

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

Fragmentace krajiny České republiky liniovými stavbami

Bakalářská práce

Zuzana Kučerová

Ochrana krajiny a využívání přírodních zdrojů

Doc. Ing. Pavel Horký, Ph.D.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Fragmentace krajiny České republiky" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 23. 4. 2024

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu práce panu doc. Ing. Pavlovi Horkému, Ph.D., za odborné vedení a užitečné rady při zpracování této práce, rodině, přátelům a manželovi za trpělivost a morální a technickou pomoc.

Fragmentace krajiny České republiky liniovými stavbami

Souhrn

Proměny krajiny v průběhu času jsou ovlivněny různými procesy, jejichž původ, intenzita a délka trvání se liší. Jednou z nejvýraznějších změn je fragmentace, která spočívá v rozdělení původně souvislého krajinného celku na menší, izolované části. Zásahy člověka zásadním způsobem fragmentaci krajiny zvyšují, což má významné negativní dopady nejen na biodiverzitu nebo jednotlivé druhy živočichů, ale i celé ekosystémy. Fragmentace ovlivňuje možnosti pohybu všech organismů včetně savců, snižuje dostupnost vhodných habitatů pro naplnění životních potřeb jednotlivých druhů a celkově tak přispívá k degradaci jejich populací, která může mít pro jednotlivé druhy živočichů i fatální důsledky. Výstavba silničních a železničních tratí povede v dalších letech ke zvyšování liniové fragmentace krajiny v České republice. Tato bakalářská práce mimo jiné navrhuje vhodný rozsah a umístění kompenzačních opatření umožňujících migraci přes plánované vysokorychlostní železniční trasy. Z porovnání map plánovaných tras vysokorychlostních železničních tratí a dálkových migračních koridorů velkých savců vyplynulo, v kterých konkrétních místech dojde k narušení spojitosti migračních koridorů. U tratí, které mají nejbližší k realizaci, je návrh řešení křížení koridorů již připraven. V této práci je proto důraz kladen na návrh řešení tratí, které jsou teprve ve fázi plánování. Topografická analýza krajiny v místech křížení tratí a migračních koridorů umožnila navrhnout typy a konkrétní umístění přechodových prvků, které zachovají průchodnost koridorů. V řadě případů bylo nutné řešit i návaznost na již existující ekodukty přes souběžně vedoucí dálnice. Tohoto cíle se podařilo dosáhnout. Návrh umístění a typu celkem 26 ekoduktů, mostů a estakád jako vyústění rešeršní práce v dostupné literatuře, mapách a plánech, představuje snahu o konkrétní řešení složitého úkolu ochrany a obnovy přírodních koridorů jako jednoho z klíčových aspektů ochrany životního prostředí. Z výsledků práce vyplývá, že ochrana konektivity krajiny musí být zohledněna v plánování všech nových dopravních staveb a souvisejících zásahů do krajiny, aby se minimalizovaly negativní dopady liniové fragmentace krajiny na životní prostředí v České republice.

Klíčová slova:

Migrační koridory, liniové stavby, ekodukt, konektivita, prostupnost krajiny

Linear fragmentation of the landscape of the Czech Republic

Summary

Changes in the landscape over time are affected by a variety of processes that vary in origin, intensity and duration. One of the most significant changes is fragmentation, which consists of the division of originally continuous landscape into smaller, isolated parts. Human interventions are significantly increasing landscape fragmentation, with major negative impacts not only on biodiversity or individual species, but also on entire ecosystems. Fragmentation affects the mobility of all organisms, including mammals, reduces the availability of suitable habitats to meet the life needs of individual species and, in general, contributes to the degradation of their populations, which can have fatal consequences for individual species. The construction of roads and railways will lead to an increase in linear landscape fragmentation in the Czech Republic in the coming years. This bachelor's thesis proposes, among other things, the appropriate extent and location of compensatory measures to enable migration across planned high-speed railway lines. A comparison of maps of the planned routes of high-speed railway lines and long-distance migration corridors of large mammals showed where the continuity of migration corridors will be disrupted. For the lines that are closest to realisation, a draft solution for crossing the corridors has already been prepared. Therefore, the focus of this paper is on the design of solutions for lines that are still in the planning phase. A topographic analysis of the landscape at the crossing points of the lines and migration corridors has enabled the design of the types and specific locations of crossing elements that will preserve the connectivity of the corridors. In a number of cases, it was also necessary to address connectivity to existing ecoducts over parallel motorways. The objective was achieved. The proposal for the location and type of a total of 26 ecoducts, bridges and flyovers, as a result of a search in available literature, maps and plans, represents an attempt to provide a concrete solution to the complex task of protecting and restoring natural corridors as one of the key aspects of environmental protection. The results of the paper show that the protection of landscape connectivity must be taken into account in the planning of all new transport constructions and related interventions in the landscape in order to minimize the negative impacts of linear landscape fragmentation on the environment in the Czech Republic.

Keywords:

Migration corridors, linear structures, ecoduct, connectivity, permeability of the landscape

Obsah

1 Úvod	11
2 Cíl práce	13
3 Literární rešerše	14
3.1 Fragmentace krajiny	14
3.1.1 Fragmentace krajiny v zemích EU.....	14
3.2 Fragmentace krajiny v České republice.....	16
3.3 Vliv dopravy na krajinu.....	18
3.3.1 Primární vlivy dopravy	18
3.3.1.1 Ztráta přírodních stanovišť.....	18
3.3.1.2 Bariérový efekt.....	18
3.3.1.3 Disturbance a znečištění.....	19
3.3.1.4 Mortalita živočichů způsobená dopravou.....	20
3.3.1.5 Vznik nových stanovišť na okrajích dopravní infrastruktury.....	21
3.3.1.6 Rozšiřování nepůvodních a invazních druhů	21
3.3.2 Sekundární vlivy dopravy	21
3.4 Migrace živočichů a nároky na průchodnost.....	21
3.4.1 Suchozemští bezobratlí (zejména hmyz)	22
3.4.2 Ryby a ostatní vodní živočichové	22
3.4.3 Obojživelníci	23
3.4.4 Plazi	23
3.4.5 Ptáci.....	24
3.4.6 Letouni a netopýři	25
3.4.7 Malí savci.....	25
3.4.8 Středně velcí savci.....	26
3.4.9 Velcí savci.....	27
3.5 Migrační objekty.....	27
3.5.1 Index otevřenosti	28
3.6 Podchody	29
3.6.1 Propustek trubní	29
3.6.2 Propustek rámový	30
3.6.3 Most přes vodoteč	31
3.6.4 Most přes komunikaci.....	33
3.6.5 Most speciální	34
3.6.6 Estakáda	35

3.6.7	Viadukt	36
3.7	Nadchody.....	37
3.7.1	Víceúčelový nadchod	37
3.7.2	Optimalizovaný nadchod	38
3.7.3	Speciální nadchod s přesypávkou	38
3.7.4	Ekodukt (zelený most)	38
3.7.5	Tunel	40
3.7.6	Stromové nadchody	40
3.8	Migrační propojení krajiny.....	41
3.8.1	Migračně významná území (MVÚ)	41
3.8.1.1	Medvěd hnědý (<i>Ursus arctos</i>)	41
3.8.1.2	Los evropský (<i>Alces alces</i>)	43
3.8.1.3	Vlk obecný (<i>Canis lupus</i>)	44
3.8.1.4	Rys ostrovid (<i>Lynx lynx</i>)	46
3.8.1.5	Jelen lesní (<i>Cervus elaphus</i>).....	48
3.8.2	Dálkové migrační koridory	49
3.8.3	Migrační objekty na infrastruktuře.....	51
3.9	Vysokorychlostní železniční tratě (VRT) v České republice.....	51
4	Materiál a metody.....	52
4.1	Vstupní data	52
4.2	Prostorová analýza dat	53
5	Výsledky.....	54
6	Diskuze	65
7	Závěr.....	67
8	Literatura	68

1 Úvod

K proměně krajiny v průběhu času přispívají procesy různého původu, intenzity a délky trvání. Jednou ze zásadních a nejvíce viditelných změn je fragmentace. Pojem fragmentace vychází z latinského slova fragmentum, znamenající kousek nebo úlomek. Fragmentace krajiny tak představuje proces, při němž dochází k rozdělení původně souvislého ekosystému na menší, izolované části (Haddad et al. 2015), které již nemají plnohodnotné vlastnosti původního celku (Bennett & Saunders 2010). Fragmentace může být způsobena různými faktory, přírodními nebo antropogenními, tzn. lidskou činností (Coffin 2007; Hilty et al. 2019). Přírodní způsob fragmentace krajiny vychází z různých přírodních procesů. Mohou to být geologické procesy jako např. seismická aktivita, eroze, tektonické pohyby zemské kůry, zalednění. Fragmentaci mohou způsobit přirozené vodní toky, říční delty, hluboká údolí, ale i požáry, polomy, vichřice, sesuvy půdy apod., které vedou k vytvoření částečně či zcela izolovaných oblastí (Tinker et al. 2003; Hilty et al. 2019). Antropogenní způsob fragmentace krajiny je spojen s historií lidské populace. Začíná s nástupem zemědělství a rozsáhlým odlesňováním, pokračuje výstavbou trvalých sídel, těžbou surovin, rozvojem průmyslu a dopravy (Anděl et al. 2005; Bennett & Saunders 2010). Přírodní a antropogenní fragmentace sdílejí některé společné charakteristiky a dopady, avšak rozdíl mezi nimi spočívá ve třech klíčových bodech (Hilty et al. 2019). Prvním rozdílovým faktorem je rychlost a vzorec změn – vznikající krajinná mozaika se vlivem lidských zásahů odlišuje od mozaiky formované přírodními procesy a rozdíly ve vzorcích vznikajících fragmentů mají důsledky pro ochranu biodiverzity a přímo ji ohrožují. Druhým faktorem je rozsah změn – při porovnání míry fragmentace způsobené lidskou činností a přirozenými procesy v různých biomech lze pozorovat, že s výjimkou boreálních lesů, kde poměr činí 4 % ku 13 %, je u všech ostatních biomů míra fragmentace způsobená lidskou činností výrazně vyšší (Wade et al. 2003). Rozdíl spočívá i ve schopnosti vzniklých fragmentů regenerovat se. Přírodní krajinné procesy se regenerují na základě půdních typů a topografie. Naopak fragmentace způsobená lidskou činností často není reverzibilní a prostředí nemá možnost se obnovit přirozenou regenerací (Hilty et al. 2019). Kromě toho pravidelné a opakované zásahy mohou snížit odolnost daného regionu vůči exotickým druhům, které mohou být invazivní (Coffin 2007) a mohou mít značný vliv na místní ekosystémy a krajinu. Podle geometrické povahy bariér vytvářejících fragmenty se fragmentace dělí na liniovou, vytvořenou dálnicemi, silnicemi, železnicemi, vodními toky atd., a na plošnou, způsobenou průmyslovou nebo sídelní zástavbou, oplocenými areály, vodními plochami, nevhodnými biotopy atd., (Anděl et al. 2010). Změny způsobené činností člověka jsou dnes patrné na více než 75 % pevniny a tento poměr stále stoupá, což jen mezi lety 1993 až 2009 představovalo nárůst o 9 % (Sanderson et al. 2002; Venter et al. 2016). Ve fragmentovaných oblastech se mimo jiné snížil rozsah pohybu savců o 50 % ve srovnání s oblastmi člověkem dosud nedotčenými (Tucker et al. 2018). Navíc tyto oblasti pro některé živočišné druhy již neposkytují dostatečný životní prostor, který zajišťovaly před zásahem člověka (Laurence et al. 2002). Není tak překvapivé, že ztráta stanovišť a nárůst fragmentace

jsou hlavními příčinami rozsáhlých změn biodiverzity v suchozemských ekosystémech (Fahrig 2003; Jackson & Fahrig 2011; Newbold et al. 2015). Předpokládá se, že za posledních 30 let ztráta stanovišť a fragmentace celosvětově snížily biologickou rozmanitost v různých biomech až o 75 % (Haddad et al. 2015). Motivací pro zachování biodiverzity je nejen ekonomicky měřitelná hodnota přírodních zdrojů, ale také hodnota biodiverzity jako kulturního bohatství lidstva (Vucetich et al. 2015). Kdyby současná míra ztráty biodiverzity pokračovala stejným tempem, směřovali bychom k největšímu vymírání druhů za posledních 65 milionů let (Ripple et al. 2017). Pohyb organismů a genetická výměna je možná jedině tehdy, pokud oblasti, ve kterých se organismy vyskytují, jsou navzájem propojeny (Jackson & Fahrig 2011). Původní propojenost krajiny umožňující komunikaci populací jednotlivých druhů je dnes vážně narušena. V důsledku toho se ochrana a obnova přírodních migračních koridorů stává důležitým aspektem ochrany životního prostředí (Hilty et al. 2019). Fragmentací krajiny a chybějící konektivitou jsou nejvíce postiženy ty druhy živočichů, u kterých dochází k pravidelným migracím na dlouhé vzdálenosti, jako jsou například velcí savci (Harris et al. 2009; Anděl et al. 2010). Propojení vzdálených habitatů pomocí dálkových migračních koridorů může zvýšit migraci velkých savců mezi nimi až o 50 % a napomoci jejich přežití (Gilbert-Norton 2010). Druhy, které nejsou schopny se přizpůsobit silně změněné krajině, mohou být náchylné k vyhynutí (Bentley et al. 2000). Při obnově migračních koridorů je obtížné měřit jejich funkčnost. Návrhem metodiky pro takové měření se zabývá např. Chetkiewicz et al. (2006). Dlouhé a úzké dálkové migrační koridory mohou být silně ovlivněny odlišnými podmínkami na kraji koridoru, např. světelným rušením, nepříznivými mikroklimatickými podmínkami, konkurencí invazivních druhů, nebezpečím infekcí atd. (Bennett & Saunders 2010). Koridor funguje jako filtr redukující počet jedinců dané populace schopných migrovat (Lees & Peres 2008).

Železniční tratě, zejména ty vysokorychlostní, kterými se zabývá tato práce, dávají vznik specifickému typu liniové fragmentace krajiny. Tyto tratě nezvyšují významně počet nově vzniklých fragmentů krajiny, zásadní je však jejich bariérový efekt na pohyb většiny živočišných druhů. Náročné požadavky na projektování a stavbu vysokorychlostních tratí, jejich vedení v tubusech a ochranné bariéry podél tratí znamenají, že zachování spojitosti krajiny je možné jen pomocí realizace přechodových prvků přes tyto tratě.

Z uvedených skutečností vyplývá, že téma fragmentace krajiny a ochrany zachovalých částí ekologické sítě zdaleka není vyčerpáno. Pokročilejší technologie, vyspělost společenského vědomí a společenská zodpovědnost umožňují začlenit zachování konektivity krajiny do přípravy a provádění všech nových průmyslových a dopravních staveb.

2 Cíl práce

Fragmentace krajiny související s antropogenní činností má celou řadu negativních dopadů pro volně žijící organismy a tím i celé ekosystémy. Mimo jiné lze jmenovat izolaci populací a omezení toku genů nebo snížení druhové diverzity. Tato bakalářská práce se bude věnovat zejména liniové fragmentaci krajiny České republiky, jejím dopadům na migračně významná území a migrační koridory a možnostem kompenzace těchto negativních vlivů. Vyhodnocen bude současný i budoucí stav, a to zejména z pohledu plánované výstavby vysokorychlostních železničních tras v ČR. Cílem této bakalářské práce je získat dostupné informace o liniové fragmentaci obsažené ve vědecké literatuře a dále navrhnout vhodný rozsah a umístění kompenzačních opatření v podobě tzv. ekoduktů umožňujících migraci přes plánované vysokorychlostní železniční trasy.

3 Literární rešerše

3.1 Fragmentace krajiny

V literatuře je možno nalézt řadu různých definic fragmentace krajiny. Podle Jaegera (2008) existují tři různé možnosti definice fragmentace. Podle významu slova je fragmentace rozpad, rozbití nebo dělení na kusy. Funkční definice říká, že fragmentace je narušení ekologických vztahů mezi různými místy. Podle strukturální definice znamená fragmentace separaci habitatů, která vytváří bariéry bránící pohybu zvířat. Wade et al. (2003) definuje fragmentaci lesa F_t jako součet přírodní fragmentace lesa (P_{fn}) a antropogenní fragmentace lesa (P_{fa}):

$$F_t = P_{fn} + P_{fa}$$

Význam této definice je zřejmý: antropogenní složka celkové fragmentace představuje více rizikovou část, na jejíž snižování se mohou zaměřit rozhodovací procesy mající za cíl zachování maximálně nefragmentované krajiny ve smyslu provádění ochranných a nápravných opatření. Oproti tomu Jaeger (2000) zavádí míru m_{eff} (effective mesh size), která charakterizuje fragmentaci z geometrického pohledu a pomocí matematické pravděpodobnosti vyjadřuje pravděpodobnost jevu, že dva jedinci se ocitnou ve stejném fragmentu. Míra m_{eff} se stanoví jako součin pravděpodobnosti C a celkové rozlohy zájmového území:

$$m_{eff} = A_t \cdot C = (1/A_t) \cdot \sum_{i=1}^N A_i^2$$

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

A_i ... rozloha jednotlivých izolovaných ploch (km^2)

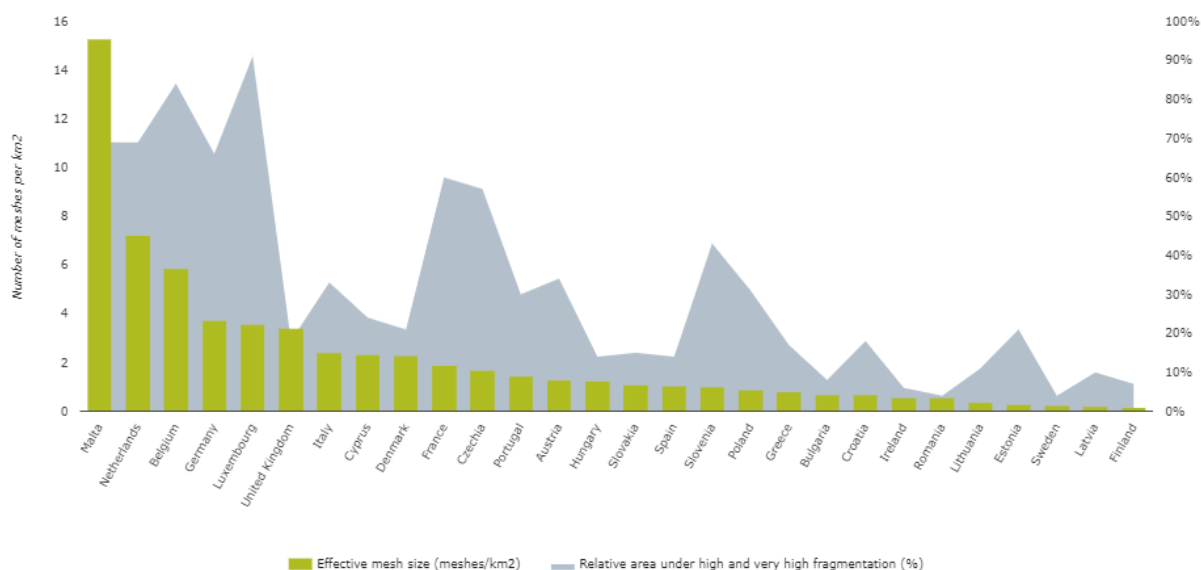
A_t ... rozloha celého území (km^2)

N ... počet dílčích izolovaných ploch

3.1.1 Fragmentace krajiny v zemích EU

Území Evropy je charakterizováno vysokou mírou fragmentace krajiny, způsobené převážně rozrůstáním městské obytné a průmyslové zástavby, ale i rozšiřováním dopravní infrastruktury (Bruschi et al. 2015). Fragmentace krajiny se v jednotlivých zemích regionu EU včetně Velké Británie značně liší, nejvyšší je na Maltě, následuje Nizozemsko, Belgie, Německo a Lucembursko, viz obrázek č. 1. Ačkoli na Maltě je míra fragmentace krajiny v průměru nejvyšší, Lucembursko a Belgie mají největší rozlohu vysoce fragmentovaných biotopů menších než $0,02 \text{ km}^2$. Přibližně 90 % krajiny je vysoce fragmentované v Lucembursku a přibližně 84 % je vysoce fragmentováno v Belgii (EEA 2022). Česká republika vykazuje ve srovnání s evropským průměrem vysokou míru fragmentace, která se přibližuje hodnotám zaznamenaným v Německu (Jaeger et al. 2016). Naopak Irsko, Skotsko, země východní Evropy a země v oblasti Středomoří vykazují fragmentaci krajiny nižší (Lawrence et al. 2021; EEA 2022). Hustota zalidnění má významný vliv na fragmentaci (Jaeger et al. 2016). Nejvíce fragmentované oblasti se nacházejí v okolí velkých měst a podél hlavních dopravních sítí (Bruschi et al. 2015). Přesto i mnohé méně obydlené oblasti v Evropě jsou v současné době

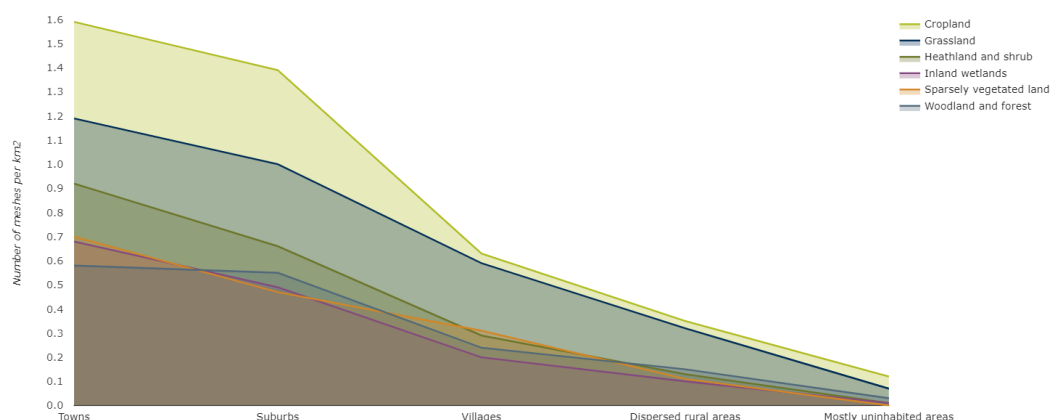
značně fragmentované (EEA 2022). Ve Finsku, pobaltských zemích a Švédsku jsou biotopy mnohem souvislejší než v jiných částech Evropy (Lawrence et al. 2021), s průměrnou rozlohou nejméně 2,8 km², což je mnohem více než je průměr EU včetně Velké Británie, kde průměrná rozloha nefragmentovaného biotopu činí přibližně 0,68 km² (EEA).



Obrázek č. 1: Fragmentace krajiny v evropských zemích, 2018

Zdroj: EEA 2022

S rostoucí vzdáleností od městských center se rozsah fragmentace krajiny rychle snižuje, viz obrázek č. 2. V oblastech venkovských sídel se průměrná velikost biotopu pohybuje kolem 0,12 km², to se zvyšuje na 0,8 km² v nezastavěných venkovských oblastech a 5,3 km² v převážně neobydlených oblastech. Poměr silně fragmentovaných biotopů (menších než 0,02 km²) zabírá 79 % půdy v předměstích, 61 % ve vesnicích a 53 % ve venkovských oblastech. Dokonce i v převážně neobydlených oblastech pokrývají biotopy menší než 0,02 km² více než 20 % půdy.



