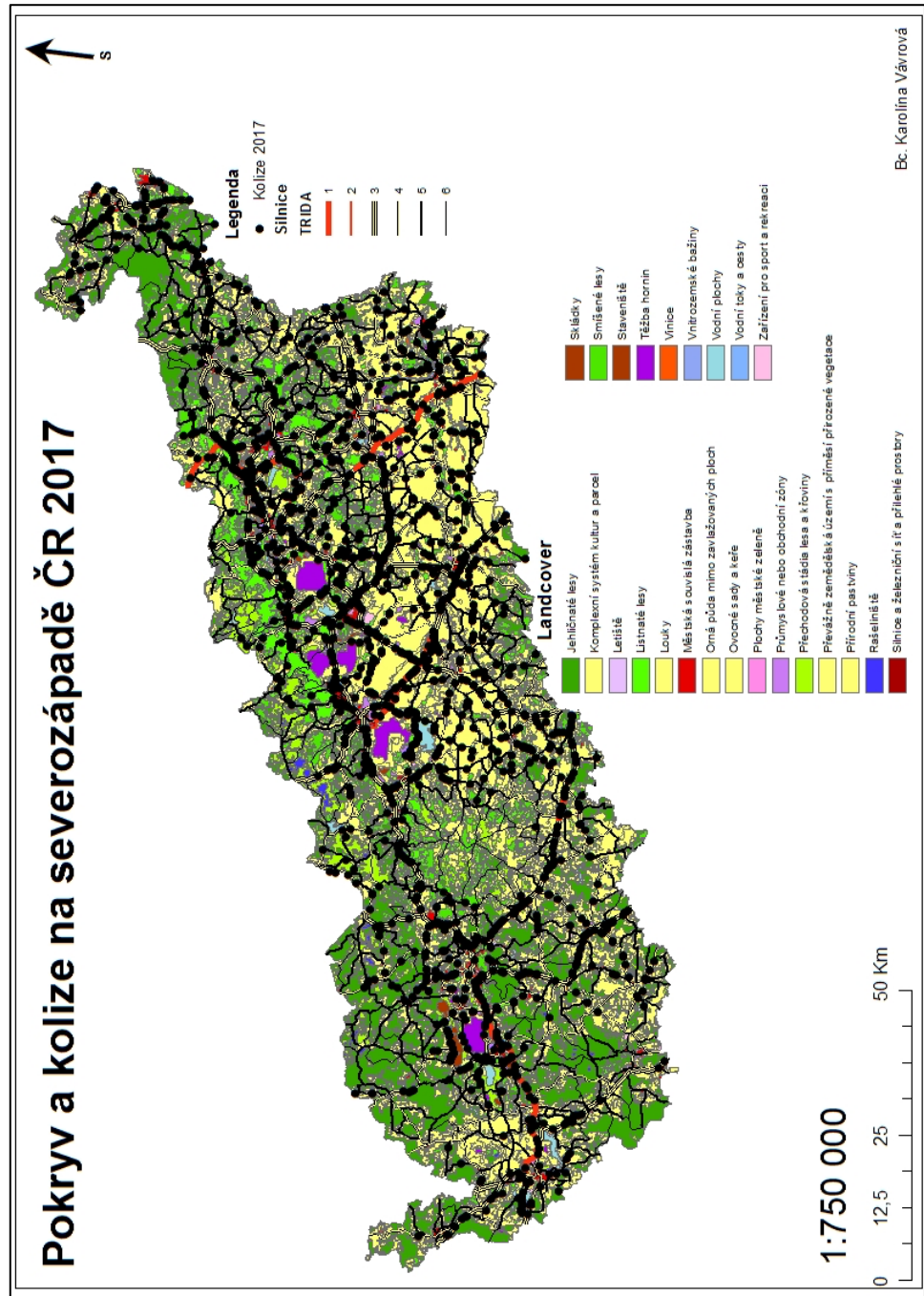




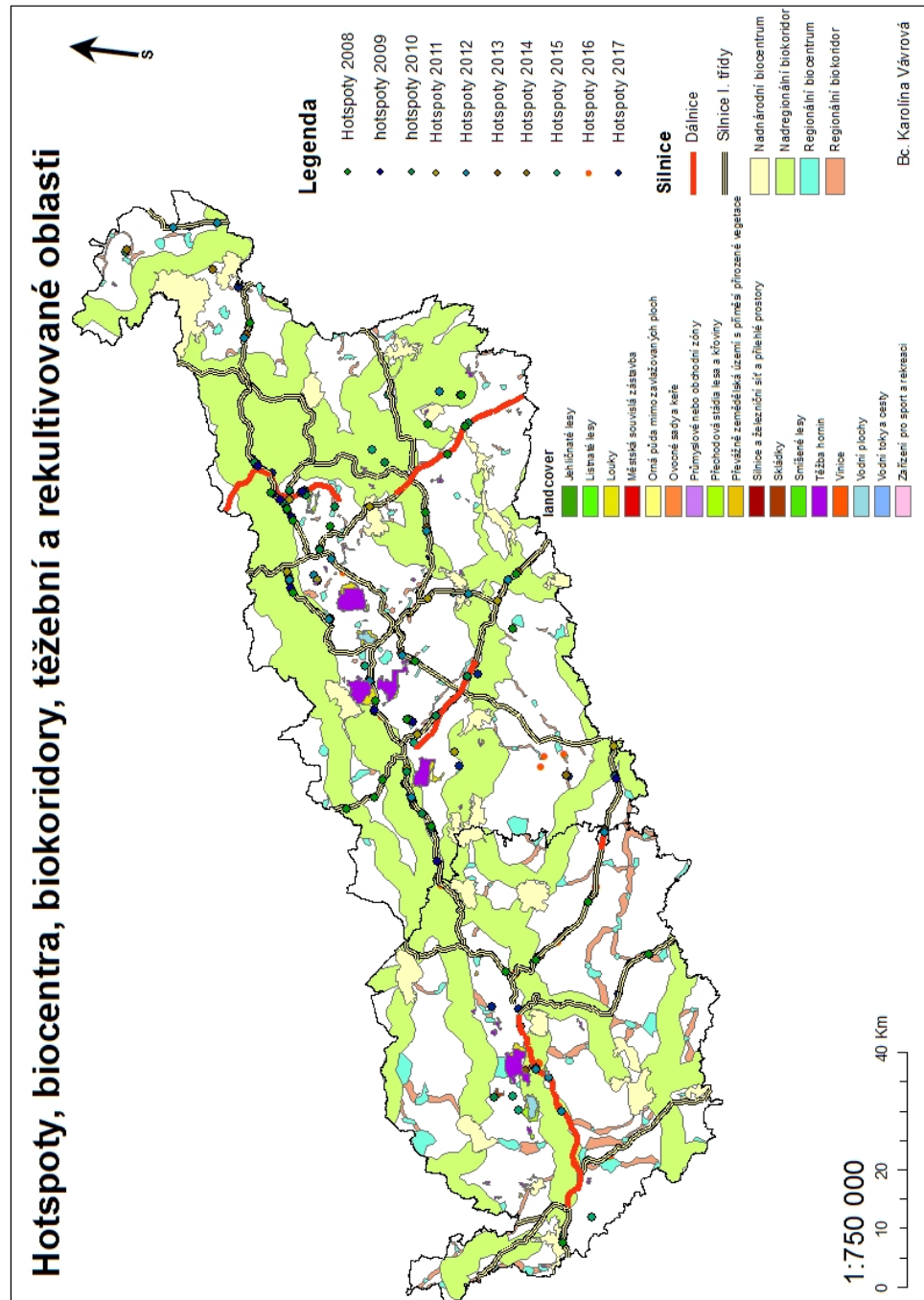








Příloha č. 11: Hotspoty, biocentra, biokoridory, těžební a rekultivované oblasti v letech 2008 – 2017