Obrázek č. 2: Fragmentace krajiny podle stupně urbanizace a typu ekosystému MAES, 2018, EU

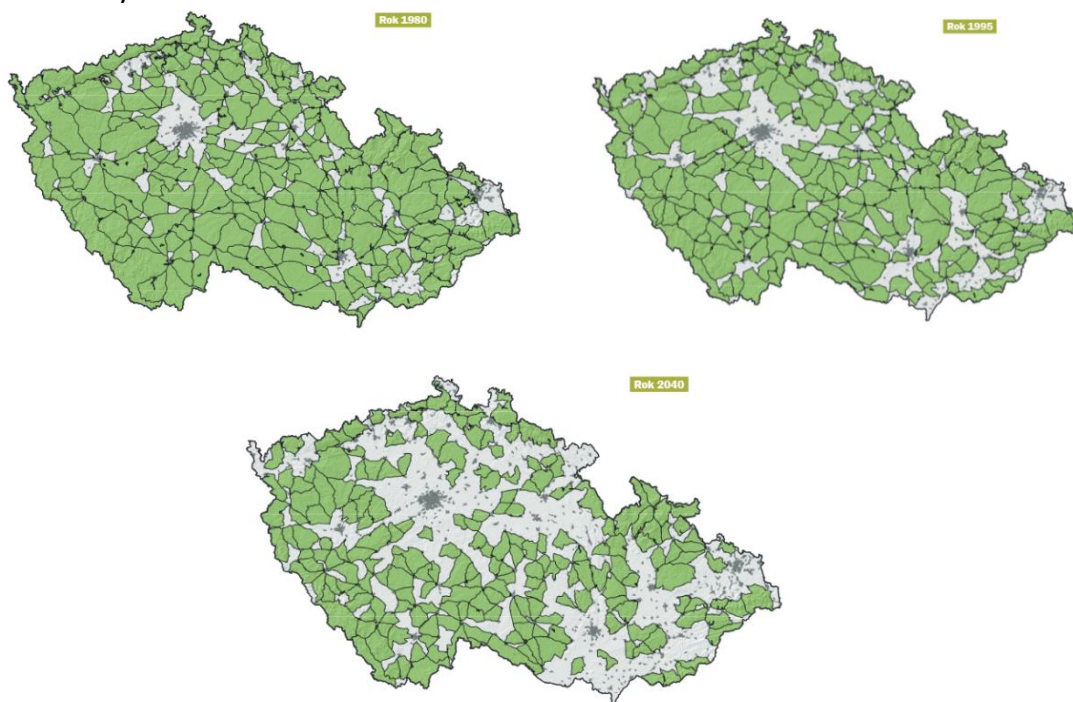
Zdroj: EEA 2022

Kromě městských oblastí je nejvíce fragmentovaným typem ekosystému orná půda s průměrnou velikostí biotopu 5 km². Velikost pastvin je v průměru 8 km², lesy jsou souvislejší,

s průměrnou velikostí biotopu 27 km². Ze srovnání pobřežních a vnitrozemských oblastí vyplývá, že v pobřežních oblastech je velikost biotopu přibližně 0,4 km² a ve vnitrozemí se zvyšuje na 0,9 km² (EEA 2022). Pobřežní oblasti jsou více pod tlakem rozrůstání měst a dopravní infrastruktury (Jaeger et al. 2016; Yilmaz & Terzi 2021; Lagarias & Stratigea 2023). Specifickou část krajiny představují chráněné krajinné oblasti a přírodní rezervace. Zde je vliv budování liniové i plošné infrastruktury obzvláště citlivou problematikou. Pro Českou republiku je velmi dobře použitelná např. metodika obsažená v práci Bruschi et al. (2015), která s využitím dat a informací z Geografického informačního systému (GIS) analyzuje dopad dopravní infrastruktury na fragmentaci krajiny v italských národních parcích, přičemž používá míru Infrastrukturálního indexu fragmentace (IFI) jako srovnávací veličinu pro monitorování změn fragmentace krajiny v průběhu času.

3.2 Fragmentace krajiny v České republice

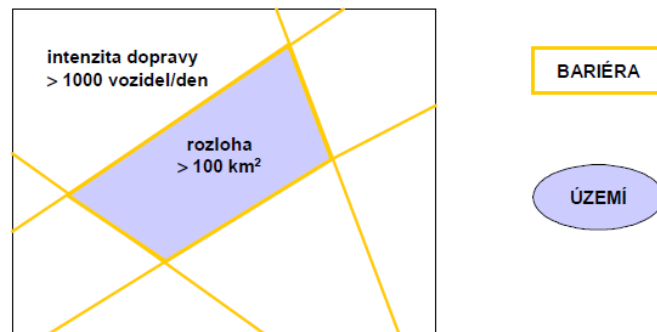
Podle Zprávy o životním prostředí České republiky 2021 došlo v období 2000 až 2016 k poklesu rozlohy nefragmentované krajiny o 11,7 %. V roce 2000 zaujímala nefragmentovaná část krajiny plochu 54,1 tis. km² (68,6 % území), v roce 2010 50,0 tis. km² (63,5 % území) a v roce 2016 47,8 tis. km² (60,6 % území). Prognózy naznačují, že proces celkové, tedy plošné i liniové fragmentace krajiny bude pokračovat, a v roce 2040 se očekává, že podíl nefragmentované krajiny klesne na pouhých 53 % rozlohy ČR (Cenia 2022). Obrázek č. 3 znázorňuje vývoj fragmentace krajiny v ČR od roku 1980 s výhledem do roku 2040 vyjádřený metodou UAT. Je patrné, že množství zelených nefragmentovaných ploch s postupem let viditelně ubývá.



Obrázek č. 3: Vývoj fragmentace krajiny ČR metodou UAT

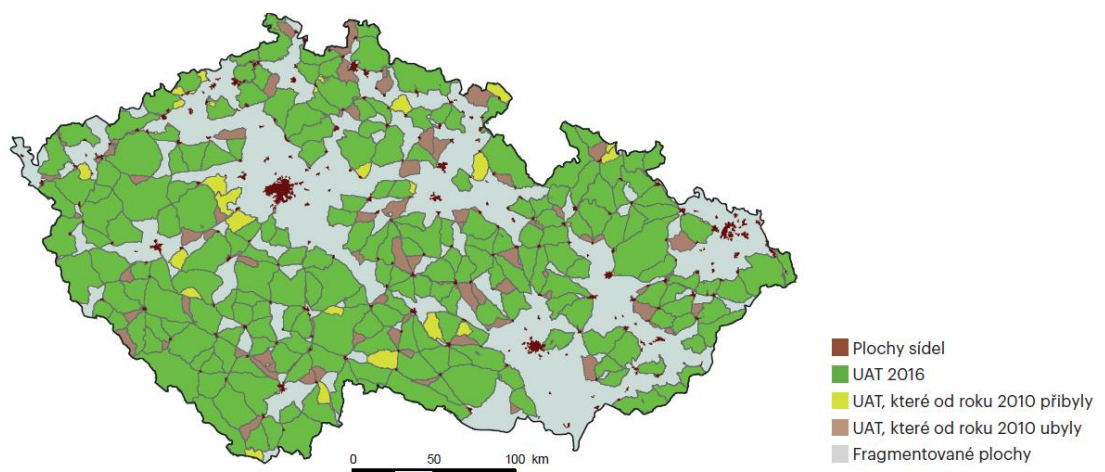
Zdroj: Atlas fragmentace a konektivity terestrických ekosystémů v České republice

UAT (Unfragmented Area by Traffic) je část krajiny, která splňuje současně tyto dvě podmínky: 1/ je ohraničena buď silnicemi s roční průměrnou denní intenzitou dopravy vyšší než 1000 vozidel/den, nebo vícekolejnými železnicemi a 2/ má rozlohu větší než 100 km², viz obrázek č. 4. Cílem metody UAT je identifikovat oblasti, které jsou za základě těchto pravidel považované za nefragmentované dopravou (Anděl et al. 2010).



Obrázek č. 4: Definice nefragmentovaného území dopravou UAT
Zdroj: Anděl et al. 2005

Ve Zprávě o životním prostředí ČR za rok 2021 je uvedeno, že nejvyšší míra fragmentace krajiny v Česku byla v období 2010 až 2016 zaznamenána ve Středočeském, Jihomoravském a Moravskoslezském kraji, viz obrázek č. 5. Vysoká míra fragmentace v těchto krajích je přičítána rozšiřování zastavěných oblastí v důsledku pokračující urbanizace, zejména v městských aglomeracích, a rozvoji dopravní infrastruktury, včetně výstavby městských okruhů, rychlostních a dálničních komunikací. Naopak Plzeňský kraj a Jihočeský kraj patří mezi kraje s největší rozlohou nezasažených ploch, což je dáno členitějším reliéfem a větší rozlohou velkoplošných chráněných území. V těchto krajích je nižší hustota osídlení, a tedy i nižší potřeba dopravní obslužnosti (Cenia 2021).



Obrázek č. 5: Fragmentace krajiny dopravou v ČR, 2010-2016
Zdroj: Cenia 2021

3.3 Vliv dopravy na krajinu

Kapitola se zabývá liniovou fragmentací vzniklou výstavbou a provozováním dopravních staveb. Výstavba nových silnic, dálnic, železnic, říčních cest a zvyšující se intenzita dopravy významným způsobem přispívají ke zvyšování stupně fragmentace krajiny (Anděl et al. 2005; Jaeger et al. 2007). Dopady výstavby a provozování dopravní infrastruktury na přírodu jsou následně rozdělovány do dvou kategorií - na vlivy primární a vlivy sekundární (Coffin 2007; Bennett 2017).

3.3.1 Primární vlivy dopravy

Primární vlivy dopravy se týkají přímo výstavby a následného provozu dané infrastruktury (Girvetz et al. 2008). Je potřeba zdůraznit, že celkový účinek těchto vlivů se dále zvyšuje zejména v situacích, kdy dochází ke sdružování dopravní infrastruktury, což znamená, že silnice, železnice nebo říční kanály jsou vedeny paralelně a jsou umístěny blízko vedle sebe (Hlaváč et al. 2020).

3.3.1.1 Ztráta přírodních stanovišť

Výstavba dopravní infrastruktury může vést ke ztrátě nebo významnému ovlivnění kvality přírodních stanovišť (Fahrig 2003). Z celkového pohledu by se to mohlo zdát nevýznamné, protože silnice, železnice, vodní kanály a související infrastruktura mají obvykle malý podíl na celkové rozloze krajiny. Celková plocha silnic a dálnic se v Evropě pohybuje od 0,1 % na Islandu do 7,5 % na Maltě, přičemž Německo má 5,1 % a ostatní státy se pohybují v rozmezí 1 - 2 % rozlohy státu (ERF 2020). Vliv ztráty stanovišť však nelze oddělit od dalších dopadů, které nevyhnutelně následují, např. bariérový efekt, hluk, znečištění atd. (Coffin 2007). Typická mozaikovitá krajina České republiky s vysokou hustotou menších sídel je na dopady výstavby dopravní infrastruktury zvláště citlivá (Hlaváč et al. 2020). Pokud je nová dopravní infrastruktura navrhována se snahou o minimální vliv na obytné oblasti, často se dostává do konfliktu s nedotčenými částmi krajiny, přírodními biotopy, biotopy zákonem chráněných druhů nebo sítí zvláště chráněných území (Dodd et al. 2004; Bruschi et al. 2015). Negativní dopady dopravní infrastruktury jsou navíc obvykle zintenzivněny doprovodnými stavbami, jako jsou čerpací stanice, parkoviště, skladovací a logistická centra atd. (Davenport & Davenport 2006).

3.3.1.2 Bariérový efekt

Bariérový efekt vzniká v důsledku různého stupně neprostupnosti silnic a železnic pro živočichy. Především silnice s vysokou hustotou provozu a vysokorychlostní železnice jsou prakticky nepropustné pro většinu druhů (Carvalho 2017), což výrazně omezuje jejich

schopnost pohybu v krajině za účelem hledání potravy, úkrytů a partnerů. Liniová fragmentace krajiny má za následek rozdělení populací, což vede ke ztrátě schopnosti dlouhodobého přežití (Bennett & Saunders 2010; Bruschi et al. 2015). Bariérový efekt snižuje nejen velikost populací, ale také jejich genetickou rozmanitost (Jackson & Fahrig 2011). Podle Hlaváče et al. (2020) může bariérový efekt mít charakter fyzický nebo behaviorální, tj. související s chováním živočichů. Fyzické bariéry se nejčastěji vyskytují v podobě plně oplocených silnic, dálnic a některých železnic, především vysokorychlostních tratí, nebo silnic s extrémně vysokou intenzitou provozu (Anděl et al. 2010). Mohou též souviset s nevhodně navrženými povrchy a výškovými stupni, což představuje překážku zejména pro menší druhy jako jsou bezobratlí, ryby, obojživelníci a plazi (Larinier 2002; Hamer et al. 2014; Hilty et al. 2019). Behaviorální bariéry jsou pozorovány většinou u větších druhů savců a projevují se v různých vzorcích chování, kdy se zvířata vyhýbají oblastem poblíž silnic nebo železnic, nebo vykazují neochotu přejít velké otevřené prostory (Rolandsen et al. 2011).

3.3.1.3 Disturbance a znečištění

Výstavba a zejména následný provoz dopravní infrastruktury významně zasahují do svého okolí. Disturbance a znečištění představují negativní zásahy do charakteristik dané oblasti a mají za následek snížení kvality životního prostředí pro místní populace volně žijících živočichů. Mezi disturbance a znečištění patří změny vodního režimu způsobené náspy, zářezy, utužením povrchu, odvodňovacími systémy, které mohou měnit hydrologické podmínky a kvalitu okolního prostředí (Jones et al. 2000). Do této kategorie dále patří chemické znečištění vznikající v důsledku emisí různých škodlivých látek, jako jsou oxidy, uhlovodíky, těžké kovy atd., uvolňované z výfuků motorů automobilů (Trombulak & Frissell 2000). Během zimy může solení silnic způsobit znečištění sodíkem a chlórem (Fekete et al. 2021), v letním období může docházet ke kontaminaci herbicidy při údržbě silnic a železnic (Coffin 2007). Při dopravních nehodách může docházet k úniku paliv a olejů do životního prostředí (Trombulak & Frissell 2000). Všechny tyto látky mají vážné dopady na ekosystémy v dané oblasti. Hluk je považován za hlavní faktor znečišťující životní prostředí (Coffin 2007). Intenzita hluku závisí především na intenzitě dopravy, povrchu silnice, druhu železnice, topografii, okolní vegetaci atd. (Hlaváč et al. 2020). Na hluk jsou citlivé populace ptáků, především hnízdících (Reijnen & Foppen 2006; Jaeger et al. 2007), a potom těch, u kterých frekvence hluku ze silnice interferuje s frekvencí jejich volání. Bylo například zjištěno, že sýkory koňadry (*Parus major* Linnaeus, 1758) ve městě Leiden v Nizozemí zpívají ve vyšších tónech v hlučnějším prostředí, aby překonaly nízkofrekvenční zvuky městského hluku (Slabbekoorn & Peet 2003). Někteří velcí savci, jako např. srnec obecný, si naopak dokáží na hluk zvyknout (Anděl et al. 2005). Mezi znečišťující faktory patří i prašnost. Vzduch v okolí silnic a zejména v blízkosti nezpevněných cest je výrazně prašnější (Trombulak & Frissell 2000; Coffin 2007). Prach ovlivňuje vegetaci pokrýváním povrchů rostlin a negativním ovlivňováním procesů fotosyntézy, dýchání a transpirace rostlin. Následkem je poškození, snížení produktivity, případně i úhyn rostliny (Farmer 1993). Prach slouží jako povrch pro adsorpci těkavých kontaminantů, které jsou

následně ukládány na povrch rostlin buď suchou nebo mokrou depozicí. Následně mohou fyto toxické znečišťující látky pronikat do tkání rostlin. Prach způsobuje respirační problémy jak u zvířat, tak u lidí (Forman & Deblinger 2000). Osvětlení a vizuální rušení není obvykle považováno za potenciální aspekt fragmentace krajiny, ale nedávné metaanalýzy naznačují, že mnoho druhů savců je silně ovlivněno tímto podnětem (Svechkina et al. 2020; Sanders et al. 2021). Bylo například prokázáno, že světelné znečištění snižuje účinnost hledání potravy a lovu (Prugh et al. 2014), zvyšuje úroveň stresu, zpomaluje reprodukci, zvyšuje zranitelnost vůči predaci a také mění vegetační společenstva v habitatech (Ditmer et al. 2021) a tím potenciální dostupnost potravy.

3.3.1.4 Mortalita živočichů způsobená dopravou

Na evropských silnicích zahyne podle studie Grilo et al. (2020) každoročně 194 milionů ptáků a 29 milionů savců. Tento jev představuje zřejmě nejviditelnější negativní dopad dopravní infrastruktury na volně žijící živočichy (Tillmann 2005). Existuje mnoho faktorů, které mohou ovlivnit míru úmrtnosti, například šířka komunikace, intenzita dopravy, rychlost vozidel, druh a atraktivita okolních biotopů, motivace zvířat k překonání komunikace atd. (Anděl et al. 2005). Rolandsen et al. (2011) zkoumali závislost množství kolizí losů na silnicích a železnicích v Norsku a prokázali, že množství kolizí je pozitivně korelováno s hustotou losí populace, zatímco hustota dopravy nezvyšuje přímo mortalitu. Z toho vyplývá hypotéza, že vyšší hustota provozu odráží zvěř od vstupu do pásem v blízkosti vozovky. Mezi druhy nejvíce postižené úmrtím na silnicích a železnicích patří především ohrožené druhy savců, kteří se obvykle pohybují na velké vzdálenosti a potřebují překonávat dopravní komunikaci – např. vydra (Anděl et al. 2011), velké šelmy (Nelleman et al. 2001), dále pomalu se pohybující nebo pravidelně migrující druhy – např. obojživelníci, plazi apod. (Carr & Fahrig 2001). Další skupinou jsou ptáci, především dravci a sovy, kteří sbírají zvířata usmrcená na komunikacích (Coffin 2007), a v neposlední řadě také někteří netopýři, pokud je komunikace umístěna v jejich letovém koridoru (Lesiński 2007; Kerth & Melber 2009). Mortalita fauny na dopravní infrastruktuře je úzce spojena s bezpečností silničního provozu. Snížení rizika kolizí s vozidly, zejména s většími živočichy, má tedy přínos z hlediska celkové bezpečnosti na silnicích. Řešení problému úhynu fauny však nelze omezit pouze na aspekt bezpečnosti. Takový přístup by mohl vést k situaci, kdy by jediným opatřením bylo blokování přístupu větších savců na silnice a železnice pomocí mechanických zábran (nepropustné ploty, zdi), což vede ke zvýšené izolovanosti populace a ztrátě konektivity biotopu (Tillmann 2005). Při hledání optimálních řešení je proto nezbytné kombinovat oba přístupy, což znamená navrhnout dostatečný počet spojů zajišťujících konektivitu, a zároveň opatřit zbylé úseky zábranami (Anděl et al. 2005; Anděl et al. 2010; Bennett & Saunders 2010; Hilty et al. 2019; Hlaváč et al. 2020).

3.3.1.5 Vznik nových stanovišť na okrajích dopravní infrastruktury

Komunikace, především dálnice a vysokorychlostní železnice, jsou často vedeny v širokých zářezích a náspech. Tyto zářezy a náspy vytvářejí nová stanoviště, která jsou strukturou i porostem odlišná od okolní zemědělské krajiny a zůstávají ušetřena rozsáhlé eutrofizace (vstupem živin z hnojení) a používání pesticidů a často jsou významnými rezervoáry zbytkové původní vegetace v krajině (Deckers et al. 2005). Správným zakládáním a údržbou se mohou zářezy a náspy stát významnými lokalitami s vysokou biodiverzitou a výskytem ohrožených druhů rostlin, bezobratlých (Vermeulen 1994), malých savců (Brock & Kelt 2004) a plazů.

3.3.1.6 Rozšiřování nepůvodních a invazních druhů

Dopravní koridory často slouží jako efektivní cesty pro šíření invazních druhů do nových oblastí (With 2002). Dálková přeprava zemědělských produktů, surovin a dalších komodit představuje klíčový faktor v introdukci nepůvodních druhů. Semena rostlin, larvy hmyzu a další mikroorganismy mohou být přeneseny na různá místa prostřednictvím nákladních vozidel, lodí a dalších prostředků přepravy. Důsledkem tohoto šíření může být vznik nových populací nepůvodních druhů, které mohou konkurovat místním organismům a narušovat původní ekosystémy (Keller et al. 2011; Vilà & Ibáñez 2011). Příkladem může být šíření halofytů, rostlinných druhů odolných vůči vysokému zasolení, v důsledku chemické zimní údržby silnic (Fekete et al. 2021).

3.3.2 Sekundární vlivy dopravy

Mezi sekundární dopady dopravní infrastruktury na volně žijící živočichy patří změny v krajině, rozvoj obytných oblastí a nové socioekonomické aktivity, které vznikají v důsledku výstavby nových silnic a železnic (Trombulak & Frissell 2000; Coffin 2007). Zlepšená dostupnost dané oblasti pro lidskou populaci je důležitým faktorem, který s sebou nese vyšší úroveň rušení spojenou s hustší dopravní infrastrukturou. Tyto vedlejší dopady by měly být pečlivě zohledněny a posouzeny v rámci územního plánování a hodnocení vlivů na životní prostředí (SEA). Zvláště pečlivé plánování je nezbytné v případě citlivých stanovišť nebo dosud neporušených oblastí, neboť nová dopravní infrastruktura vždy přináší zvýšený antropogenní tlak na tato místa (Laurance et al. 2009). Proto mezi hlavní způsoby, jak minimalizovat negativní vliv bariér a fragmentaci prostředí, patří zejména pečlivý výběr a plánování tras silnic a železnic (Girvetz et al. 2008).

3.4 Migrace živočichů a nároky na průchodnost

Zákon o ochraně přírody a krajiny 114/1992 Sb. ukládá povinnost chránit biotopy všech kriticky ohrožených, silně ohrožených a ohrožených druhů. Biotop je v tomto kontextu

definován jako veškerý prostor nezbytný pro dlouhodobou existenci daného druhu, zahrnující i oblasti potřebné k migracím. Vlivem fragmentace krajiny je to právě pohyb živočichů, který je nejvíce omezen, přičemž je pro mnoho druhů klíčový, neboť potřebují migrovat za účelem hledání potravy, rozmnožování, udržení dostatečné genetické variability (Jackson & Fahrig 2011) a udržení potřebných sociálních vazeb (Girvetz et al. 2008). Ochrana druhů bude tedy efektivní pouze tehdy, pokud budou jejich biotopy chráněny jak v oblastech vhodných pro rozmnožování, tak v oblastech využívaných k různým formám migrace. Toto pravidlo platí obecně pro všechny druhy, ať jsou ohrožené nebo běžné, s největším pozitivním dopadem u vzácných druhů s vysokými nároky na prostor (Hilty et al. 2019).

3.4.1 Suchozemští bezobratlí (zejména hmyz)

Bezobratlí jsou často citliví na změny ve struktuře krajiny a konektivě prostředí (Rösch 2013). Tato skupina je velmi rozmanitá a většinou je úzce vázána na konkrétní společenstva nebo dokonce druhy rostlin. Mnoho z těchto druhů dokáže v dospělosti létat, avšak fragmentace krajiny vytváří izolované ostrovy stanovišť, které mohou být pro bezobratlé obtížně dosažitelné (Koivula & Vermeulen 2005). Bylo zjištěno, že silnice negativně ovlivňují výskyt bezobratlých ze dvou hlavních důvodů. Zaprvé je to vysoká úmrtnost některých živočišných druhů při přechodu přes silnici, přičemž větší dopad je při vyšším objemu dopravy, a zadruhé neochota mnoha druhů překročit silnici nebo žít v její blízkosti (Muñoz et al. 2015; Bhattacharya et al. 2003). Mnoho druhů bezobratlých proto čelí poklesu početnosti populací nebo dokonce hrozbě vyhynutí. Hmyz je zásadní pro fungování většiny pozemních ekosystémů. Ztráta diverzity hmyzu může způsobit kolaps populace mnoha druhů obratlovců, kteří se jím živí, a dokonce může ovlivnit recyklaci živin v mnoha ekosystémech (Muñoz et al. 2015). Plná propojenost stanovišť (např. mokřady, suché trávníky, přirozené lesy) na obou stranách dopravní infrastruktury je proto zásadní (Rösch 2013), obzvláště pokud jsou to místa s vysokou biodiverzitou bezobratlých a vyskytují se zde zvláště chráněné druhy.

3.4.2 Ryby a ostatní vodní živočichové

Pro ryby a ostatní vodní živočichy jako jsou raci nebo sladkovodní mlži je klíčovou podmínkou jejich existence schopnost volného pohybu po vodním toku v obou směrech. Pokud komunikace překračuje vodní tok, je vždy nezbytné udržet migrační průchodnost, protože v případě nevhodně navrženého křížení dopravní infrastruktury a vodního toku může dojít k narušení geomorfologie toku (Bouska et al. 2010) a tím k degradaci celého ekosystému a ztrátě biodiverzity (Altermatt 2013; Gido et al. 2015). Nejlepším řešením je ponechat vodní tok pod mostem v původním stavu bez jakýchkoliv technických úprav. Pokud to není z nějakého důvodu proveditelné, je nutné udržet alespoň stejnou hloubku a rychlost proudu jako v přilehlých částech toku. V žádném případě by neměly být budovány výškové stupně nebo podobné bariéry (Larinier 2002). Důležité je rovněž zachování přirozeného dna a břehů

v daném toku. Trubní propustky (viz kapitola 7.2.1) nejsou vhodné ani u malých toků, pokud jsou obývané rybami nebo vodními živočichy, např. raky. Rámové propustky (viz kapitola 7.2.2) obvykle lépe vyhovují potřebám vodních organismů. Pro tento typ propustku se doporučuje talířovitý profil dna, který zajišťuje dostatečnou hloubku v období sucha a současně vytváří pozvolný přechod mezi vodním prostředím a suchými břehy (Hlaváč et al. 2020). Speciální rybí přechody (Larinier 2002; Silva et al. 2018) mohou být vhodným řešením v případě existence migrační bariéry v podobě jezu. Fausch et al. (2009) nicméně dokumentuje na příkladu lososovitých ryb paradox při snaze o zmírnění fragmentace vodního toku, kterým je zvyšování propustnosti migrační bariéry a tím snížení rizika vyhynutí původních druhů, ale zároveň umožnění invaze druhů nepůvodních a tím opět zvýšení tlaku na původní druhy. V odůvodněných případech, jako je například velká údolní nádrž po jejíž hrázi vede silnice, by tak měl být přínos zprůchodnění bariéry podroben důkladné analýze.

3.4.3 Obojživelníci

Obojživelníci tvoří relativně malou skupinu živočichů v České republice, zahrnují osm druhů tzv. ocasatých obojživelníků (čolků a mloků) a třináct druhů žab (Zwach 2009). Většinou jsou klasifikováni jako ohrožení a chránění. Uvádí se, že celosvětově více než jedné třetině obojživelníků, přesněji 40 %, hrozí vyhynutí (Tan et al. 2023). Skupina obojživelníků je specifická tím, že rozmnožování probíhá ve vodě, kde se vyvíjejí vajíčka a larvy. Při sezonní migraci mezi suchozemskými stanovišti a místy k rozmnožování jsou obojživelníci často nuceni překonávat silnice, což může mít za následek hromadné úhyny (Carr & Fahrig 2001; Hels & Buchwald 2001). Je předpoklad, že migrační cesty budou v blízkosti každé trvalé vodní plochy vhodné pro rozmnožování obojživelníků. Kromě toho je nutné brát v úvahu také rozptýlené migrace mladých jedinců, kteří se po opuštění vodního prostředí pohybují krajinou a hledají nové vhodné lokality (Hill et al. 2018). U obojživelníků jsou dobře známá tradiční tahová místa, která se nemění. Proto by migrační objekt měl být strategicky umístěn přímo na trase jejich migrační cesty (Anděl et al. 2011; Hill et al. 2018). Pro průchod obojživelníků je nutno vybudovat vhodný migrační objekt, mostek nebo propustek (viz kapitola 7.2), nebo speciální tunel pro obojživelníky (Hamer et al. 2014; Matos et al. 2017). Je nezbytné využít zábrany, které navádějí k průchodům (Woltz et al. 2008; Jarvis et al. 2019), ty mohou být i dočasné, bránící vstupu na staveniště či komunikaci, někdy spojené s odchytem a přenosem živočichů na druhou stranu. Další možností, jak vytvořit vhodné podmínky pro obojživelníky, je vytvořit na straně suchozemských stanovišť vhodné biotopy (Rothermel 2004) – tůně, a tím zamezit potřebu migrovat přes silnici.

3.4.4 Plazi

Plazi představují skupinu studenokrevných obratlovců, která zahrnuje různé druhy, od hadů a ještěrek až po želvy (Zwach 2009). Plazi se vyskytují na celém území České republiky a obývají různorodá stanoviště, od silně osluněných oblastí až po lesy a říční břehy. K migraci

mezi zimovišti a místy rozmnožování dochází pouze u některých druhů. Silnice jsou pro většinu druhů přitažlivé k vyhřívání (Mccardle & Fontenot 2016), zejména v jarním období, což vede k vyšší mortalitě těchto živočichů (Colino-Rabanal & Lizana 2012). Celosvětově více než jednomu z pěti druhů plazů (21 %) hrozí vyhynutí (Tan et al. 2023). Pro většinu plazů představují ekodukty (viz kapitola 7.3.4) optimální řešení pro překonávání dopravní infrastruktury. Přesto i úzké nadchody jsou vhodné, pokud poskytují alespoň travní vegetaci a místa pro úkryt, jako jsou kameny, kmeny stromů či větve (Hlaváč et al. 2020). Podchody představují dobré řešení pro druhy spojené s vodním prostředím (Woltz et al. 2008), jako jsou želva bahenní (*Emys orbicularis* Linnaeus, 1758), užovka podplamatá (*Natrix tessellata* Laurenti, 1768), užovka obojková (*N. natrix* Linnaeus, 1758), užovka stromová (*Zamenis longissimus* Laurenti, 1768), či zmije obecná (*Vipera beru* Linnaeus, 1758). Pokud podchodem protéká vodní tok, je důležité, aby i přilehlé břehy zůstaly v co nejpřirozenějším stavu s minimem technických úprav. I když jsou požadavky na průchodnost pravděpodobně podobné jako u obojživelníků, je důležité zdůraznit, že se jedná spíše o předpoklady než o potvrzenou skutečnost. Pro druhy suchomilné, jako jsou ještěrky, podchody nejsou příliš vhodné kvůli nedostatku vegetace a úkrytů a u malých propustků i světla. Ideální proto budou především dostatečně velké mosty, kde je pod nimi prostor bez technických úprav a porostlý vegetací. U menších mostů je důležité zajistit náhradu vegetace umístěním prvků, které poskytnou možnosti úkrytu a umožní plazům překonat jinak nevhodné prostředí (Hlaváč et al. 2020).

3.4.5 Ptáci

V České republice se vyskytuje okolo 400 druhů ptáků (Vermouzek & Šírek 2016), kteří obývají všechny typy prostředí. Ptáci jsou skupina živočichů, kteří jsou nejvíce ovlivněni světelným a hlukovým rušením (Coffin 2007). Většinu z nich liniové dopravní stavby nebrání při jejich migraci, ale srážky ptáků s vozidly (Erritzoe et al. 2003), kolize s průhlednými protihlukovými stěnami podél silnic a dálnic (Mitrus & Zbyryt 2017) a srážky s trakčním vedením vlaků, tramvají a trolejbusů představují největší negativní dopad na jejich úmrtnost (Janss 2000; Coffin 2007). Krystaly soli, které se používají při zimní údržbě, jsou také nezanedbatelným důvodem úhynu ptáků (Mineau & Brownlee 2005). Omezení mortality u ptáků při střetu s vozidly se věnuje mnoho prací. Některé z nich navrhují výsadbu trnitých živých plotů a výsadbu vyšší zeleně, která přinutí ptáky zvýšit výšku letu (Orłowski 2008), dále se jako vhodné jeví k ozelenění okolí silnic a dálnic nepoužívat keře, které slouží jako zdroj potravy pro ptáky (Erritzoe et al. 2003). Na druhou stranu podle Meunier et al. (1999) je vegetace podél silnic využívána ptáky jako atraktivní hnízdicí, potravní a odpočinková zóna. Dále je vhodné transparentní stěny opatřit svislými nebo horizontálními pruhy (Mitrus & Zbyryt 2017), na trakční vedení použít prostředky ke zviditelnění rizikové části (Jenkins et al. 2010) a sloupy vedení zabezpečit proti dosedání ptáků. Podle Jenkinse et al. (2010) přetrvává značná nejistota ohledně nejúčinnějšího značkovacího zařízení elektrického vedení. Rovněž je zmíněno, že odolné a univerzální zařízení, které by bylo účinné ve dne i v noci, dosud nebylo vyvinuto.

3.4.6 Letouni a netopýři

V České republice se vyskytuje 25 druhů netopýrů (*Vespertilionoidea*) a 2 druhy vrápenců (*Rhinolophoidea*). Tyto druhy se odlišují velikostí a způsobem života, což ovlivňuje jejich chování v rámci dopravy (Anděra 2014). Kerth & Melber (2009) zjistili, že některé druhy letounů překonávají velké vzdálenosti vysoko nad zemí, zatímco jiné preferují nízké lety v lesním prostředí a vyhýbají se volným prostorům, což zvyšuje riziko kolizí s vozidly. Hluk a osvětlení jsou další negativní faktory spojené s dopravou, které mohou způsobit ztrátu prostředí pro letouny a netopýry (Coffin 2007; Jaeger et al. 2007). Lesiński (2007) ukázal analýzou 160 případů úmrtí netopýrů v Polsku, že podíl usmrčených mladých jedinců byl ve zkoumaném vzorku výrazně vyšší než počet usmrčených dospělých jedinců. Nejvyšší výskyt těchto případů (2,7 příp./km/rok) byl v oblastech, kde silnice přímo sousedila s lesnatým porostem, a nejnižší (0,3 příp./km/rok) byla v hustě obydlených městských oblastech Varšavy. Zkoumáním 14 druhů netopýrů se zjistilo, že úmrtí netopýrů souvisí se strategií lovu konkrétního druhu, zejména s výškou letu. Víceproudá dálnice a silnice je pro letouny a netopýry nepřekonatelná bariéra (Lesiński 2007), zejména pokud v jejich letovém koridoru nemohou využít podchody, případně nadchody. (Berthinussen & Altringham 2012).

3.4.7 Malí savci

Kategorie tzv. malých savců zahrnuje širokou škálu druhů, kteří se vyskytují v různých prostředích – v lesích, křovinatém porostu, mokřadech, otevřených pastvinách a v městském prostředí (Dungel & Gaisler 2002). Malí savci jsou schopni se adaptovat na různé podmínky a vyhledávat útočiště v různých typech habitatu. Pokud jde o dopady zapříčiněné fragmentací krajiny a specifikaci nároků na průchodnost, je vhodné rozdělit celou skupinu do několika kategorií a to:

Suchozemské šelmy, např. liška obecná (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758), lasicovitě (*Musteloidea*), nebo kočka divoká (*Felis silvestris* Schreber, 1777) jsou pohyblivá zvířata, která každodenně migrují, přičemž u malých lasicovitých dochází k přesunům v řádu stovek metrů (King et al. 2007) a u lišek i v desítkách kilometrů (Dungel & Gaisler 2002). Při migraci využívají různé standardní průchody, včetně podchodů a nadchodů, a dokonce i menších propustků. Kočka divoká se projevuje schopností využívat širokou škálu průchodů, ale v České republice chybí konkrétní zkušenosti s využíváním jednotlivých typů (Hlaváč et al. 2020). Klar et al. (2009) studovali ve stálých lokalitách v Německu vysokou úmrtnost koček divokých v důsledku dopravních nehod. Pro řešení tohoto problému zde proto aplikovali oplocení s horním okrajem o délce 50 cm, který je v úhlu 45° upraven do převisu a brání kočkám v průniku do prostoru komunikace. Toto oplocení má příznivý vliv na snížení mortality divokých koček při jejich migraci, ale pro optimální konektivitu stanoviště fragmentovaného rychlostní silnicí nebo dálnicí se doporučuje výstavba migračního prvku ideálně každých 1,5 – 2,5 km.

Zajíc polní (*Lepus europaeus* Pallas, 1778), je původně stepní a lesostepní druh, využívá zemědělskou krajinu, les i okraje měst (Voigt et al. 2019). Většinou využívá nadchody –

ekodukty, ale i mosty s lesní a polní cestou. Vyhýbá se tmavým propustkům a malým tmavým mostům (Hlaváč et al. 2020).

Mezi tzv. drobné savce jsou řazeni všichni myšovití (Muridae) hlodavci jako jsou hraboši (Arvicolinae), křeček polní (*Cricetus cricetus* Linnaeus, 1758), sysel obecný (*Spermophilus citellus* Linnaeus, 1766) atd., dále hmyzožravci jako je ježek západní (*Erinaceus europaeus* Linnaeus, 1758), ježek východní (*Erinaceus roumanicus* Barrett-Hamilton, 1900), nebo krtek obecný (*Talpa europaea* Linnaeus, 1758), (Dungel & Gaisler 2002), kteří tvoří rozmanitou skupinu. Většinou jsou to noční živočichové, s výjimkou sysla, kteří žijí skrytě v norách a na otevřených plochách se vyhýbají pohybu na delší vzdálenosti. Často využívají podchody s nezpevněným povrchem a nadchody s vegetací, důležité jsou pro ně úkryty, jako jsou kameny a mrtvé dřevo (Hlaváč et al. 2020). Podle studie Mammen et al. (2009) je křeček polní (*Cricetus cricetus* Linnaeus, 1758) schopen využívat betonové propustky malého průměru s použitím naváděcích zábran, přičemž doporučená vzájemná vzdálenost propustků je 200 m.

Mezi semiakvatické savce se řadí druhy, které obývají vodní prostředí nebo se pohybují v jeho blízkosti. Typické zástupce této skupiny představuje vydra říční (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) a bobr evropský (*Castor fiber* Linnaeus, 1758) (Dungel & Gaisler 2002). Pro zajištění průchodnosti a snížení mortality této skupiny živočichů je klíčové mít dostatečně široké suché břehy pod všemi mosty přes vodní toky (Hlaváč et al. 2017). Preferovaným řešením jsou mosty, pod kterými má vodní tok po obou stranách přirozené břehy bez technických úprav. V případě, že zachování přirozených břehů není možné, je nutno vytvořit suché břehy z kamenné dlažby a přímo je propojit s břehy toku v okolí mostu (Fabrizio et al. 2019; Beben 2012). Poledníková et al. (2017) udává, že pokud tato podmínka není splněna, zvířata migrující podél vodního toku jsou nucena přecházet silnici, kde jim hrozí srážka s projíždějícími vozidly.

Poslední skupinu tvoří savci žijící v korunách stromů, jako je plch velký (*Glis glis* Linnaeus, 1766), plch lesní (*Dryomys nitedula* Pallas, 1778), veverka obecná (*Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758), plšík lískový (*Muscardinus avellanarius* Linnaeus, 1758), plch zahradní (*Eliomys quercinus* Linnaeus, 1766), kuna lesní (*Martes martes* Linnaeus, 1758), kuna skalní (*Martes foina* Erxleben, 1777) a další (Dungel & Gaisler 2002). Pro průchod potřebují zachování kontinuity lesního prostředí. To představuje nadchody se stromovou nebo keřovou vegetací a velké údolní mosty, které umožňují rozvoj vegetace pod mostem. Další možností jsou stromové nadchody (Minato et al. 2022), viz kapitola 7.3.6.

3.4.8 Středně velcí savci

Do kategorie středně velkých savců jsou řazeni kopytníci, z nichž je v ČR hojně rozšířený srnec obecný (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) a prase divoké (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). Dále sem patří nepůvodní druhy jako daněk evropský (*Dama dama* Linnaeus, 1758) nebo muflon evropský (*Ovis musimon*, Pallas, 1762) a další (Dungel & Gaisler 2002). Skupina středně velkých savců má mnohem větší nároky na migrační průchodnost ve srovnání s malými savci, a tudíž umožnění dobré průchodnosti pro srnce obecného a prase divoké zároveň poskytuje migrační cestu pro široké spektrum menších druhů a přispívá k omezení počtu dopravních

nehod se zvěří. Středně velcí savci jsou druhy s velkým plošným výskytem, které obývají jak lesní, tak zemědělské oblasti (Hewison et al. 2001; Virgós 2002). Zatímco srnci se typicky zdržují v trvalých domovských okrscích, divoká prasata se často pohybují na větší vzdálenosti (Virgós 2002). Středně velcí savci migrují převážně lokálně mezi zdroji potravy, vody, mezi zimními a letními stanovišti a místy odpočinku. Většinou se dokáží dobře adaptovat na místní podmínky (Hewison et al. 2001; Virgós 2002). Ekodukty představují ideální migrační průchody, ale středně velcí savci jsou schopni využít i běžné nadjezdy polních a lesních cest s asfaltovou silnicí, pokud jsou po stranách pásy keřů. Obecně se u této skupiny nenavrhují velké speciální migrační objekty (Anděl et al. 2011). Co se týká podchodů pod silnicí nebo dálnicí, jsou využívány pouze podchody s indexem otevřenosti větším než 1 (viz kapitola 7.1). Propustky nejsou pro středně velké savce využitelné (Hlaváč et al. 2020).

3.4.9 Velcí savci

Mezi velké savce patří jelen lesní (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758), rys ostrovid (*Lynx lynx* Linnaeus, 1758), medvěd hnědý (*Ursus arctos* Linnaeus, 1758), vlk obecný (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) a los evropský (*Alces alces* Linnaeus, 1758) (Dungel & Gaisler 2002). Velcí savci obývají rozsáhlá území v málo početných populacích a jsou závislí na nedotčeném přírodním prostředí (Jaeger et al. 2007). Kromě jelena lesního patří všechny tyto druhy mezi zvláště chráněné ve smyslu zákona o ochraně přírody a krajiny; rys, vlk a medvěd jsou rovněž chráněni jako tzv. evropsky významné druhy v rámci evropské soustavy Natura 2000. Zajištění konektivity mezi různými populacemi těchto velkých šelem na nadregionální úrovni je klíčové pro dlouhodobé přežití těchto druhů (Girvetz et al. 2008; Anděl et al. 2010). Jelen evropský je hojným druhem v ČR, obývá většinu lesů ve vyšších polohách. Protože nároky jelena na průchodnost krajiny jsou podobné nárokům velkých šelem, je jelen využíván jako indikační druh. Je zřejmé, že tam, kde bude zajištěna propustnost krajiny pro velké savce, bude dostatečná i pro ostatní druhy volně žijících lesních živočichů (Baguette et al. 2013). Ochranou konektivity krajiny pro velké savce je tedy zajištěna i konektivita lesních ekosystémů jako celku (Hilty et al. 2019). Pro účely migrace jsou ekodukty jediným typem nadchodu, který je vhodný pro velké savce. V ojedinělých případech jsou vlk a rys schopni využít i menší nebo víceúčelové nadchody, ale nejedná se o běžné chování (Jędrzejewski et al. 2008). Jako podchody jsou pro velké savce vhodné pouze široké mosty a estakády s indexem otevřenosti od 2 do 4 (Hlaváč et al. 2020).

3.5 Migrační objekty

Migrační objekty jsou stavby umožňující bezpečný průchod nad nebo pod silnicí, železnicí nebo vodním kanálem, aby byl zamezen kontakt živočichů s dopravním provozem (Anděl 2011; Hlaváč et al. 2020). Termín migrační objekt zahrnuje nejen samotnou konstrukci na dopravní infrastruktuře, ale také přidružené prvky a úpravy okolí, které jsou realizovány v

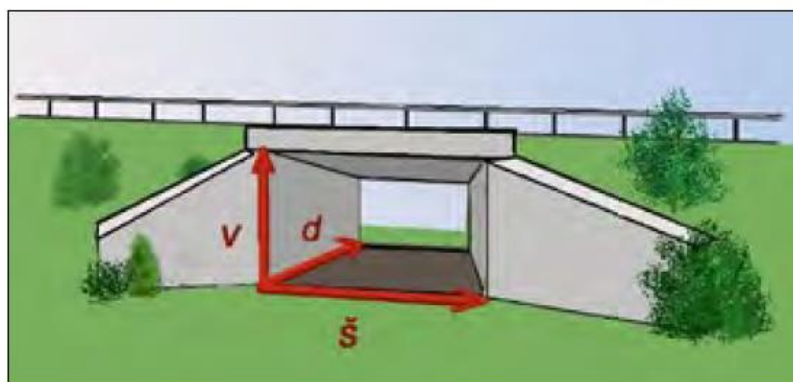
průběhu výstavby a jsou funkčně propojeny se stavebním objektem. Mezi tyto prvky patří vegetační úpravy, navigační prvky, oplocení, terénní úpravy atd. (Anděl et al. 2006; Anděl et al. 2011). Všechny tyto aspekty ovlivňují konečný technický migrační potenciál objektu (Anděl et al. 2011). Umístění a efektivita objektu mají zásadní vliv na průchodnost pozemních komunikací pro faunu (Hilty et al. 2019; Hlaváč et al. 2020). Migrační objekty představují klíčový nástroj pro minimalizaci vlivu fragmentace krajiny na populace živočichů. Nadchody i podchody jsou při správně navrženém řešení srovnatelně funkční, volba mezi nadchodem a podchodem závisí na terénních podmínkách a úrovni komunikace (Clevenger & Waltho 2005; Anděl et al. 2006). Mata et al. (2005) při zkoumání využití přechodových prvků na španělských rychlostních silnicích zjistili, že je vhodnější stavět větší počet univerzálních migračních objektů než menší počet speciálních a nákladných staveb určených pro velká zvířata.

3.5.1 Index otevřenosti

Index otevřenosti je měřítko, které vyjadřuje míru potencionální využitelnosti migračního objektu. Čím vyšší je index otevřenosti, tím snazší je pro živočichy překonávat překážky a migrovat mezi různými částmi svého prostředí (Anděl et al. 2011).

Index otevřenosti podchodu (I) – je poměr mezi plochou světlého průřezu podchodu v ose a délkou podchodu, viz obrázek č. 6.

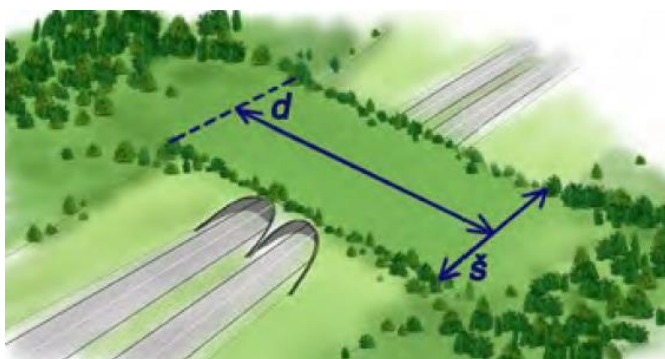
Výpočet: $I = \frac{\check{s} \times v}{d}$ (čtvercový nebo obdélníkový tvar); $I = P / d$ (jiný tvar).



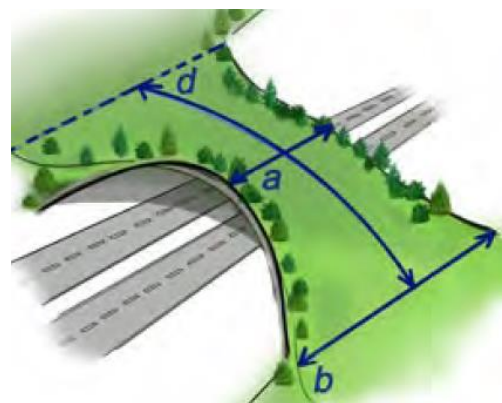
Obrázek č.: 6 Podchod. *v* - výška pochodu, *š* - šířka podchodu, *d* - délka podchodu.
Zdroj: Hlaváč et al. 2020

Index otevřenosti nadchodu (C) – je poměr šířky a délky nadchodu.