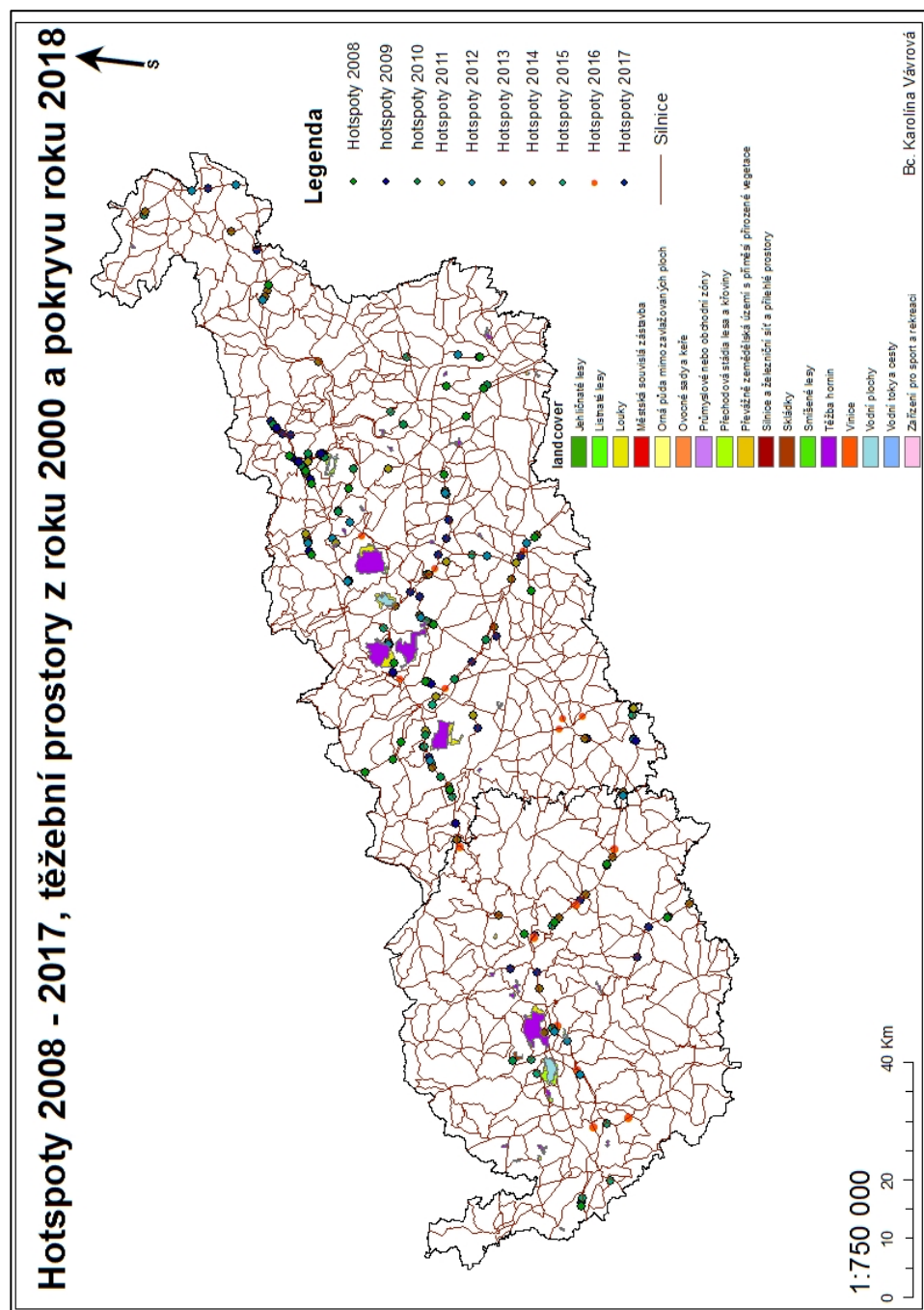








Příloha č. 13: Hotspoty v letech 2008 – 2017, těžební prostory v roce 2000 a pokryv v těchto oblastí v roce 2018



*Příloha č. 14: Počet km silnic v území 5km od rekultivovaných ploch  
vztahované k jedné srážce s lesní zvěří*

Roky	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2017	2015	2016	2017
Počet km silnic na jednu kolizi se zvěří	4,3702	8,807	6,777	6,996	4,472	4,6143	3,83	2,863	2,03	1,9192