Výpočet: $C = \frac{\check{s}}{d}$ - toto platí u nadchodu obdélníkového půdorysu, viz obrázek. č. 7, u tvarově jiných typů je potřeba brát v úvahu odlišné rozměry středové a okrajové šířky, viz obrázek č. 8.



Obrázek č. 7 Nadchod obdélníkové půdorysu
Zdroj: Hlaváč et al. 2020



Obrázek č. 8 Nadchod s rozšířenými okraji
Zdroj: Hlaváč et al. 2020

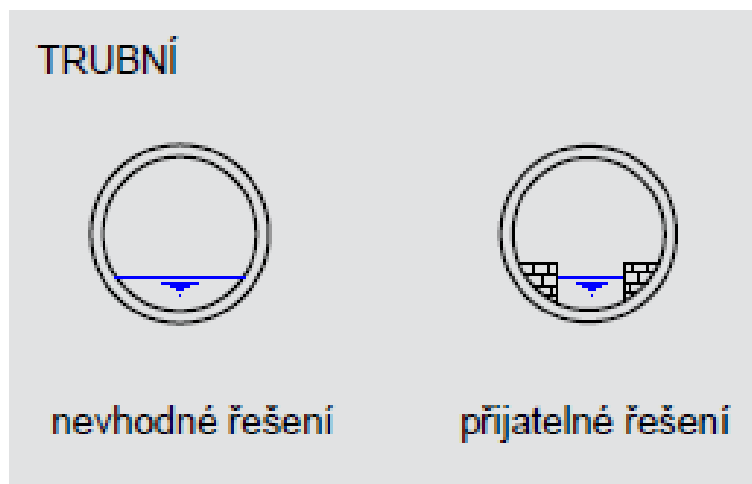
3.6 Podchody

Do kategorie podchodů patří všechny druhy objektů, kdy živočichové procházejí pod úrovní dopravní infrastruktury. Podchody jsou navrženy s ohledem na různé druhy živočichů a prostředí, ve kterém se nacházejí. Jejich rozměry, povrch, bezpečnostní prvky a propojení s okolní krajinou jsou klíčové pro efektivní využití živočichy.

3.6.1 Propustek trubní

Trubní propustky patří mezi nejčastější typ křížení dopravní infrastruktury s drobnými vodními prvky. Používají se k převádění příležitostných i stálých drobných vodních toků přes silnice a železnice. Obvykle jsou navrženy pro odvádění dešťových vod, ale za určitých podmínek mohou plnit také funkci migračních objektů. Jsou to propustky kruhového, případně eliptického průřezu (Beben 2012), viz. obrázek č. 9 a 10. Jedná se o konstrukce s vnitřním rozměrem do 2 m, stavby s větším průměrem jsou již považovány za mosty (Hlaváč et al. 2017). Z hlediska použitého materiálu lze trubní propustky rozdělit do tří kategorií – betonové, ocelové a plastové (Beben 2012). Betonové propustky jsou z hlediska migrace živočichů obvykle nejvhodnější, ale pro mladé jedince obojživelníků může suchý beton představovat problém, protože na něm rychle vysychají (Hlaváč et al. 2017; Hlaváč et al. 2020). Ocelové propustky (konstrukce tubosider) jsou tenkostěnné ocelové konstrukce klenbového tvaru montované z tvarovaného vlnitého plechu (Anděl et al. 2011). Jsou méně vhodné pro migraci, kov je vnímán živočichy jako cizorodý prvek a také vlnitý plech je nevhodný povrch z hlediska schůdnosti. Obecně bývá využíván až po delší době, kdy dojde k zanesení sedimenty (Hlaváč et al. 2020). Plastové propustky představují zatím nejméně používaný druh propustků. O tomto typu zatím existuje málo údajů a je nutný další monitoring (Hlaváč et al. 2020). Kromě materiálu je potřeba dodržet i další podmínky, aby využitelnost propustku byla co nejlepší. Vtok a výtok musí být umístěny na úrovni terénu, aby nedocházelo k vytváření výškových rozdílů (Hlaváč et al. 2017). Pokud jsou nezbytné usazovací nádrže, musí být navrženy tak, aby umožňovaly živočichům únik i při poklesu hladiny, například tím, že minimálně jedna ze stěn

bude mít sklon 1:1 nebo mírnější. Propustky musí být navrženy tak, aby měly jednotný sklon a nebyly středem trvale zaplaveny. V případě, že má propustek sloužit jako migrační průchod na oplocené komunikaci, musí mít výstupy na obou stranách vně oplocení. Dodd et al. (2004) ve své studii upozorňuje, že je nutné propustek doplnit o naváděcí bariéry a případně upravit terén pro správné navedení obojživelníků.



Obrázek č. 9 Profil trubního propustku
Zdroj: Anděl et al. 2011

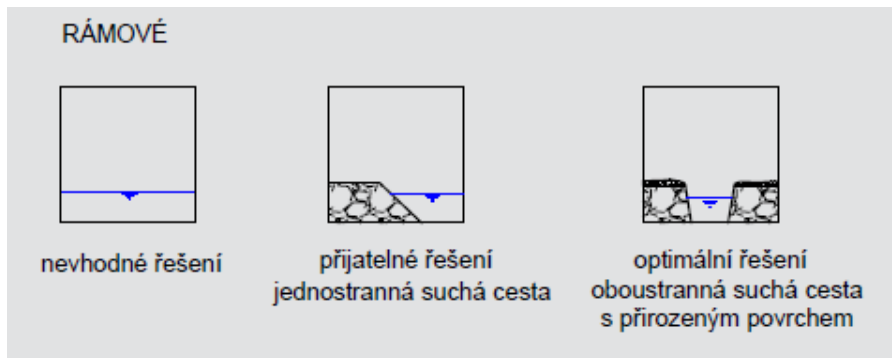


Obrázek č. 10 Upravený trubní propustek pro průchod vodních
i suchozemských živočichů (@Václav Hlaváč)
Zdroj: Hlaváč et al. 2020

3.6.2 Propustek rámový

Rámový propustek má čtvercový nebo obdélníkový průřez do velikosti 2 x 2 m, viz obrázek č. 11. Je vyroben obvykle z prefabrikovaných železobetonových profilů (Anděl et al. 2006; Beben 2012). Stejně jako u trubního propustku platí, že beton není příliš vhodný pro mladé jedince obojživelníků, ale po zanesení naplaveninami (obrázek č. 12) jsou již schopni rámový propustek využít (Hlaváč 2017; Hlaváč et al. 2020). Ideálním materiálem dna je kamenná dlažba, kterou je vhodné vytvarovat do mělkého „talířovitého“ profilu, aby zůstaly zachované suché břehy při průtoku vody. Hladký přechod mezi vodou a suchým břehem umožňuje obojživelníkům plynulý pohyb přes objekt i proti proudu vody nebo vylezení na břeh, pokud

jsou unášeni proudem. Rámový propustek navíc zajišťuje rozmanitost podmínek; v nejhlubším místě se sedimenty se udržuje vlhko i v suchých obdobích (Hlaváč et al. 2020). Obecně je rámový propustek lepší řešení než trubní propustek, protože umožňuje migraci širšímu spektru živočichů (Anděl et al. 2006; Hlaváč et al. 2020). Použití rámových propustků jako migračních průchodů je podmíněno těmi samými obecnými zásadami jako u trubních propustků. To zahrnuje plynulé propojení dna a břehů s okolím, vyústění mimo oplocení, doplnění o naváděcí bariéry pro živočichy apod. (Dodd et al. 2004).



Obrázek č. 11 Profil rámového propustku
Zdroj: Anděl et al. 2011



Obrázek č. 12 Vhodný propustek s přirozeným dnem.
Zdroj: Anděl et al. 2017

3.6.3 Most přes vodoteč

Most přes vodoteč představuje široce používaný typ mostů, zahrnující celou řadu konstrukčních a rozměrových variant. Jedná se o konstrukce, které jsou přesypané, nebo pojízdné, buď přímo, nebo nepřímě. Délka mostu, což zároveň představuje šířku podchodu, je v rozmezí od 2 m do 20 m (Anděl et al. 2006). Obecně u mostů platí, že je potřeba udržet nebo vytvořit suché břehy na obou stranách vodního toku a bezbariérové propojení s břehy

toku (Bebem 2012). S ohledem na specifické potřeby jednotlivých skupin živočichů lze rozlišit tři hlavní varianty využití.

Malé mosty o šířce podchodu 2 až 6 m (obrázek č. 13) s indexem otevřenosti menším než 1,5 jsou využívány živočichy od obojživelníků až do kategorie malí savci (liška). Minimální šířka suchých břehů po obou stranách toku se pohybuje v rozmezí 50 až 100 cm. Důležitou cílovou skupinou v této souvislosti mohou být letouni, jako jsou netopýři a vrápenci (Berthinussen & Altringham 2012), případně ptáci vázaní na vodní tok, například ledňáček říční (*Alcedo atthis* Linnaeus, 1758) a skorec vodní (*Cinclus cinclus* Linnaeus, 1758). Tito ptáci budou využívat pouze mosty s indexem otevřenosti větším než 1.



Obrázek č. 13 Mostek s přirozeným korytem a suchým břehem
Zdroj: Hlaváč et al. 2017

Mosty s šířkou podchodu 6 - 20 m a s indexem otevřenosti větším než 1,5 (obrázek č. 14) mohou být vhodné pro využití druhy zařazenými do kategorie střední savci, a při horní šířkové hranici i pro druhy kategorie velcí savci (Bebem 2012). Pro tuto kategorii mostů by měl vodní tok zůstat bez technického opevnění a s přirozenými břehy. Minimální šířka břehů by měla být v rozmezí 3 - 5 m. V případě, že jsou ponechány přirozeně členité břehy, není nutné instalovat speciální úkryty pro drobné živočichy. Využitelnost objektu pro druhy kategorie střední a velcí savci může být významně zlepšena instalací oboustranných protihlukových stěn umístěných nad podchodem (Hlaváč et al. 2020).



Obrázek č. 14 Most Letovice - ideální řešení je ponechání vodního toku v co nejpřirozenějším stavu a suché cesty podél toku.
Zdroj: Správa a údržba silnic Jihomoravského kraje

Mosty, kde voda vyplňuje celé podmostí, jsou neprůchodné pro suchozemské i semiakvatické živočichy. Zde je potřeba vybudovat lávku buď dřevěnou nebo zděnou (viz obrázek č. 15), která bude široká 40 - 50 cm a umístěná 20 - 50 cm nad obvyklou úrovní hladiny vody, nejlépe po obou stranách mostní konstrukce. Důležité je plynulé napojení lávky na okolní terén (Hlaváč et al. 2020).



Obrázek č. 15 Vybudovaná lávka pro suchozemské živočichy. (©Václav Hlaváč)
Zdroj: Hlaváč et al. 2020

3.6.4 Most přes komunikaci

Mosty přes komunikaci se používají k přemostění polních a lesních cest (obrázek č. 16), často se vyskytují pod dálnicemi. Jejich délka dosahuje 30 - 35 m, index otevřenosti je kolem 1, nejsou příliš využívány savci střední (srnec obecný) a velké (jelen lesní) velikosti. Pokud bychom však rozšířili podchod o 10 - 20 m (obrázek č. 17), hodnota indexu otevřenosti by se zvýšila na hodnoty 1,5 - 4,5 a v tomto případě by mohly být využívány i těmito druhy (Beben

2012), nejlépe opět s vylepšením o protihlukové stěny umístěných nad podchodem (Hlaváč et al. 2020).



Obrázek č. 16 Parametry tohoto podchodu jsou nedostatečné pro velké a středně velké savce. V případě rekonstrukce by bylo vhodné most rozšířit na šířku alespoň 10-20 m. (© Václav Hlaváč)
Zdroj: Hlaváč et al. (2020)



Obrázek č. 17 Optimalizovaný podchod přes účelovou komunikaci představuje obvykle plně funkční podchod pro živočichy do velikosti srnce a prasete divokého, za optimálních podmínek může být využit i velkými šelmami, jelenem nebo losem. (© Jana Kloubcová)
Zdroj: Hlaváč et al. 2020

3.6.5 Most speciální

Speciální most představuje stavbu, která je záměrně vytvořena za účelem umožnění pohybu živočichů, zejména středně velkých a velkých savců, viz obrázek č. 18. Minimální šířka podchodu by měla být 20 m a index otevřenosti nejméně 3. Pro zvýšení využitelnosti pro druhy kategorie středně velkých a velkých savců je vhodné instalovat protihlukové stěny umístěné nad podchodem přibližně 50 m na obou stranách (Hlaváč et al. 2020). Pokud se most nachází v letovém koridoru, je využíván i letouny (Lesiński 2007). Neméně důležitý je typ konstrukce. Mosty přesypané jsou výhodnější kvůli výrazně nižší hlučnosti. Mosty s přímo pojižděnou

mostovkou umožňují snazší dosažení požadovaných rozměrů, ale nevýhodou je vysoká hlučnosti mostních závěrů v důsledku průjezdu vozidel (Anděl et al. 2006). V tomto případě je třeba řešit omezení hlučnosti při přejezdu vozidel. Jestliže v podchodu není možný rozvoj vegetace z důvodu sucha a tmy, je třeba na okrajích podchodu instalovat úkryty pro drobné živočichy, např. kameny a mrtvé dřevo (Clevenger et al. 2001). V případě, že speciální podchod není vybudován přesně v trase přirozené migrace, musí být součástí řešení výsadba naváděcí, případně signální zeleně, která bude usměrňovat migrující živočichy k podchodu (Anděl et al. 2006; Anděl et al. 2011; Hlaváč et al. 2017).



Obrázek č. 18 Speciální most vybudovaný výhradně k migraci živočichů. Vhodné by bylo doplnit jej o naváděcí zeleň a protihlukové stěny (© archiv AOPK ČR)
Zdroj: Hlaváč et al. 2020

3.6.6 Estakáda

Estakáda je typ mostu, jehož délka většinou přesahuje 50 m a který vede přes mělká údolí, údolní nivy nebo nížinná záplavová území (obrázek č. 19). Estakáda většinou nevede příliš vysoko na zemi, v řadě případů výška vozovky nad terénem nepřesahuje 3 metry a vozovka je nesena sloupy. Podchod pod estakádou může být velmi dobře využíván všemi druhy živočichů (Clevenger & Waltho 2005). Z hlediska migrace je důležité respektovat stejné principy jako u mostů speciálních. Doporučuje se co nejvíce zachovat přirozený charakter povrchu pod mostem, vodní tok ponechat v přírodním stavu bez vodních stupňů a sedimentační nádrže umísťovat jen tehdy, když je dost prostoru pro migraci živočichů. Je vhodné instalovat ochranné stěny, které minimalizují riziko úmrtí vodních a mokřadních druhů ptáků a netopýrů (Mitrus & Zbyryt 2017). Tímto opatřením se také omezí rušivé vlivy z dopravy pro ostatní skupiny živočichů.



Obrázek č. 19 Estakáda na dálnici D3 u obce Žišov byla vybudována pro překování mokřadů a tůní s výskytem piskoře pruhované (© Jana Kloubcová)

Zdroj: Hlaváč et al. 2020

3.6.7 Viadukt

Viadukty jsou rozsáhlé mostní konstrukce přes celá údolí (obrázek č. 20). Délka mostu (tj. šířka podchodu) se pohybuje od 50 m až po několik set metrů, přičemž výška se obvykle pohybuje v rozmezí cca 6 - 80 m a je dána topografií terénu (Beben 2012). I když viadukty nejsou primárně navrženy pro migraci živočichů, umožňují průchod většině druhů živočichů včetně velkých savců. V případě odpovídajících podmínek zde může docházet k plnému propojení společenstev na obou stranách dálnice. (Clevenger & Waltho 2005).



Obrázek č. 20 Viadukt v Bosně a Hercegovině

Zdroj: vlastní fotografie

3.7 Nadchody

Do kategorie nadchodů patří všechny druhy objektů, pomocí kterých živočichové procházejí nad úrovní dopravní komunikace. Na rozdíl od podchodů jsou nadchody vystaveny stejným světelným a klimatickým podmínkám jako okolí, což je jejich velká výhoda, která umožňuje rozvoj vegetace shodné s okolím (Hlaváč et al. 2020). Délka nadchodů závisí na šířce překonávané komunikace a šířka nadchodů se obvykle pohybuje v rozmezí od 7 do 100 m, širší nadchody se již řadí mezi tunely (Anděl et al. 2006; Hlaváč et al. 2020). Z hlediska živočichů nevytvářejí dojem nebezpečného uzavřeného prostoru bez možnosti rozhledu, jak je tomu u podchodů (Clevenger & Waltho 2005). U úzkých nadchodů však může být omezujícím faktorem zpevnění povrchu a rušení hlukovými i vizuálními podněty způsobenými dopravou (Coffin 2007). Klíčovým technickým parametrem pro hodnocení potenciální přijatelnosti pro migraci živočichů je poměr středové šířky a délky nadchodu, tzv. index otevřenosti nadchodu, viz kapitola 6.1.

3.7.1 Víceúčelový nadchod

Primární funkcí víceúčelového nadchodu je převedení polní nebo lesní cesty, doplňkovou funkcí je převedení migračních tras živočichů (Anděl et al. 2006), viz obrázek č. 21. Nadchod je rozšířen o okrajové nezpevněné pásy buď jedním pruhem o šířce 4 m, nebo dvěma pruhy na obou stranách o šířce 3 m. Zpravidla je využíván běžnými živočichy místní populace do velikosti malí savci (Hlaváč et al. 2020). Migrační povrch je hlinitý, nebo mlatový, popř. zatravněný, je zde vhodné doplnění menšími kameny nebo kmeny jako úkryt pro menší živočichy (Clevenger et al. 2001). Vzhledem k malé vrstvě zeminy a charakteru mostní konstrukce nejsou žádoucí větší vegetační úpravy. Nadchod je potřeba vybavit plnými bariérami o výšce 1 - 1,2 m na obě strany a ty by měly dále navazovat na oplocení (Anděl et al. 2006; Anděl et al. 2011).



Obrázek č. 21 Nadchod s polní cestou
Zdroj: Anděl et al. 2011

3.7.2 Optimalizovaný nadchod

Optimalizovaný nadchod je nadchod lesní nebo polní cesty podobně jako víceúčelový nadchod. Oproti němu je více optimalizován na průchodnost pro živočichy (Anděl et al. 2011). Má zkrácenou mostní konstrukci a na okrajích je výrazně nálevkovitě rozšířený, což zvyšuje atraktivitu pro živočichy. Povrch, vegetační úpravy a naváděcí prvky jsou stejné jako u víceúčelového nadchodu, výsadba menších keřů je vhodná na rozšířeném okraji (Clevenger et al. 2001). Je využitelný pro živočichy velikosti malí savci i středně velcí savci (Hlaváč et al. 2020).

3.7.3 Speciální nadchod s přesypávkou

Primární funkcí speciálního nadchodu s přesypávkou je převedení migračních tras živočichů přes dopravní infrastrukturu (Anděl et al. 2006). Převedení lesní nebo polní cesty je možné, ale jen jako nebezpečné s omezeným vjezdem. Jedná se o přesypaný most s rovnou mostovkou, který představuje zjednodušenou variantu plnohodnotného nadchodu, která již umožňuje realizaci vegetačních úprav odpovídajících okolní vegetaci. Nadchod s přesypávkou je schopen usnadnit migrace širokého spektra druhů a je zejména vhodný pro oblasti s nadprůměrnou biodiverzitou. Poskytuje optimální řešení pro zajištění obecné průchodnosti a může být speciálním nadchodem pro kategorii středních savců přes dálnici. Rozměrové parametry obvykle nejsou všeobecně dostatečné pro kategorii velkých savců, avšak ojediněle využití touto kategorií je možné. Středová šířka je 8 m, v případě lesní nebo polní cesty 12 m. Co se týká vegetačních úprav, tak podél okrajů je hustší výsadba keřů a uprostřed je volný travnatý pás. Ochranou před rušením z dopravy je oboustranná plná bariéra o výšce 2 m, opět jsou potřeba naváděcí prvky jako nálevkovité řešení u vstupu a oplocení, které navazuje na plné bariéry (Hlaváč et al. 2020).

3.7.4 Ekodukt (zelený most)

Ekodukty představují kategorii nadchodů, určených pro průchod všech živočichů kromě vodních (Anděl et al. 2006). Převedení lesních nebo polních cest je v tomto případě nežádoucí. Ekodukty se staví v místech, kde pozemní komunikace kříží migrační koridory velkých savců, nebo v jádrových územích těchto zvířat. Hlaváč et al. (2020) rozděluje ekodukty podle středové šířky na 10, 20, 40 a 60 metrů široké, které se liší podle druhu migrujících živočichů a typu komunikace pod ní. Jinou velikost ekoduktů zavádí Jędrzejewski et al. (2006), který rozděluje ekodukty na zelené mosty šířky 35 - 80 m a krajinářské mosty šířky nad 80 m. Šířka krajinářského typu mostu se rozšiřuje směrem k oběma koncům, což zajišťuje plynulý přechod z okolního prostředí na most (Jędrzejewski et al. 2006). Je prokázáno, že mosty s šířkou nad 50 m jsou využívány více než mosty do 50 m (Barrueto et al. 2014; Clevenger & Waltho, 2005). V českých podmínkách se nejširší typy doporučují zejména v oblastech karpatských pohoří, kde lze očekávat migrace medvědů (Linnell et al. 2007). Jsou též vhodné v situacích, kdy je

3.7.5 Tunel

Ze stavebního hlediska existují dva typy tunelů – tunel hloubený a tunel ražený. Z pohledu migrace živočichů je výsledek srovnatelný. Jedná se v podstatě o nadchod velké šířky, tj. více než 100 m (Hlaváč et al. 2020), kratší je nazýván ekodukt. Hloubený tunel se buduje povrchoвым odtěžením, samotnou stavbou konstrukce nosného prvku a následným zasypáním (Anděl et al. 2006). Při výstavbě tohoto typu tunelu dochází k úplnému odstranění původního biotopu. V případě, že prostor nad tunelem je obnoven do původního přírodního stavu včetně vegetačního krytu, stává se tunel optimálním migračním objektem pro všechny kategorie živočichů (Anděl et al. 2011). Ražený tunel se buduje ve většině případů v horských oblastech a pro překonání terénních útvarů (Anděl et al. 2006). Na rozdíl od hloubeného tunelu zde nedochází k likvidaci původních biotopů, ražený tunel je nejvhodnějším řešením pro udržení kontinuity biotopů (Anděl et al. 2011). Funkce raženého tunelu jako migračního objektu je dána morfologií terénu, např. strmé skály, pod nimiž je tunel veden a mohou tak být pro některé kategorie živočichů nevyužitelné (Hlaváč et al. 2020).

3.7.6 Stromové nadchody

Pro druhy žijící v korunách stromů mohou být vybudovány nadchody s výškovým propojením korun stromů (obrázek č. 24 a 25). Speciální jednoduchá opatření, nazývaná jako stromové nadchody, mohou přispět ke snížení úmrtnosti na silnicích. Minato et al. (2022) zkoumali využívání speciálních zavěšených nadchodů v Japonsku. Tyto speciální nadchody jsou postaveny na propojení korun stromů na obou stranách silniční komunikace pomocí vhodné konstrukce. Hlavním principem je systém lan s dostatečným množstvím úkrytů před predátory. V České republice lanový typ průchodů dosud není využíván (Hlaváč et al. 2020). I když mají tato opatření relativně nízké náklady, jejich účinnost je stále ve fázi ověřování. V českých podmínkách se prozatím nepočítá se širším využitím tohoto typu nadchodu. Je možné uvažovat o jeho využití při propojení městských parků nebo v situaci, kdy silnice kříží oblast s výskytem plcha velkého nebo plcha lesního (Hlaváč et al. 2020).



Obrázek č.24 Speciální nadchod pro drobné savce žijící v korunách stromů
Zdroj: Hlaváč et al. 2020



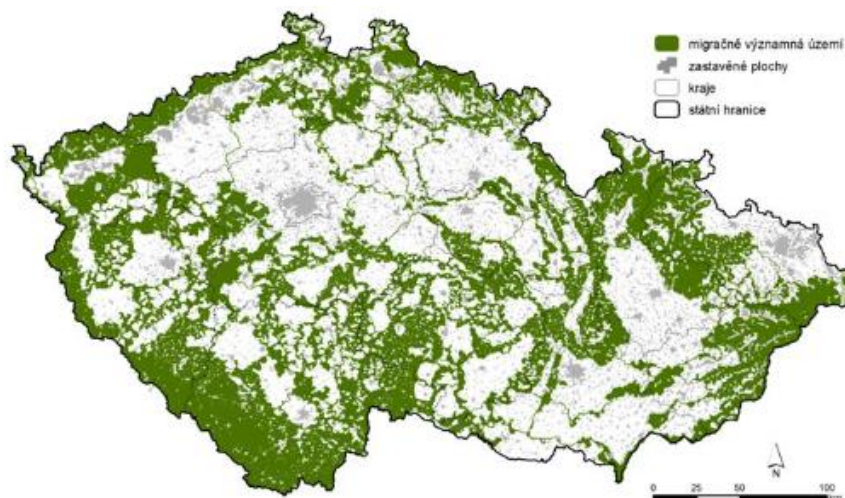
Obrázek č. 25 Detail lánový
Zdroj: <https://animexbridge.com/>

3.8 Migrační propojení krajiny

Konektivita krajiny znamená propojenost a spojitost krajiny z pohledu pohybu živočichů. Konektivita je nezbytná pro ochranu ekosystémů. Podle konceptu ochrany krajiny se z administrativně technického hlediska rozlišují tři hierarchicky uspořádané typy území (Anděl et al. 2011): migračně významná území, dálkové migrační koridory a migrační trasy, které zahrnují konkrétní migrační objekty na infrastruktuře.

3.8.1 Migračně významná území (MVÚ)

Migračně významná území jsou území nezbytná pro udržení dlouhodobé existence populací zájmových druhů velkých savců v České republice, mezi něž patří rys ostrovid (*Lynx lynx*), medvěd hnědý (*Ursus arctos*), vlk obecný (*Canis lupus*), los evropský (*Alces alces*) a jelen lesní (*Cervus elaphus*) (Anděl et al. 2011). MVÚ zahrnují jak oblasti s trvalým výskytem těchto druhů, tak i prostředí nezbytná pro zajištění migračních spojení, jak je patrné z obrázku č. 26. Tyto dvě kategorie se přirozeně prolínají (Anděl et al. 2010). Celé MVÚ je nutné vnímat jako biotop pro tyto druhy (Hilty et al. 2019).

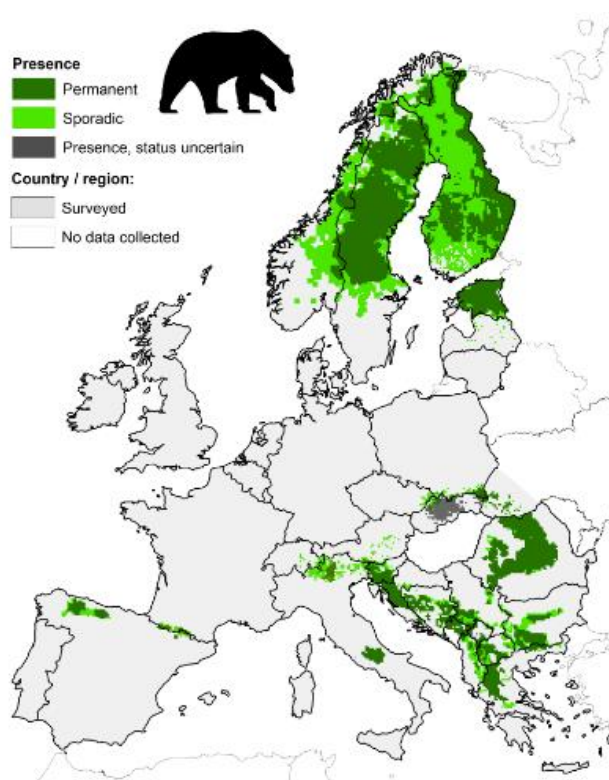


Obrázek č. 26 Migračně významná území v ČR
Zdroj: Anděl et al. 2011

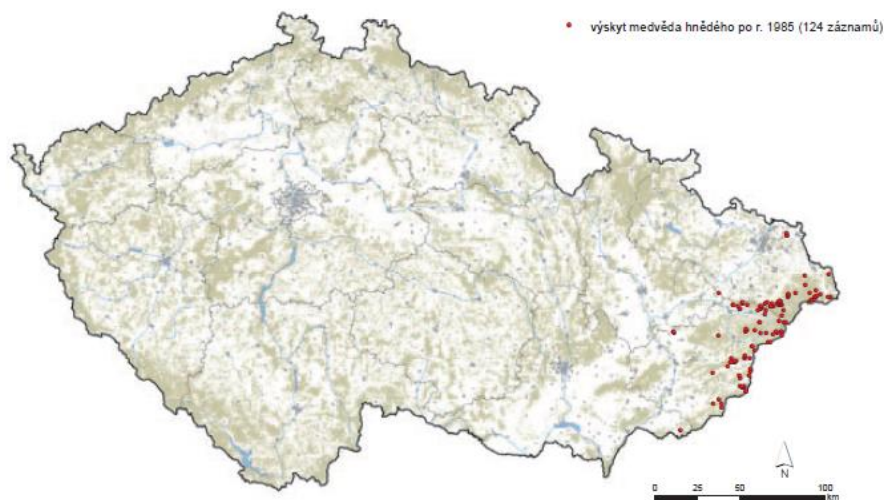
3.8.1.1 Medvěd hnědý (*Ursus arctos*)

Populace medvěda hnědého je podle červeného seznamu savců IUCN (International Union for Conservation of Nature) uváděna jako stabilní. Obrázek č. 27 znázorňuje výskyt medvěda hnědého v Evropě. V České republice je uveden v Červeném seznamu ohrožených druhů obratlovců ČR jako druh kriticky ohrožený (Chobot & Němec 2017). Trvalé oblasti výskytu se nacházejí pouze v oblastech Moravskoslezských Beskyd, Javorníků a Vsetínských vrchů, viz obrázek č. 28. Tato populace je plně závislá na jedincích migrujících ze sousedních

zdrojových populací na Slovensku a v Polsku, které jsou součástí rozsáhlé populace Karpatského oblouku (Linnell et al. 2007). Medvěd hnědý žije samotářsky v teritoriích o rozloze 60 až 300 km² u samic a 120 až 1600 km² u samců (LCIE 2023). Nellemann et al. (2007) zkoumali ve Švédsku medvědy a zjistili, že samci i samice preferují oblasti se svažitém a výrazným terénem, vzdálené více než 10 km od měst a rekreačních míst. Vyhledávají především lesnaté oblasti s keřovitým podrostem a minimálním rušením ze strany lidí. S vyšší migrací je třeba počítat v době říje a při hledání nových teritorií mladých jedinců, především samců (Nellemann et al. 2007), kteří jsou více tolerantní k překonávání bariér jako jsou silnice, železnice a otevřená zemědělská krajina. Ve svém výzkumu z Rumunska uvádí Linnell et al. (2007), že rozvoj zástavby spojený s fragmentací habitatu může ovlivnit chování medvědů. Velké vzdálenosti nutí živočichy, tedy i medvědy, používat i území dotčená nebo přímo obývaná člověkem (Perault & Lomolino 2000) a dostávají se tak s ním do střetu. Ochrana habitatu medvěda v evropském prostředí je o to obtížnější, že zde již neexistují rozsáhlejší nedotčené oblasti přírody. Režim ochrany musí tedy být zaveden v blízkosti lidských sídel a v často vysoce fragmentované krajině, která je vůči způsobu života medvědů nepřátelská (Linnell et al. 2007).



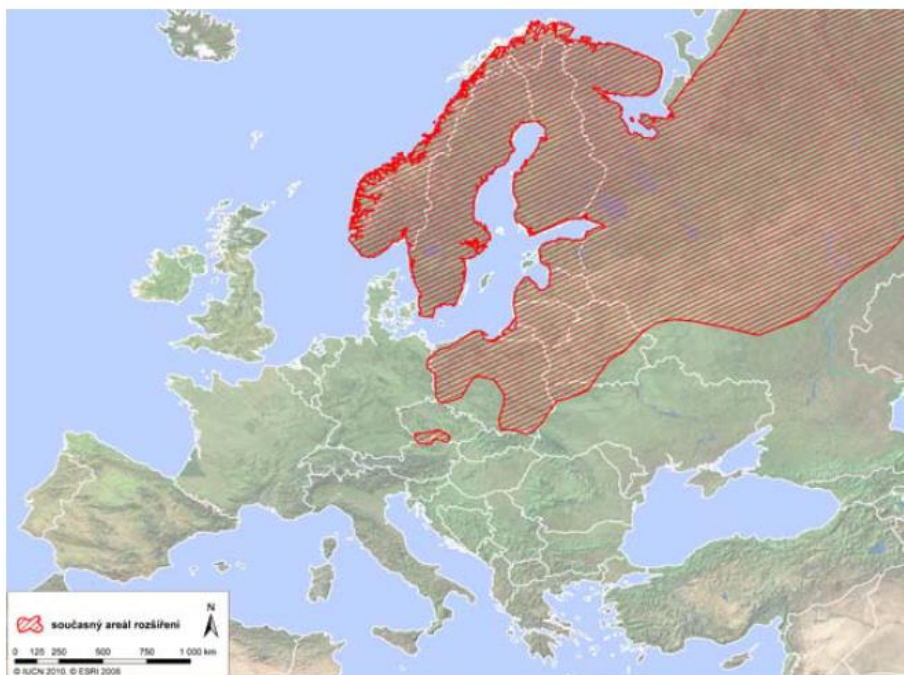
Obrázek č. 27 Oblast rozšíření medvěda hnědého (*Ursus arctos*) v Evropě
Zdroj: LCIE 2023



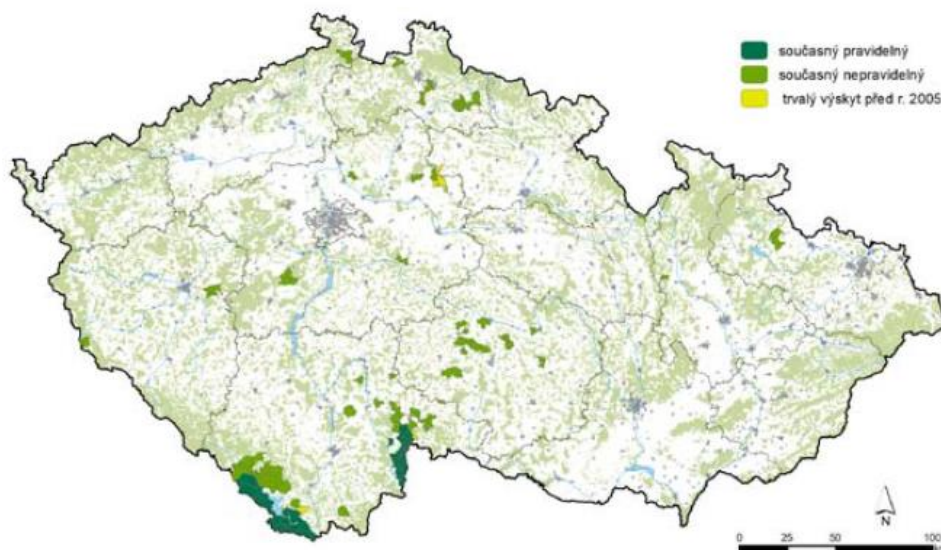
Obrázek č. 28 Výskyt medvěda hnědého (*Ursus arctos*) v ČR
Zdroj: Anděl et al. 2010

3.8.1.2 Los evropský (*Alces alces*)

Los evropský se podle celosvětového červeného seznamu savců IUCN (International Union for Conservation of Nature) řadí mezi málo dotčené druhy a jeho populační trend je udáván jako vzrůstající. Na obrázku č. 29 je vidět oblast výskytu losa evropského v Evropě. V České republice je uveden v Červeném seznamu ohrožených druhů obratlovců ČR jako druh silně ohrožený (Chobot & Němec 2017). Losi žijí samotářsky, což platí i pro samice, které se na rozdíl od jiných příbuzných druhů nesdružují do stád. Seskupování více jedinců nastává pouze výjimečně, obvykle během období říje nebo v zimě. V populaci losů lze najít migrující i nemigrující jedince. Migrující losi přesunují svá teritoria v zimě do nižších nadmořských výšek a v létě migrují zpět (Rolandsen et al. 2011). Toto migrační chování se dědí z generace na generaci a je poměrně odolné vůči změnám v dostupnosti potravy nebo překážkám v migrační trase (Sweanor & Sandegren 1989). V České republice jsou v současné době pouze dvě místa se stálým výskytem losa evropského, a to Třeboňsko a okolí pravého břehu Lipna (Anděl et al. 2010), viz obrázek č. 30. Převážně k nám přichází zvířata migrující z Polska. Hlavními migračními koridory, kterými losi vstupují na naše území, je oblast mezi Frýdlantským výběžkem a Náchodem, a na Moravě téměř celá česko-polská hranice od Vidnavy po Jablunkov (Anděl et al. 2010).



Obrázek č. 29 Mapa výskytu losa evropského v Evropě
Zdroj: Anděl et al. 2010

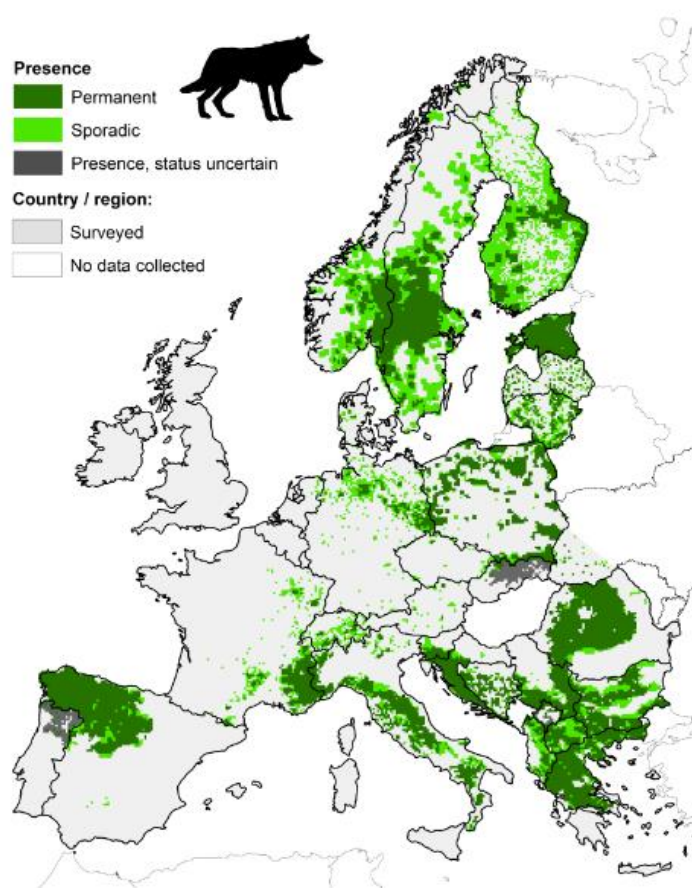


Obrázek č. 30 Mapa výskytu losa evropského (*Alces alces*) v ČR
Zdroj: Anděl et al. 2010

3.8.1.3 Vlk obecný (*Canis lupus*)

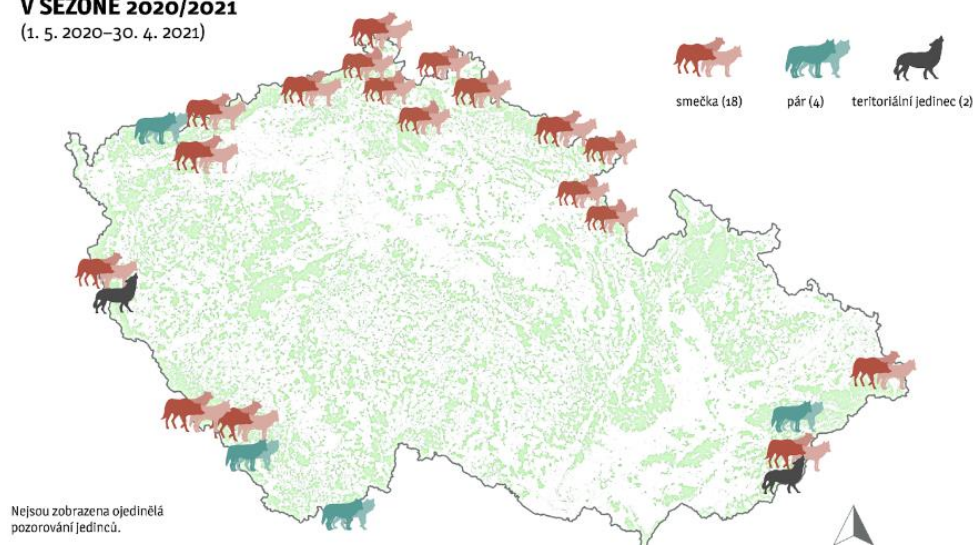
Vlk obecný se podle celosvětového červeného seznamu savců IUCN (International Union for Conservation of Nature) řadí mezi málo dotčené druhy a jeho populační trend je udáván jako stabilní. Na obrázku č. 31 jsou vidět oblasti výskytu vlka obecného v Evropě. V České republice je uveden v Červeném seznamu ohrožených druhů obratlovců ČR jako druh kriticky

ohrožený (Chobot & Němec 2017). Díky jedinečnému terénnímu sledování šelem bylo v roce 2021 úspěšně zmapováno dvacet čtyři vlčích teritorií, z nichž alespoň část zasahovala na území Česka. To představuje oproti údajům ze sezóny 2019/2020 nárůst o dvě teritoria, konkrétně v Orlických horách a v Českém lese. Většina těchto teritorií se nacházela v Čechách, především v pohraničních oblastech. Zaznamenáno bylo osmnáct případů smeček, čtyři případy vlčích párů a dva případy teritoriálních jedinců (Hnutí duha 2022), viz obrázek č. 32. Vlk je sociální šelma a žije v dobře organizovaných smečkách (Anděra & Gaisler 2019). Teritorium obývané vlkem je velké od 100 do 1000 km² (LCIE 2023). Vlkům nejvíce vyhovují oblasti s vysokou lesnatostí a nízkou lidskou aktivitou, ale na příkladu z jižní Evropy, Rumunska a Itálie je vidět, že má vysokou toleranci k antropogennímu prostředí. V průběhu migrace je schopen tolerovat a překonávat rušné silnice, dálnice, i přebíhat bezlesé oblasti, vždy ale v průběhu ranních nebo nočních hodin (Jędrzejewski et al. 2008).



Obrázek č. 31 Mapa výskytu vlka obecného v Evropě
Zdroj: LCIE 2023

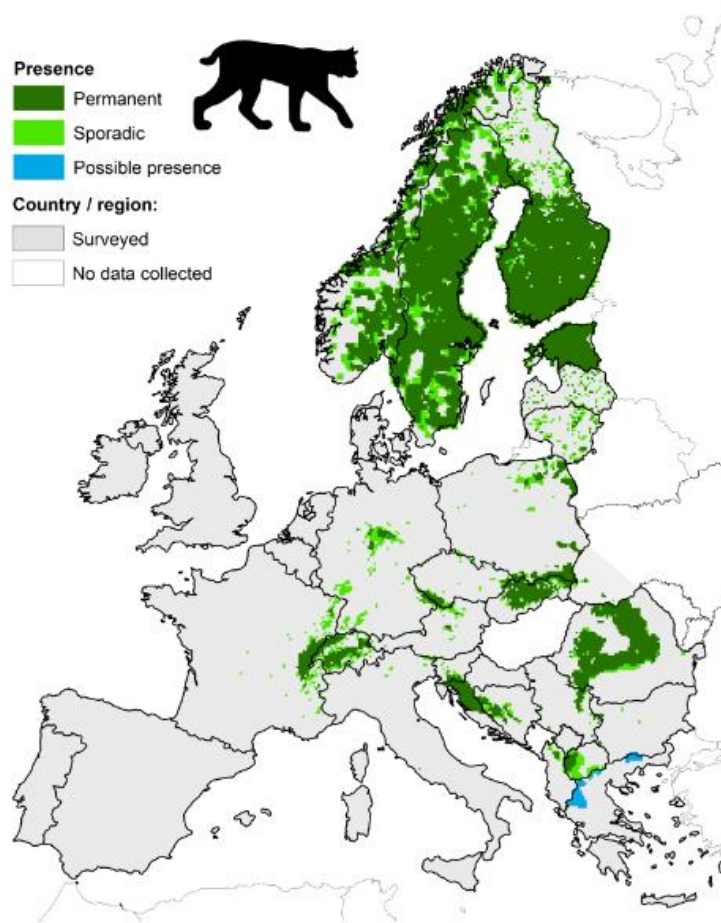
TERITORIA VLKA OBEČNÉHO V SEZÓNĚ 2020/2021 (1. 5. 2020–30. 4. 2021)



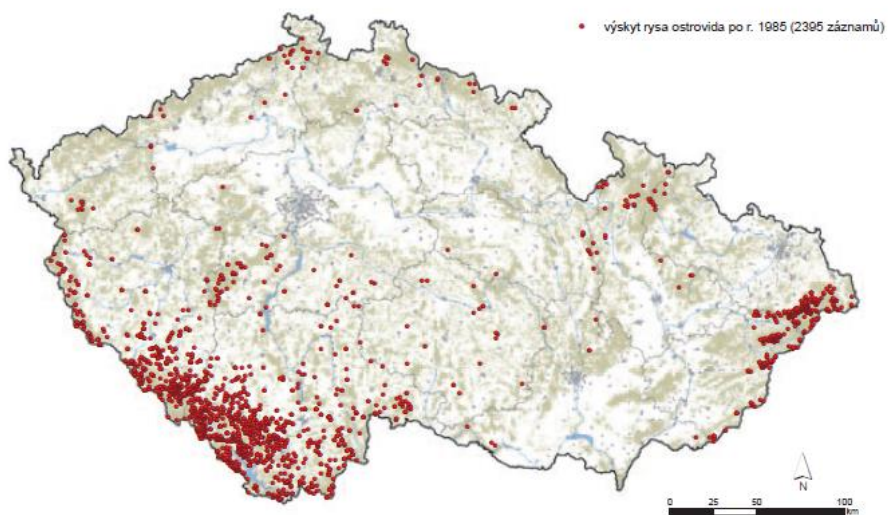
Obrázek č. 32 Mapa výskytu vlka obecného v ČR
Zdroj: Hnutí duha 2022

3.8.1.4 Rys ostrovid (*Lynx lynx*)

Rys ostrovid se podle celosvětového červeného seznamu savců IUCN (International Union for Conservation of Nature) řadí mezi málo dotčené druhy a jeho populační trend je udáván jako stabilní. V České republice je uveden v Červeném seznamu ohrožených druhů obratlovců ČR jako druh ohrožený (Chobot & Němec 2017). Z obr. č. 33 je patrné, že populace rysa je v Evropě koncentrována do několika vzájemně izolovaných, silně fragmentovaných oblastí (LCIE 2023), přesněji to je 11 populací a přibližně 8 000 - 9 000 jedinců (LCIE 2023). V České republice se populace rysa ostrovida vyskytuje převážně v oblasti jižních a západních Čech a Moravskoslezských Beskyd, viz obrázek č. 34. Rys ostrovid žije samotářsky. Teritorium rysa se u samců pohybuje od 120 do 1800 km² a u samic od 80 do 500 km² (LCIE 2007), někdy se částečně překrývají teritoria u samců (Anděl et al. 2010). Mladí rysové se osamostatňují ve věku 8 až 10 měsíců, to znamená, že během ledna až dubna se vydávají na dlouhé migrační trasy a hledají vhodné nové teritorium. Migrační vzdálenost, kterou rys urazí, je značně individuální. Nicméně je zřejmé, že samice častěji vyhledávají nové teritorium v blízkosti svých matek, zatímco samci podnikají migrační cesty na delší vzdálenost. Habitatové nároky rysa ostrovida jsou vysoce lesnaté oblasti a členitý terén (Anděra & Gaisler 2019).



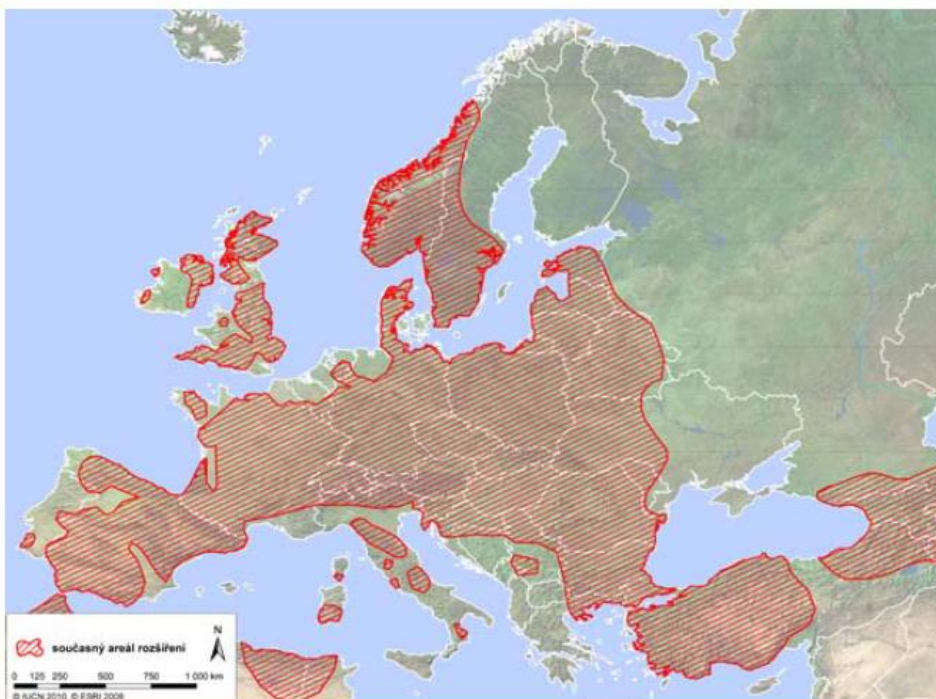
Obrázek č. 33 Mapa výskytu rysa ostrovida v Evropě
Zdroj: LCIE 2023



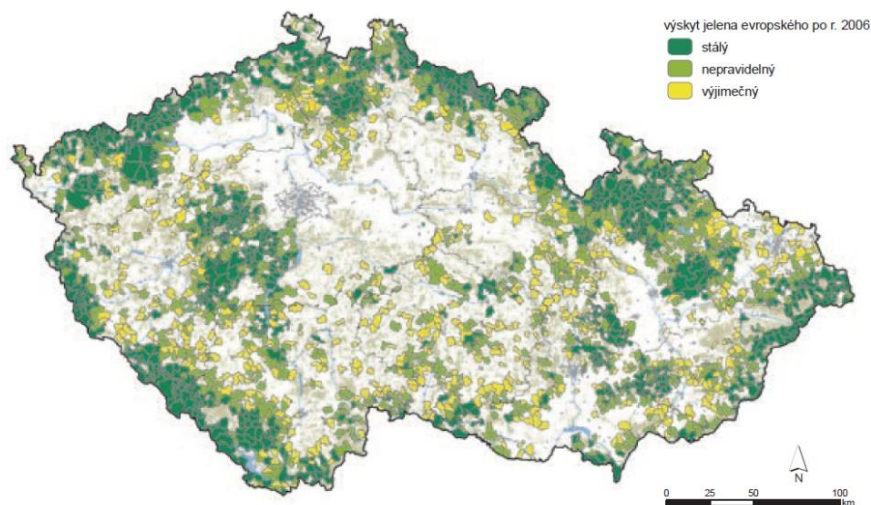
Obrázek č. 34 Mapa výskytu rysa ostrovida v ČR
Zdroj: Anděl et al. 2010

3.8.1.5 Jelen lesní (*Cervus elaphus*)

Jelen lesní se podle celosvětového červeného seznamu savců IUCN (International Union for Conservation of Nature) řadí mezi málo dotčené druhy a jeho populační trend je udáván jako vzrůstající. Z hlediska legislativy v České republice není nijak chráněn a není zařazen do Červeného seznamu ohrožených druhů obratlovců (Chobot & Němec 2017). Je rozšířen ve většině kontinentální Evropy, chybí pouze na severu Skandinávie a většině evropské části Ruska. Dále se vyskytuje ve velké části Euroasie - od Irska po Himaláje, jihovýchodní Asii a v severní Africe, viz obrázek č. 35. Na území České republiky je rozšířen ve větších lesních komplexech hor a vrchovin a v nížinných lužních lesích na Moravě (Anděra & Gaisler 2019), viz obrázek č. 36. Jelen lesní je sociálně žijící druh. Vytváří různé skupiny (např. samice s kolouchy, jeleni v říji apod.), které se ale v průběhu roku mění (Anděl et al. 2005). Obecně se jeleni přesouvají ze dvou důvodů, a to za potravou, anebo v době říje. V obou případech to jsou několikakilometrové vzdálenosti, ale byly zaznamenány i delší migrace o délce 50 až 60 km (Šustr 2008). Občas nastávají i případy delších migrací, kdy jeleni opouštějí oblasti s vysokou hustotou populace a přesunují se na nová místa a díky těmto migracím jsou oblasti stálého výskytu migračně propojeny. Rozeznáváme dva typy jelení zvěře: sedentární typ, který zůstává celoročně na jednom území, a migrující typ, který podniká pravidelné sezonní migrace za potravou (Anděl et al. 2010). Domovské okrsky šumavských jelenů se liší podle typu: u sedentárních jedinců je velikost okrsku 20 - 50 km², zatímco u migrujících dosahuje 60 - 120 km² (Šustr 2008).



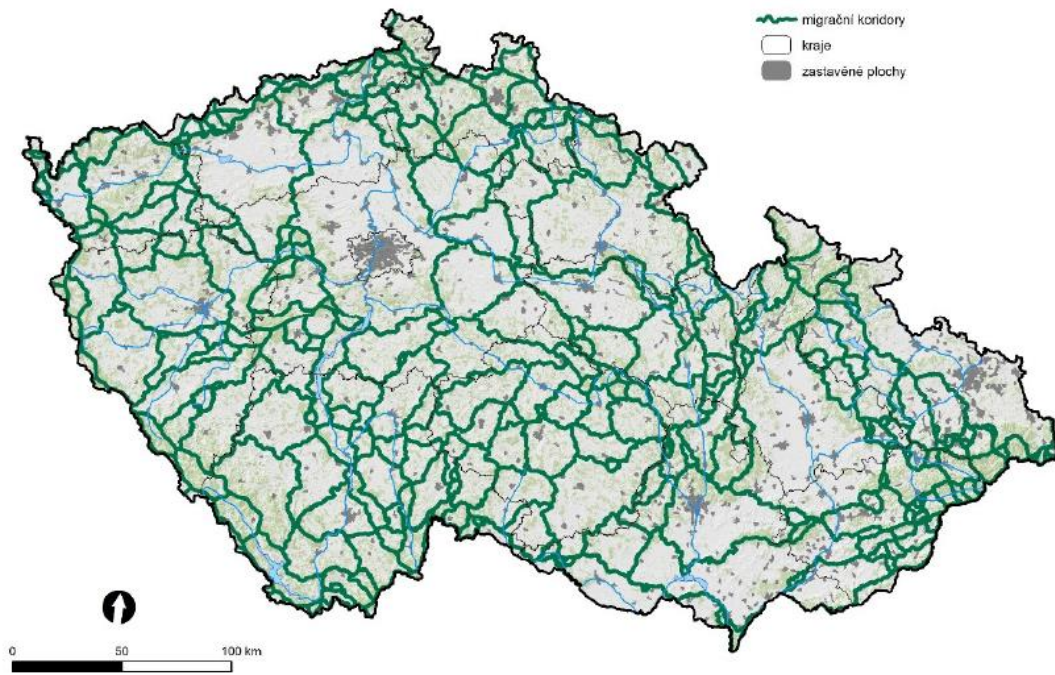
Obrázek č. 35 Oblast rozšíření jelena lesního (*Cervus elaphus*) v Evropě
Zdroj: Anděl et al. 2010



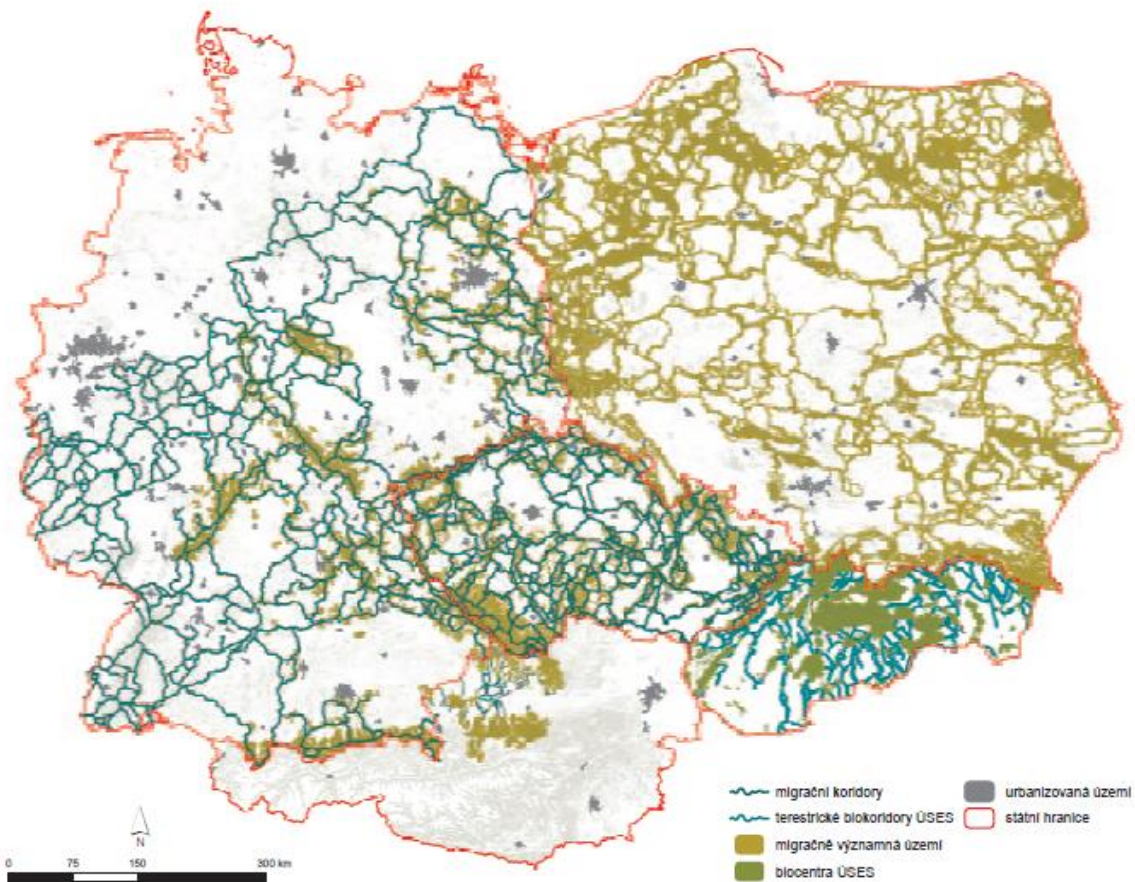
Obrázek č. 36 Výskyt jelena lesního (*Cervus elaphus*) v ČR
Zdroj: Anděl et al. 2010

3.8.2 Dálkové migrační koridory

Dálkové migrační koridory (DMK) představují klíčový prvek pro udržení průchodnosti krajiny (Hilty et al. 2019). Jsou to liniové krajinné prvky s délkou v desítkách kilometrů a průměrnou šířkou 500 m. DMK slouží k propojení oblastí významných pro trvalý i přechodný výskyt živočichů (Hilty et al. 2019; Anděl et al. 2011), především velkých savců. Na obrázku č. 37 jsou vyznačené zelenou barvou dálkové migrační koridory v České republice. DMK slouží jako prostředek pro koordinaci potřeb ochrany přírody a rozvoje území (Jaeger et al. 2007; Hilty et al. 2019). DMK jsou součástí migračně významných území. V horských oblastech nebo místech s trvalým výskytem velkých šelem, jako je například Šumava, představují dálkové migrační koridory pouze jednu možnou trasu z celé řady potenciálních migračních koridorů (Anděl et al. 2010). V kontrastu k tomu v oblastech s omezenou migrační průchodností a úzkými migračně významnými územími se dálkové migrační koridory často stávají posledním místem, které umožňuje migraci velkým savcům v krajině (Hilty et al. 2019). Ochrana posledních skutečně průchozích tras je klíčovým úkolem DMK. Dálkové migrační koridory byly vytvořeny s cílem spojit populace velkých savců na úrovni národní i středoevropské (Jaeger et al. 2007). Představují nezbytný minimální rozsah migračních propojení, který je klíčové udržet dlouhodobě. Základní charakteristikou DMK je vedení převážně lesními nebo jinými přírodními a přírodě blízkými biotopy bez výrazných přerušujících bariér. DMK jsou propojeny s obdobnými sítěmi připravovanými v sousedních státech (obrázek č. 38) a mohou se v budoucnu stát součástí celoevropské ekologické sítě podporující migraci velkých savců (Anděl et al. 2010).



Obrázek č. 37 Migrační koridory v ČR
Zdroj: Anděl et al. 2011



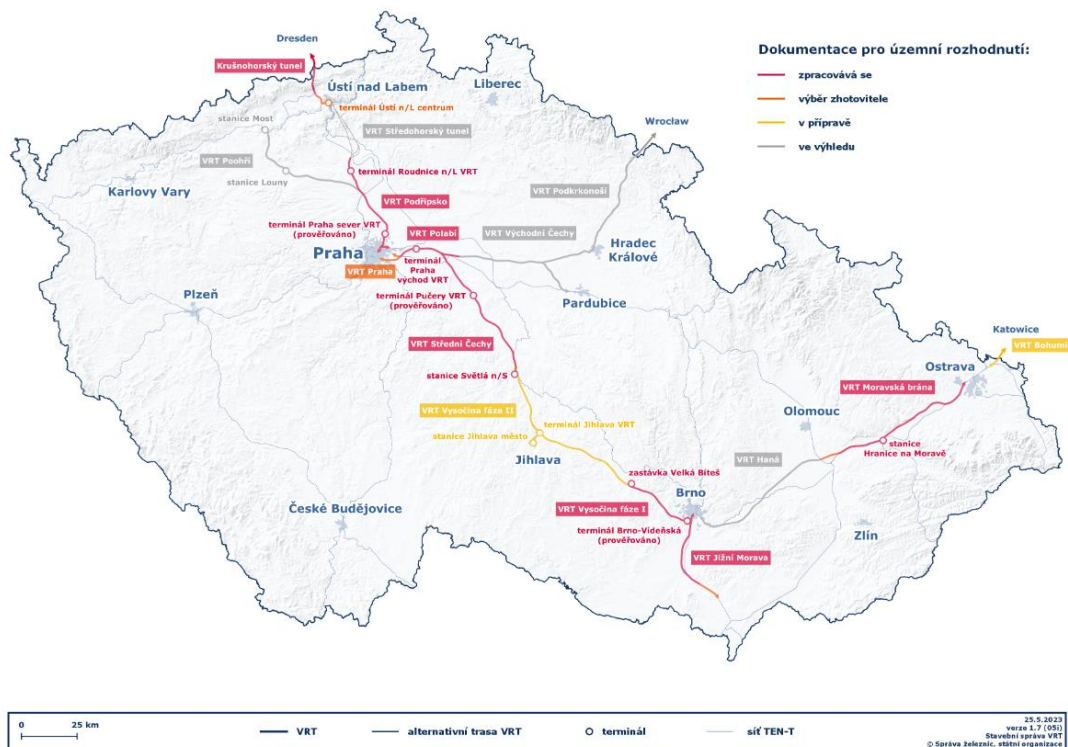
Obrázek č. 38 Vazba migračních koridorů České republiky na okolní státy
Zdroj: Anděl et al. 2010

3.8.3 Migrační objekty na infrastruktuře

Migrační objekty na infrastruktuře představují konkrétní a detailní řešení migračních koridorů v místech, kde dochází ke střetu s bariérou a kde je třeba navrhnout stavební řešení, aby nedošlo ke ztrátě konektivity. Důležité je, že migrační objekty se zaměřují na detailní řešení pouze tam, kde hrozí přerušení migrace, a v místech, kde jsou nezbytná technická investiční opatření pro zachování migračních cest (Anděl et al. 2011). Řešení migračních objektů by mělo být začleněno do procesů územního plánování a hodnocení vlivů na životní prostředí (EIA).

3.9 Vysokorychlostní železniční tratě (VRT) v České republice

Liniové dopravní stavby představují závažný zásah do krajiny, podstatným způsobem zvyšují její fragmentaci a narušují konektivitu krajiny. V předcházejících kapitolách bylo zdokumentováno, že pro většinu živočišných druhů mají zásadní bariérový efekt. Vysokorychlostní železniční tratě (VRT) vzhledem ke svým specifickým parametrům představují z pohledu zachování konektivity novou výzvu. Tato kapitola se proto zabývá plánovanými VRT v České republice a jejich zásahem do migračně významných území a dálkových migračních koridorů. VRT jsou speciální druhy železničních tratí, navržené a postavené tak, aby umožňovaly provoz vlaků při mnohem vyšších rychlostech než běžné železniční tratě. Vysokorychlostní tratě jsou projektovány na maximální rychlost 350 km/h, na většině úseků se počítá s rychlostí 320 km/h. Jsou to tratě plně oplocené, bez úrovnových křížení. V České republice bude vysokorychlostní železnice provozována v rámci systému Rychlých spojení (RS). Systém RS zahrnuje nejen nově postavené VRT, ale také modernizované konvenční železniční tratě s vysokorychlostními parametry a další modernizované železniční tratě (SŽ 2023). Celkem Správa železnic plánuje VRT v celkové délce 753 km, v současné době má vyprojektovaných 351 km tras (SŽ 2023). Základní šířka VRT činí 14 metrů. Pokud je VRT umístěna na náspu, může se šířka VRT včetně náspu zvětšit až na 30 metrů (SŽ 2023). Na obrázku č. 39 jsou znázorněny plánované trasy VRT v České republice.



Obrázek č. 39 Plánované trasy VRT v ČR
Zdroj: Správa železnic 2023

4 Materiál a metody

V této kapitole jsou prezentovány výsledky analýzy dopadu VRT na fragmentaci krajiny. Tuto práci podpořila Správa železnic, státní organizace, která pro potřeby bakalářské práce poskytla vektorovou vrstvu navržených tras VRT.

4.1 Vstupní data

Pro porovnání tras vysokorychlostních tratí a dálkových migračních koridorů byly připraveny následující datové sady:

Návrh tras VRT

Popis dat: Návrh tras vysokorychlostních tratí v České republice
Typ a formát dat: Vektorová vrstva GIS / ESRI SHP (Shapefile)
Zdroj dat: Správa železnic, státní organizace

Migrační koridory pro velké savce v České republice

Popis dat: Vymezení Migračně významných území (MVÚ), Dálkových migračních koridorů DMK) a Migračních tras (MT) v České republice
Typ a formát dat: Vektorová vrstva GIS / ESRI SHP (Shapefile)

Zdroj dat: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky

Dálniční komunikace (podkladová vrstva)

Popis dat: Trasa dálnic I. a II. třídy v České republice

Typ a formát dat: Veřejná mapová služba / WMS

Zdroj dat: Ředitelství silnic a dálnic s. p.

ArcČR 500 (podkladová vrstva)

Popis dat: Digitální vektorová geografická databáze České republiky 1:500 000

Typ a formát dat: Veřejná mapová služba / WMS

Zdroj dat: ARCDATA, Zeměměřický úřad, Český statistický úřad

OpenStreetMaps (podkladová vrstva)

Popis dat: Otevřená mapová data

Typ a formát dat: Veřejná mapová služba / WMS

Zdroj dat: <https://www.openstreetmap.org/>

Google Maps (podkladová vrstva)

Popis dat: Mapová služba Google

Typ a formát dat: Veřejná mapová služba / WMS

Zdroj dat: <https://maps.google.com/>

4.2 Prostorová analýza dat

Ke zpracování dat byl použit program QGIS (open source geografický informační systém, <https://www.qgis.org>). Program QGIS umožňuje prohlížení, tvorbu a analýzu rastrových a vektorových geodat a tvorbu mapových výstupů.

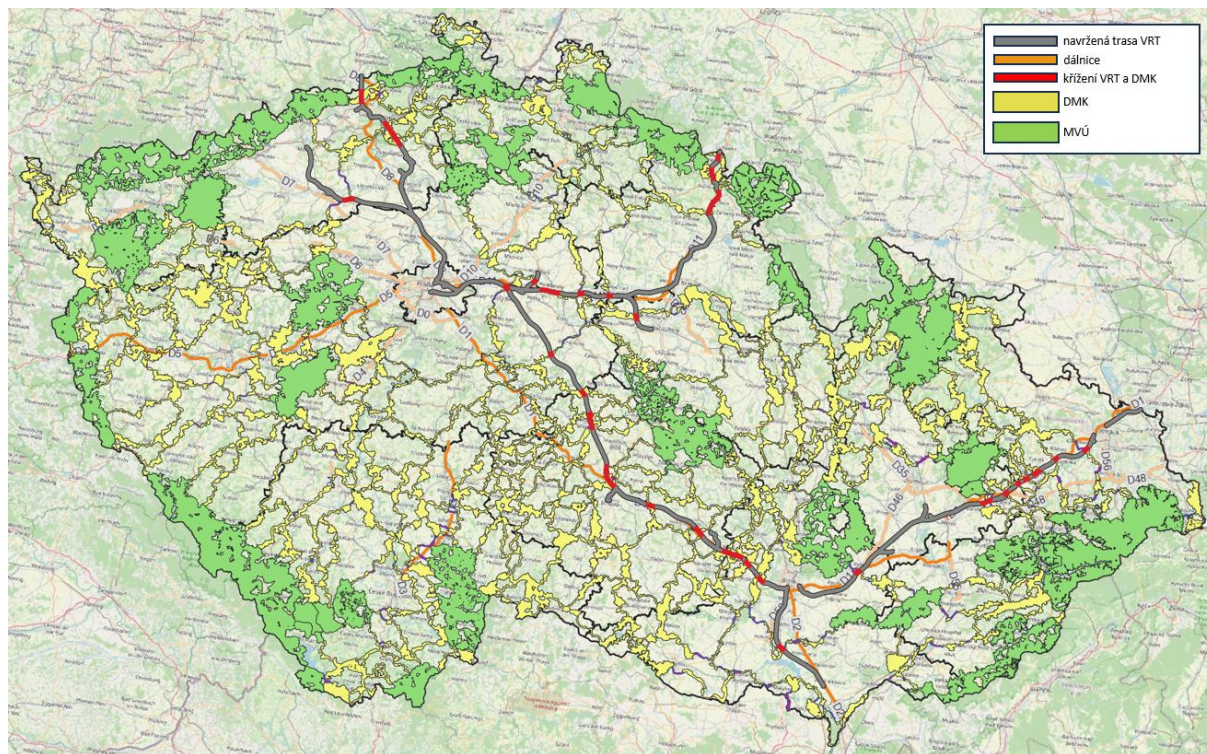
Cílem provedené analýzy byla identifikace úseků navržených tras VRT, kde dochází ke křížení s migračními koridory. Pro tento účel byl využit algoritmus pro prostorové protnutí (Spatial overlay) vstupní (trasy VRT) a překryvné vrstvy (MVÚ a DMK). Výsledek analýzy byl uložen do samostatné vrstvy GIS. Pro následné vyhodnocení byla připravena mapová kompozice, která obsahovala tyto mapové vrstvy:

- Úseky VRT, kde dochází ke křížení s migračními koridory
- Návrh tras VRT
- Dálkové migrační koridory
- Dálniční komunikace
- Podkladová data: ArcČR 500, OpenStreetMaps, Google Maps

Všem vrstvám byly přiřazeny takové mapové symboly, aby byla zjednodušena vizuální interpretace oblastí, kde dochází ke křížení VRT a DMK.

5 Výsledky

Výstupem práce popsané v předchozí kapitole je mapa, viz obr. č. 40. Na mapě jsem vyznačila místa, kde VRT kříží DMK. Těchto míst je 35.



Obrázek č. 40 Křížení tras VRT a DMK
Zdroj: vlastní práce

Podkladová data: OpenStreetMap

Dosažené výsledky jsou přehledně shrnuty v následující Tabulce č.1, která obsahuje i údaje o již navržených migračních prvcích spolu s mými vlastními návrhy. Celkem jsem navrhla umístění 9 ekoduktů a 17 mostů a estakád.

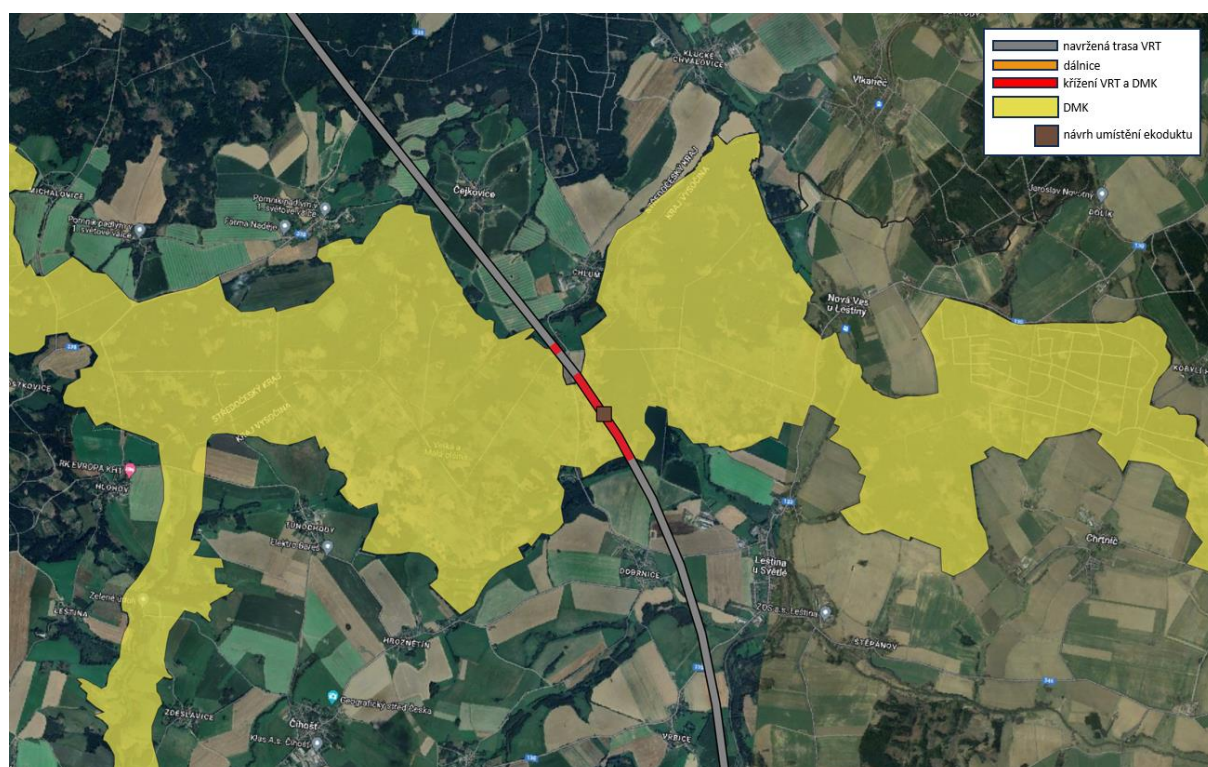
Tabulka č. 1

Název	Rok zahájení stavby	Počet křížení s DMK	Návrh ekoduktů SŽ	Vlastní návrh ekoduktů	Návrh mostů, estakád a tunelů SŽ	Vlastní návrh mostů a estakád
VRT Moravská Brána I	2026	2				2
VRT Moravská Brána II	2026	6	2	souhlasím s návrhem SŽ	4	souhlasím s návrhem SŽ
VRT Polabí	2027	1	1	souhlasím s návrhem SŽ		
VRT Praha sever	2027	0				
VRT Podřipsko	2027	0				
VRT Jižní Morava	2027	1			1	souhlasím s návrhem SŽ
VRT Krušnohorský tunel	2028	1			1	souhlasím s návrhem SŽ
VRT Střední Čechy	2028	5		1		4
VRT Vysočina fáze I	2028	3		3		
VRT Praha	2029	0				
VRT Vysočina fáze II	2029	6		2		4
VRT Středohorský tunel	2030 a později	1				1
VRT Poohří	2030 a později	1		1		
VRT Východní Čechy	2040 a později	4		2		2
VRT Podkrkonoší	2040 a později	3				3
VRT Haná	2040 a později	1				1
celkem		35	3	9	6	17

VRT budou stavěny postupně v rozmezí let 2026 až 2050. Nejblíže k zahájení stavby, v roce 2026, má VRT Moravská brána I a VRT Moravská Brána II. Podle dostupných dat Správy železnic je VRT Moravská Brána II již detailně zpracována, podle mých zjištění kříží DMK na šesti místech. Tyto úseky překonává trať čtyřmi estakádami a dvěma ekodukty o šířce 60 m u obce Kletné a jižně od obce Polanka nad Odrou. VRT Moravská Brána I kříží kritické místo DMK mezi Lipníkem nad Bečvou a Hranicemi na Moravě. Nejvhodnější přechodovými prvky zde budou dva mosty před a za obcí Slavíč. Ekodukt zde není vhodný z důvodu překonávání údolí potoka Žabník.

V roce 2027 se plánuje zahájení stavby VRT Polabí, VRT Praha sever, VRT Podřipsko, a VRT Jižní Morava. VRT Polabí vede z Prahy do východních Čech, s odbočkou na Nymburk. Zjistila jsem, že tato VRT kříží DMK na jednom místě u obce Hořátev. Zde Správa železnic navrhuje ekodukt o šířce cca 30 m. VRT Praha sever a VRT Podřipsko nekříží žádný DMK. VRT Jižní Morava vedoucí z Brna směrem na Břeclav kříží jeden DMK. Podle dostupných dat Správy železnic je tato trasa již připravena v detailním návrhu a toto jediné křížení překonává 400 m dlouhou estakádou přes údolí potoka Šatava.

Další fáze staveb zahrnuje VRT Krušnohorský tunel, VRT Střední Čechy a VRT Vysočina fáze I. Zahájení staveb je plánováno na rok 2028. VRT Krušnohorský tunel je navržen v délce 26 km, z toho 11,7 km bude na českém území. DMK zde nebude narušen, trať povede pod povrchem. VRT Střední Čechy začíná východně od Prahy a končí ve Světlé nad Sázavou. Tento úsek kříží DMK na pěti místech. Po prostudování topografie těchto míst jsem zjistila, že na čtyřech z nich je vhodnější vybudovat most nebo estakádu, neboť trasa vede přes údolí potoků nebo řek. Jedno křížení VRT a DMK severně od obce Dobrnice je místo vhodné pro výstavbu ekoduktu. VRT zde překonává cca 960 m široký DMK, viz obr 41, je zde rovinnatý úsek krajiny porostlý lesem. VRT navrhuji vést v zářezu a nad tratí postavit ekodukt v šířce cca 50 - 80 m.



Obrázek č. 41 Část VRT Střední Čechy, severně od obce Dobrnice
Zdroj: vlastní práce

Podkladová data: Google Maps

VRT Vysočina fáze I začíná u obce Velká Bíteš a končí v Brně, její trasa kříží tři DMK. Jihovýchodně od obce Velká Bíteš je první křížení v délce cca 7 km, viz obr. č. 42, zde VRT vede cca 350 m od dálnice D1, na které je vybudován ekodukt Domašov, který je široký cca 30 m. Na VRT je proto potřeba také postavit ekodukt, který by navazoval na stávající ekodukt na dálnici D1.



Obrázek č. 42 Část VRT Vysočina fáze I, jihovýchodně od obce Velká Bíteš
Zdroj: vlastní práce

Podkladová data: Google Maps

Další křížení je na severovýchod od obce Říčany, viz obr. č. 43, VRT zde vede cca 200 m od dálnice D1, kde je vybudován ekodukt Říčany o šířce cca 50 m. Zde je důležité postavit ekodukt na VRT, tak aby navazoval na ekodukt nad dálnicí.



Obrázek č. 43 Část VRT Vysočina fáze I, severovýchodně od obce Říčany
Zdroj: vlastní práce

Podkladová data: Google Maps

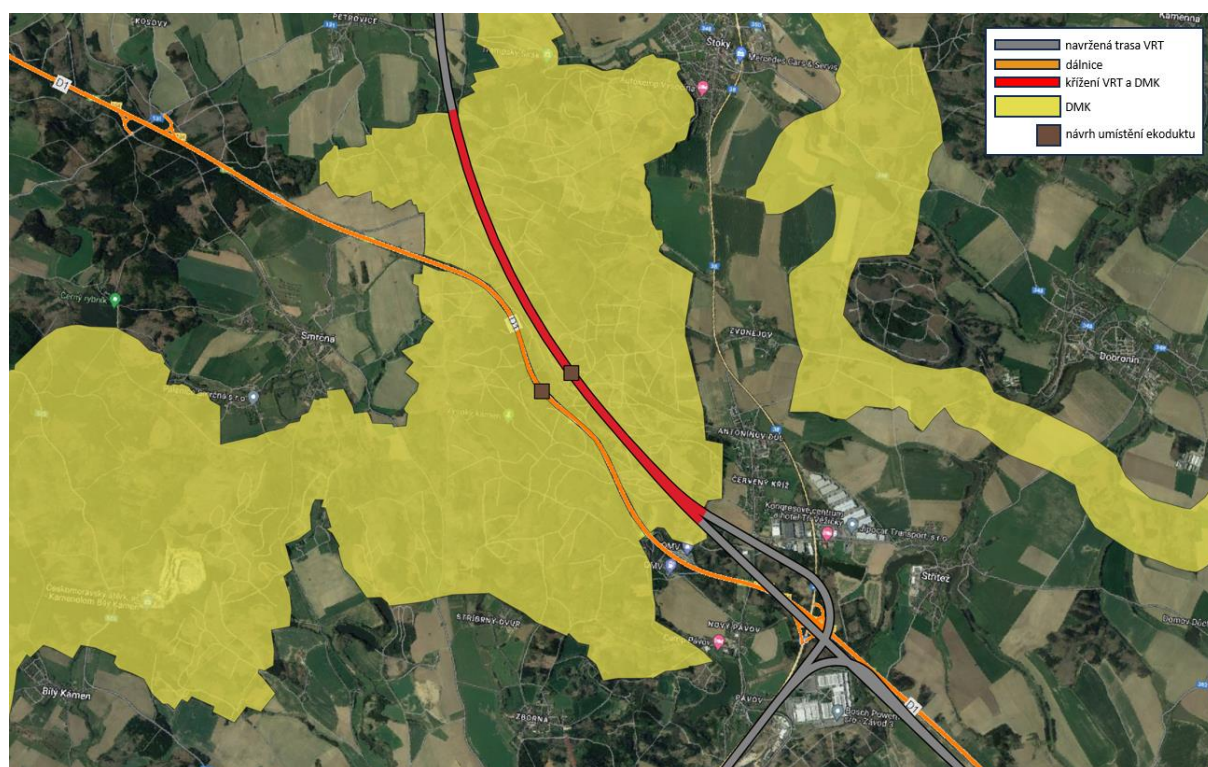
Další křížení je západně od obce Popůvky, VRT kříží DMK v délce cca 1,6 km. Tento DMK vede lesnatou oblastí a ve vzdálenosti cca 400 m je trasa dálnice D1, viz obr. č. 44. Je potřeba zde vybudovat ekodukt nejen na VRT, ale také na D1, aby tento koridor zůstal přístupný pro živočichy. Zde navrhuji postavit dva ekodukty v šířce 50 - 80 m.



Obrázek č. 44 Část VRT Vysočina fáze I, západně od obce Popůvky
Zdroj: vlastní práce

Podkladová data: Google Maps

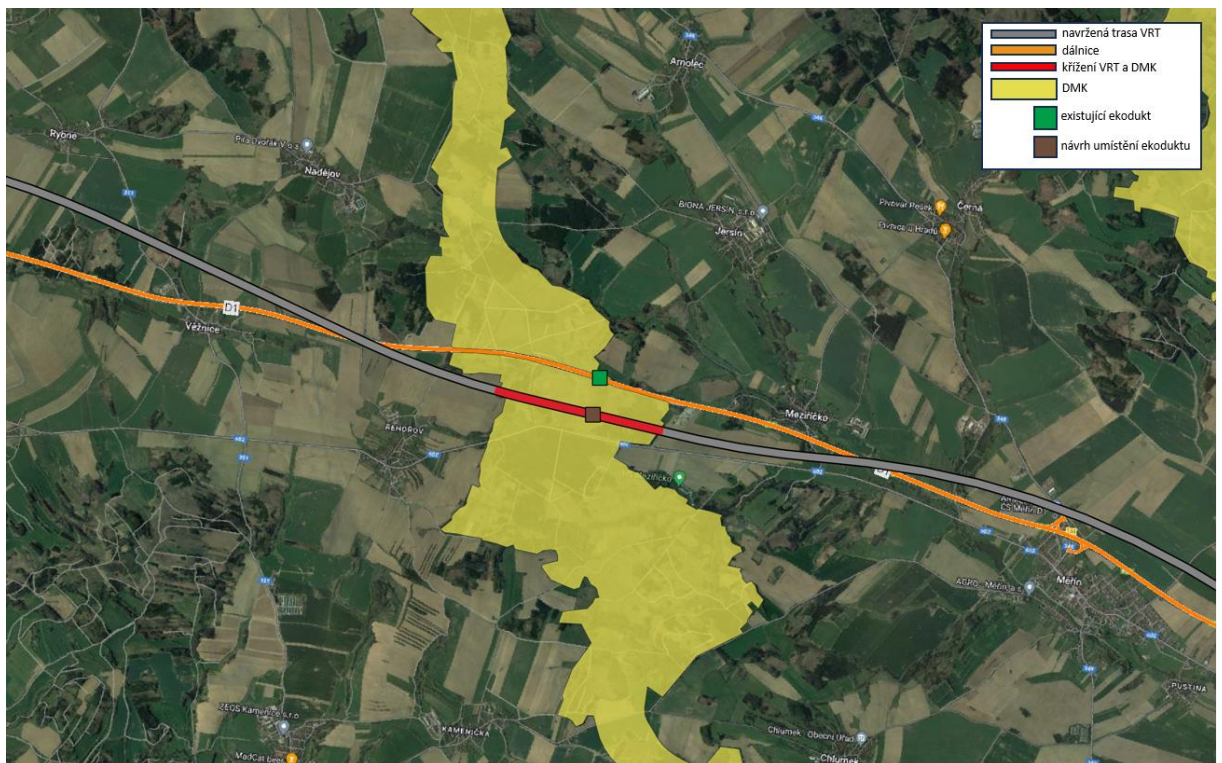
V roce 2029 se plánuje zahájení výstavby VRT Praha a VRT Vysočina fáze II. VRT Praha nekříží žádný DMK. VRT Vysočina fáze II začíná ve Světlé nad Sázavou a končí ve Velké Bíteši. Tato část VRT kříží DMK na šesti místech. Studium topografie daného území jsem zjistila, že čtyři křížení jsou vhodné spíše pro mosty a estakády nad údolím řeky Sázavy a místních toků. Zbývající dvě křížení jsou vhodná pro stavbu ekoduktů. Jedná se o úsek DMK na sever od Jihlavy, je to poměrně široký koridor a VRT jím prochází v délce cca 5 km, viz obr. č. 45. Tato oblast je lesnatá a mírně hornatá. Trať je vhodné vést v zářezu a ekodukt nad VRT vybudovat v šířce 50 - 80 m, zároveň je nutné vybudovat i ekodukt nad dálnicí D1, která vede paralelně s VRT ve vzdálenosti cca 300 m, tak aby navazoval na tento ekodukt.



Obrázek č. 45 Část VRT Vysočina fáze II, severně od Jihlavy
Zdroj: vlastní práce

Podkladová data: Google Maps

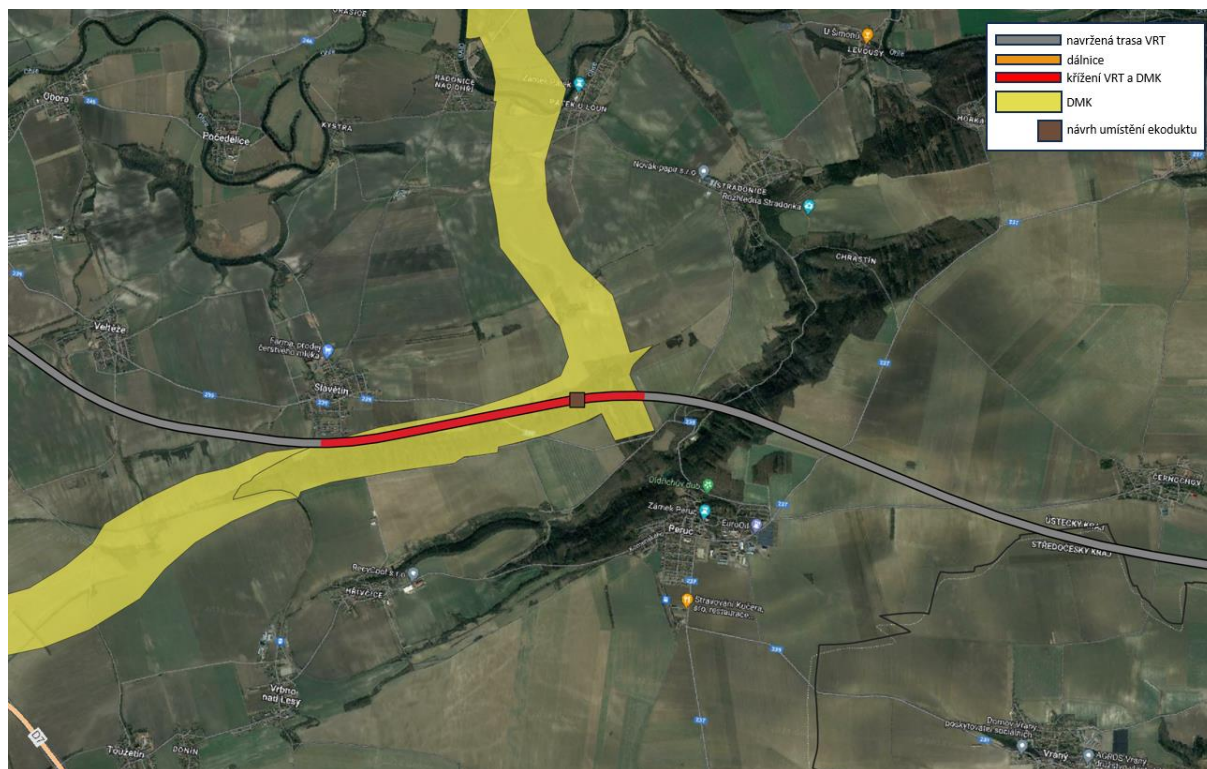
Další křížení na této trase je západně od obce Meziříčko, zde VRT vede cca 400 m od dálnice D1, viz obr. č. 46. Na dálnici je v tomto místě ekodukt Meziříčko široký cca 30 m, vhodné je postavit navazující ekodukt i na VRT.



Obrázek č. 46 Část VRT Vysočina fáze II, západně od obce Meziříčko
Zdroj: vlastní práce

Podkladová data: Google Maps

Ve výhledu od roku 2030 a později jsou plánovány VRT Středohorský tunel a VRT Poohří. VRT Středohorský tunel bude mít 18 km a DMK nebude narušen, trať povede pod povrchem. VRT Poohří směrem na město Most má jedno křížení VRT a DMK, viz obr. č. 47. DMK je zde úzký cca 500 až 600 m a VRT Poohří vede tímto koridorem v délce cca 3 km. Navrhují vést trať v zářezu a postavit v místě křížení ekodukt o šířce 50 - 80 m.



Obrázek č. 47 Část VRT Poohří, severně od obce Peruc
Zdroj: vlastní práce

Podkladová data: Google Maps

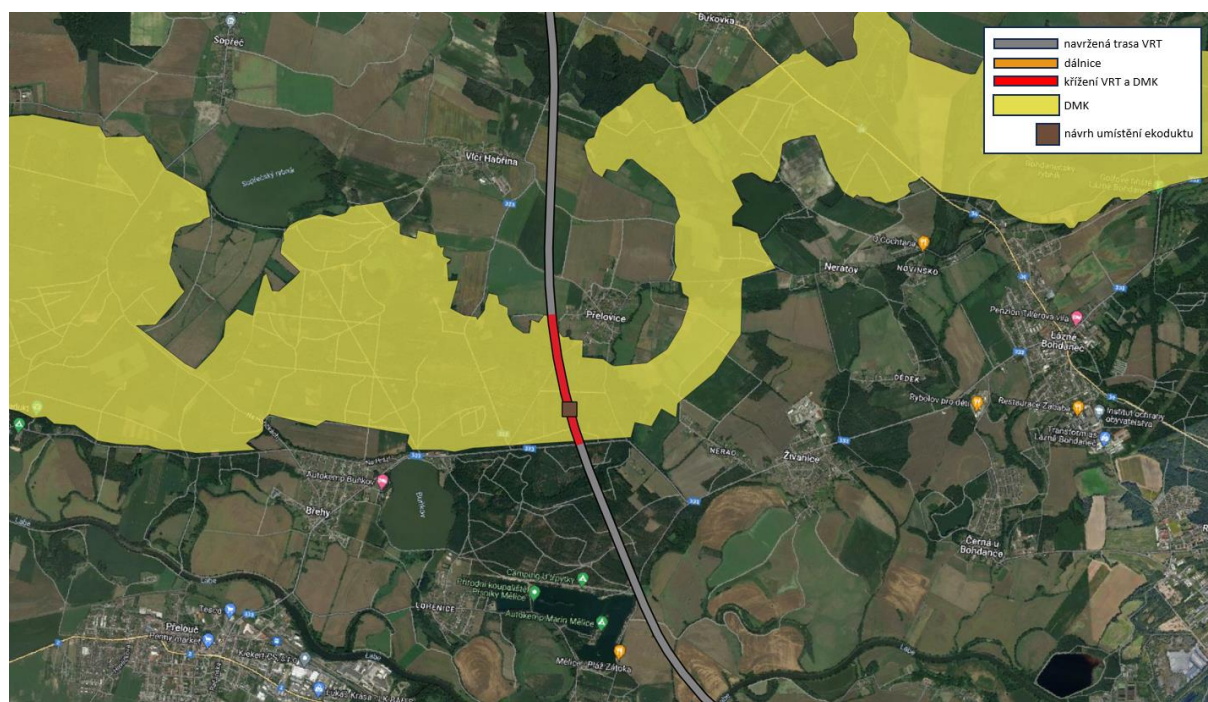
V dalším výhledu od roku 2040 a později jsou plánovány VRT Východní Čechy, VRT Podkrkonoší a VRT Haná. VRT Východní Čechy navazuje na VRT Polabí a pokračuje do Hradce Králové s odbočkou do Pardubic. Na úseku jsou čtyři křížení tratí s DMK. Dvě křížení jsou vhodná pro stavbu ekoduktů a další dvě pro most nebo estakádu. Jižně od obce Žehuň navrhuji vést trasu v zářezu a DMK vést ekoduktem nad VRT v šířce 50 m podobně jako 1 km vzdálený ekodukt přes dálnice D11, viz obr. č. 48 ve stejné šířce 50 m, kam tento DMK směřuje.



Obrázek č. 48 Část VRT Východní Čechy, jižně od obce Žehuň
Zdroj: vlastní práce

Podkladová data: Google Maps

Druhým místem je křížení na odbočující trase do Pardubic, viz obr. č. 49. Úsek, který kříží DMK, je cca 1,3 km široký, ekodukt by zde byl vhodným řešením, jedná se o rovinatou, lesnatou oblast, navrhuji vést trať v zářezu a postavit ekodukt nad tratí v šířce 50 - 80 m.



Obrázek č. 49 Část VRT Východní Čechy, jižně od obce Přebovice
Zdroj: vlastní práce

Podkladová data: Google Maps

VRT Podkrkonoší navazuje na VRT Východní Čechy od Hradce Králové a pokračuje do polské Vratislavi. Na této trati je cca 14kilometrový úsek od obce Komárov po obec Bohuslavice, který několikrát křížuje DMK, dále ještě dvě křížení VRT a DMK v délce 3 km a 1 km. Vzhledem k tomu, že trasa vede náročným horským terénem, tak si tyto úseky ještě vyžádají detailnější studie, pravděpodobně bude nutné vést trať tunely. Poslední plánovaný úsek je VRT Haná, který vede z Brna do Přerova a kříží jeden DMK jihozápadně od Vyškova. Podle map AOPK je toto místo značené jako kritické. Hlubočanský potok podchází dálnici D1 a VRT vzdálená cca 900 m by měla být vedena mostem také, aby byl tento DMK udržen.

6 Diskuze

Hlavním výsledkem této práce je identifikace konfliktních míst na průsečících plánovaných vysokorychlostních železničních tratí v České republice a dálkových migračních koridorů. Tento výsledek jsem získala porovnáním a složením map těchto tratí s mapami dálkových migračních koridorů. Takových míst jsem identifikovala 35. V některých místech jsou již migrační objekty navrženy, v ostatních případech jsem navrhla migrační objekty nové. Typologicky lze na těchto úsecích nalézt čtyři druhy křížení. Z hlediska zachování spojitosti migračního koridoru je nejjednodušší případ, kdy vysokorychlostní trať prochází v daném úseku tunelem, tedy migrační koridor je prakticky nedotčen. Lze uvažovat pouze o rušení zvěře hlukem nebo vibracemi. Vedení VRT tunelem je velmi šetrné k životnímu prostředí. Například zcela nová trať určená pro italské vysokorychlostní vlaky Freccia, která vede mezi Boloňou a Florencií, je v délce 73 z celkových 79 km vedena v galeriích a tunely, čímž se stává nejen světovou raritou, ale rovněž u ní lze díky tomu předpokládat minimální vliv na migraci zvířat (Srb 2021). Tam, kde VRT vede po mostu nebo estakádě a migrační koridor prochází územím pod těmito prvky, je řešením úprava prostoru pod mostem či estakádou tak, aby vyhovovala migračním požadavkům cílových živočišných druhů, které budou migrační koridor využívat. Pokud VRT vede v zářezu a protíná migrační koridor, navrhla jsem jako řešení ekodukt šíře 50 - 80 m, s maximálním odstíněním proti světelnému a hlukovému rušení. Nejsložitější situace nastává, když VRT vede ve vzdálenosti cca 200 - 400 m od již existující trasy dálnice, a přes dálnici je již vystavěn ekodukt. Zde jsem navrhla výstavbu dalšího ekoduktu přes VRT tak, aby navazoval na ekodukt přes dálnici. Takto vzniklá soustava dvou přechodových prvků za sebou je zatím v ČR neprověřeným řešením. Je zřejmé, že zejména část koridoru v prostoru mezi ekodukty je vystavena silným rušivým vlivům jak z dálnice, tak z VRT. Zde bude nutné velmi důkladné odstínění a ochrana proti rušení hlukem, světlem a vibracemi, aby zvířata tento úsek koridoru mohla překonat. Jak uvádí Zhang et al. (2017), je aerodynamický hluk způsobený sběračem (pantografem) při rychlostech vyšších než 250 km/h silnější než hluk způsobený pohybem kol po kolejích. Tedy je nutno počítat s tím, že protihluková stěna podél trati bude neúčinná. Nicméně pro funkční použitelnost migračního koridoru je příznivá skutečnost, že frekvence jízdy vlaků nebude příliš častá.

Trendem při výstavbě rychlostních tratí a VRT v Evropě je rekonstrukce již existujících tratí. Tam, kde to není možné, se preferuje souběh dálnic a VRT. Jedním z dobrých příkladů je plánovaný úsek od Mankovic do Butovic na trase VRT Moravská Brána II, která ukazuje paralelní vedení tratě a dálnice D1. Podobně je například řešena nová VRT Mnichov-Berlín, která ve významné délce vede souběžně s dálnicí A9 (Srb 2021). Tímto řešením nedochází k další fragmentaci krajiny, protože silnice a železnice vedou těsně vedle sebe a ušetří se i náklady na výstavbu nápravných opatření.

Ve svém návrhu umístění ekoduktů jsem vycházela z topografického profilu krajiny v místě křížení. Neměla jsem k dispozici údaje o využití migračního koridoru živočichy a o jeho funkční kvalitě. Pro návrh umístění přechodových prvků a zejména ekoduktů je nutné provést detailní analýzu migračních vzorců, způsobu využití jednotlivými živočišnými druhy a jejich

počty v konkrétním ročním období a v průběhu dne a noci. Na druhou stranu byla vypracována celá řada studií s cílem zjistit nákladovou efektivitu a přínos pro zachování ekosystémů v okolí realizovaných přechodových prvků a bylo prokázáno, že výsledky účinnosti těchto přechodových prvků bývají nejednoznačné. Studie nezkoumaly změny v životaschopnosti populace, ve většině případů neexistovala výchozí situace a hodnoty pro srovnávání. Využití přechodových struktur bylo obecně monitorováno po krátkou dobu cca 6 týdnů, jen v určitém ročním období a bylo zaměřeno jen na úzkou cílovou skupinu živočichů (Sijtsma 2020). Přínosnější by byl moderní přístup s matematickým modelováním a analýzou velkých dat, spolu s dostupností údajů o četnosti výskytu jednotlivých druhů živočichů v konkrétní oblasti. Sdílení a využití výsledků z evropských regionů s podobnými parametry by mělo dát dobrou odpověď na otázku umístění, typu a nákladové náročnosti ekoduktu či jiného přechodového prvku. Jako příklad by mohl sloužit holandský program Meerjarenprogramma Ontsnippering defragmentace krajiny se silniční sítí, který se realizoval v letech 2005 až 2018. Celkové náklady na výstavbu přechodových prvků zahrnutých do programu činily 283 mil. EUR (Sijtsma 2020). Sijtsma (2020) dále uvádí, že ekodukty představují sice nejuniverzálnější, zato však nejnákladnější řešení. Přemostění či nadchody, které převádějí i jinou infrastrukturu, jsou z pohledu nákladů výhodnější, pro migraci některých druhů živočichů však mohou být daleko méně využitelné. To samé platí i pro tunely pro živočichy, které jsou z pohledu nákladů na výstavbu velmi efektivní, avšak pro pohyb velkých savců jen málo použitelné. Průměrná cena ekoduktu ve výše uvedeném holandském programu byla 5.791.000 EUR, náklady na výstavbu tunelu pro vysokou zvěř byly 794.000 EUR a 201.000 EUR na viadukt se sdíleným využitím, 158.000 EUR na podchod pro malé a střední živočichy. Také v USA bylo prezidentem Bidenem přiděleno prvních 350 mil. USD z rozpočtu na rozvoj infrastruktury na výstavbu přechodových prvků v chráněných oblastech USA. V Kalifornii již byla zahájena výstavba současného největšího ekoduktu světa, který pomůže zejména pumám překonat rozsáhlé křížení dálničních komunikací a snížit tak v současnosti velmi vysokou nehodovost způsobenou těmito zvířaty (Landl 2021).

Ekodukty navržené v této práci jsou určeny výhradně pro pohyb živočichů, snažila jsem se vyvarovat nedostatků dříve postavených ekoduktů, které převádějí i další infrastrukturu, což je pro pohyb živočichů zásadně nevyhovující. Takovým špatným příkladem je ekodukt Hrabůvka na dálnici D1, který převádí silnici III. třídy, vodoteč a plynovod (Ekolist 2011), nebo ekodukty umístěné mimo koridory migrace živočichů, jako nevhodný příklad můžou sloužit ekodukty na Pražském okruhu (Ekolist 2011).

Je důležité, aby projekt výstavby ekoduktů byl součástí vlastního projektu VRT a nestavěl se jako dodatečné nápravné opatření. To vychází i z odhadovaných nákladů, které jsou v případě dodatečných staveb nepoměrně vyšší. Cena ekoduktů vychází z délky, šířky, typu konstrukce a geomorfologických podmínek v místě stavby. Podle výroční zprávy ŘSD ČR (2022) byl náklad na ekodukt Rozkoš na silnici I/13 cca 42 mil. Kč a podle rozpočtu Státní fondu dopravní infrastruktury na rok 2024 bude ekodukt Mosty u Jablunkova stát 184 mil. Kč (Vláda ČR 2024). Z toho lze odvodit, že v tomto rozmezí se bude pohybovat i cena ekoduktů realizovaných v nejbližších letech. Pokud se bude vycházet z ceny jednoho ekoduktu zhruba

mezi 70 a 150 miliony Kč, bude se cena všech 12 ekoduktů navržených mnou i SŽ, pohybovat mezi 840 až 1.800 mil. Kč. Podle propočtů dostupných ke konci roku 2022 bude projekt VRT v období roku 2025 až 2050 stát celkově 800 miliard korun (Bošnakov 2023). Z toho vyplývá, že finanční náklady na stavby ekoduktů budou proti celkové ceně projektu VRT velmi malé, jejich přínos pro zachování konektivity krajiny však bude zásadní.

7 Závěr

Předkládaná práce v souladu se svým cílem zkoumá na rešeršní bázi vliv liniových dopravních staveb na fragmentaci krajiny v České republice. Zvláštní důraz byl přitom kladen na vysokorychlostní železniční tratě.

Ukázala jsem, jakým způsobem antropogenní fragmentace, která je důsledkem výstavby a provozování liniových dopravních staveb, narušuje život původních živočišných společenstev, omezuje jejich pohyb, je ohrožením biodiverzity, a naopak přispívá k rozšiřování nepůvodních invazních rostlinných a živočišných druhů. V práci byl také zdokumentován vývoj liniové fragmentace v České republice v posledních letech.

Porovnáním a složením plánovaných vysokorychlostních tratí s mapami dálkových migračních koridorů velkých savců se podařilo nalézt místa, ve kterých dochází k jejich protnutí. Takových míst jsem identifikovala 35 a ve 26 případech jsem navrhla umístění a typ migračních objektů.

Na základě výsledků práce lze konstatovat, že ochrana a obnova přírodních migračních koridorů v místech průsečíků s dopravními tratěmi je důležitým aspektem ochrany a obnovy životního prostředí. Vzhledem k legislativní, ekonomické a kulturní vyspělosti evropské a české společnosti lze oprávněně očekávat, že veškeré zásahy do přírodního prostředí, a zejména ty, které jsou spojeny s výstavbou liniových dopravních staveb, budou na zachování původních ekosystémů a konektivity přírodního prostředí klást odpovídající důraz.

8 Literatura

AGENTURA OCHRANY PŘÍRODY A KRAJINY ČR [AOPK]. *Geodata*. Online. Dostupné z: <https://data.nature.cz/ds/53>. [cit. 2024-03-24].

ALTERMATT, Florian. Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. Online. *Aquatic Ecology*. 2013, roč. 47, č. 3, s. 365-377. ISSN 1386-2588. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10452-013-9450-3>. [cit. 2024-02-23].

ANDĚL, Petr. *Hodnocení fragmentace krajiny dopravou: metodická příručka*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2005. ISBN 80-86064-92-1.

ANDĚL, Petr; HLAVÁČ, Václav a LENNER, Roman. *Migrační objekty pro zajištění průchodnosti dálnic a silnic pro volně žijící živočichy: technické podmínky: schváleno MD-OPK čj. 413/06-120-RS/2 ze dne 27.7.06 s účinností od 1. srpna 2006, ev.č. TP 180*. [Praha]: Ministerstvo dopravy, odbor pozemních komunikací, 2006. ISBN 80-903787-0-6.

ANDĚL, Petr; MINÁRIKOVÁ, Tereza a ANDREAS, Michal (ed.). *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce*. Liberec: Evernia, 2010. ISBN 978-80-903787-5-9.

ANDĚL, Petr; PETRŽÍLKA, Leoš a GORČICOVÁ, Ivana. *Indikátory fragmentace krajiny: metodická příručka = Indicators of landscape fragmentation: systematic guide*. Liberec: Evernia, 2010. ISBN 978-80-903787-7-3.

ANDĚL, Petr. *Průchodnost silnic a dálnic pro volně žijící živočichy: metodická příručka*. Liberec: Evernia, 2011. ISBN 978-80-903787-4-2.

ANDĚRA, Miloš a GAISLER, Jiří. *Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana*. Vydání 2., upravené. Praha: Academia, 2019. ISBN isbn9788020029942.

ANDĚRA, Miloš. *Naši netopýři*. Průhonice: Správa jeskyní České republiky, 2014. ISBN 978-80-87309-22-3.

ANIMEX INTERNATIONAL. *Animex bridge*. Online. 2023. Dostupné z: <https://animexbridge.com/>. [cit. 2023-12-09].

Atlas fragmentace a konektivity terestrických ekosystémů v České republice. V Praze: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2017. ISBN 978-80-88076-50-6.

BAGUETTE, Michel; BLANCHET, Simon; LEGRAND, Delphine; STEVENS, Virginie M. a TURLURE, Camille. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. Online. *Biological Reviews*. 2013, roč. 88, č. 2, s. 310-326. ISSN 1464-7931. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/brv.12000>. [cit. 2024-02-16].

- BARRUETO, Mirjam; FORD, Adam T. a CLEVENGER, Anthony P. Anthropogenic effects on activity patterns of wildlife at crossing structures. Online. *Ecosphere*. 2014, roč. 5, č. 3, s. 1-19. ISSN 2150-8925. Dostupné z: <https://doi.org/10.1890/ES13-00382.1>. [cit. 2024-03-02].
- BEBEN, Damian. CROSSINGS FOR ANIMALS – AN EFFECTIVE METHOD OF WILD FAUNA CONSERVATION, Online. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. 2012, roč. 20, č. 1, s. 86-96. ISSN 1648-6897. Dostupné z: <https://doi.org/10.3846/16486897.2012.662753>. [cit. 2024-02-26].
- BENNETT, Andrew F. a SAUNDERS, Denis A. Habitat fragmentation and landscape change. Online. In: SODHI, Navjot S. a EHRLICH, Paul R. (ed.). *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, 2010, s. 88-106. ISBN 9780199554232. Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199554232.003.0006>. [cit. 2024-02-29].
- BENNETT, Victoria J. Effects of Road Density and Pattern on the Conservation of Species and Biodiversity. Online. *Current Landscape Ecology Reports*. 2017, roč. 2, č. 1, s. 1-11. ISSN 2364-494X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s40823-017-0020-6>. [cit. 2024-03-01].
- BENTLEY, Jocelyn M.; CATTERALL, Carla P. a SMITH, Geoffrey C. Effects of Fragmentation of Araucarian Vine Forest on Small Mammal Communities. Online. *Conservation Biology*. 2000, roč. 14, č. 4, s. 1075-1087. ISSN 0888-8892. Dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98531.x>. [cit. 2023-11-21].
- BERTHINUSSEN, Anna a ALTRINGHAM, John. The effect of a major road on bat activity and diversity. Online. *Journal of Applied Ecology*. 2012, roč. 49, č. 1, s. 82-89. ISSN 0021-8901. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02068.x>. [cit. 2024-02-17].
- BHATTACHARYA, Madhumita; PRIMACK, Richard B a GERWEIN, Joel. Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? Online. *Biological Conservation*. 2003, roč. 109, č. 1, s. 37-45. ISSN 00063207. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00130-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00130-1). [cit. 2024-02-17].
- BOŠNAKOV, Petr. *Doprava: Vysokorychlostní tratě v Česku: Jdi tam, nevím kam, ale přines 800 miliard korun*. Online. 2023, 5.1.2023. Dostupné z: <https://ekonomickydenik.cz/vysokorychlostni-trate-jdi-tam-nevim-kam-ale-prines-800-miliard-korun/>. [cit. 2024-04-19].
- BROCK, Rachel E. a KELT, Douglas A. Influence of roads on the endangered Stephens' kangaroo rat (*Dipodomys stephensi*): are dirt and gravel roads different? Online. *Biological Conservation*. 2004, roč. 118, č. 5, s. 633-640. ISSN 00063207. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.012>. [cit. 2024-02-17].
- BRUSCHI, Daniele; ASTIASO Garcia, Davide; GUGLIERMETTI, Franco a CUMO, Fabrizio. Characterizing the fragmentation level of Italian's National Parks due to transportation infrastructures. Online. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*. 2015, roč. 36, s. 18-28. ISSN 13619209. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.trd.2015.02.006>. [cit. 2023-11-29].

BOUSKA, Wesley W.; KEANE, Timothy a PAUKERT, Craig P. The Effects of Road Crossings on Prairie Stream Habitat and Function. Online. *Journal of Freshwater Ecology*. 2010, roč. 25, č. 4, s. 499-506. ISSN 0270-5060. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/02705060.2010.9664398>. [cit. 2024-02-23].

CARR, Laurie W. a FAHRIG, Lenore. Effect of Road Traffic on Two Amphibian Species of Differing Vagility. Online. *Conservation Biology*. 2001, roč. 15, č. 4, s. 1071-1078. ISSN 0888-8892. Dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.0150041071.x>. [cit. 2024-02-24].

CARVALHO, Filipe; SANTOS, Sara M.; MIRA, António a LOURENÇO, Rui. Methods to Monitor and Mitigate Wildlife Mortality in Railways. Online. In: BORDA-DE-ÁGUA, Luís; BARRIENTOS, Rafael; BEJA, Pedro a PEREIRA, Henrique Miguel (ed.). *Railway Ecology*. Cham: Springer International Publishing, 2017, s. 23-42. ISBN 978-3-319-57495-0. Dostupné z: https://doi.org/10.1007/978-3-319-57496-7_3. [cit. 2024-02-17].

CENIA (2021). *Zpráva o životním prostředí České republiky 2020*. Česká informační agentura životního prostředí. Online. Dostupné z: <https://www.cenia.cz/publikace/zpravy-o-zp/>

CENIA (2022). *Zpráva o životním prostředí České republiky 2021*. Česká informační agentura životního prostředí. Online. Dostupné z: <https://www.cenia.cz/publikace/zpravy-o-zp/>

CLEVENGER, Anthony P.; CHRUSZCZ, Bryan a GUNSON, Kari. Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. Online. *Journal of Applied Ecology*. 2001, roč. 38, č. 6, s. 1340-1349. ISSN 0021-8901. Dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.0021-8901.2001.00678.x>. [cit. 2024-03-01].

CLEVENGER, Anthony P. a WALTHO, Nigel. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. Online. *Biological Conservation*. 2005, roč. 121, č. 3, s. 453-464. ISSN 00063207. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.04.025>. [cit. 2024-03-02].

COFFIN, Alisa W. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. Online. *Journal of Transport Geography*. 2007, roč. 15, č. 5, s. 396-406. ISSN 09666923. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006>. [cit. 2024-02-17].

COLINO-RABANAL, Víctor J. a LIZANA, Miguel. Herpetofauna and roads: a review. Online. *Basic and Applied Herpetology*. 2012. ISSN 22551476. Dostupné z: <https://doi.org/10.11160/bah.12008>. [cit. 2024-02-24].

DAVENPORT, John a DAVENPORT, Julia L. (ed.). *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*. Online. Environmental Pollution. Dordrecht: Springer Netherlands, 2006. ISBN 978-1-4020-4503-5. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/1-4020-4504-2>. [cit. 2024-02-17].

DITMER, Mark A.; STONER, David C. a CARTER, Neil H. Estimating the loss and fragmentation of dark environments in mammal ranges from light pollution. Online. *Biological Conservation*. 2021, roč. 257. ISSN 00063207. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109135>. [cit. 2024-02-18].

DODD Jr., Keneth C.; BARICHIVICH, William J. a SMITH, Lora L. Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. Online. *Biological Conservation*. 2004, roč. 118, č. 5, s. 619-631. ISSN 00063207. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.011>. [cit. 2024-02-26].

DUNGEL, Jan a GAISLER, Jiří. *Atlas savců České a Slovenské republiky*. Praha: Academia, 2002. ISBN 80-200-1026-2.

EKOLIST.CZ. Online. KUTAL, Miroslav. 2011, 15.12.2011. Dostupné z: <https://ekolist.cz/cz/publicistika/nazory-akomentare/miroslav-kutal-ceske-ekodukty-jsou-spatny-vtip-za-verejne-penize>. [cit. 2024-04-12].

ENVIRONMENT&MY/EEA, 2019. Online. last modified 29 Aug 2023 [cit. 2023-11-21]. Dostupné z: <https://www.eea.europa.eu/signals-archived/signals-2019-content-list/articles/land-and-soil-in-europe>

ERRITZOE, Johannes; MAZGAJSKI, Tomasz D. a REJT, Łukasz. Bird Casualties on European Roads — A Review. Online. *Acta Ornithologica*. 2003, roč. 38, č. 2, s. 77-93. ISSN 0001-6454. Dostupné z: <https://doi.org/10.3161/068.038.0204>. [cit. 2024-02-25].

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY [EEA], 29 Jun 2022n. I. *Landscape fragmentation pressure in Europe* [online]. [cit. 2023-11-21]. Dostupné z: <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/landscape-fragmentation-pressure-in-europe>

EUROPEAN UNION ROAD FEDERATION [ERF]. *Road network 2020* [online]. [cit. 2024-02-16]. Dostupné z: <https://erf.be/statistics/road-network-2020/>

FABRIZIO, Mauro; DI FEBBRARO, Mirko a LOY, Anna. Where will it cross next? Optimal management of road collision risk for otters in Italy. Online. *Journal of Environmental Management*. 2019, roč. 251. ISSN 03014797. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109609>. [cit. 2024-03-01].

FAHRIG, Lenore. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. Online. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 2003, roč. 34, č. 1, s. 487-515. ISSN 1543-592X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>. [cit. 2023-11-27].

FARMER, Andrew M. The effects of dust on vegetation—a review. Online. *Environmental Pollution*. 1993, roč. 79, č. 1, s. 63-75. ISSN 02697491. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(93\)90179-R](https://doi.org/10.1016/0269-7491(93)90179-R). [cit. 2024-02-18].

FAUSCH, KURT D.; RIEMAN, BRUCE E.; DUNHAM, JASON B.; YOUNG, MICHAEL K. a PETERSON, DOUGLAS P. Invasion versus Isolation: Trade-Offs in Managing Native Salmonids with Barriers to Upstream Movement. Online. *Conservation Biology*. 2009, roč. 23, č. 4, s. 859-870. ISSN 0888-8892. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01159.x>. [cit. 2024-02-23].

FEKETE, R.; HASZONITS, Gy.; SCHMIDT, D.; BAK, H.; VINCZE, O. et al. Rapid continental spread of a salt-tolerant plant along the European road network. Online. *Biological Invasions*. 2021, roč. 23, č. 8, s. 2661-2674. ISSN 1387-3547. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02531-6>. [cit. 2024-02-16].

FORMAN, Richard T. T. a DEBLINGER, Robert D. The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban Highway. Online. *Conservation Biology*. 2000, roč. 14, č. 1, s. 36-46. ISSN 0888-8892. Dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99088.x>. [cit. 2024-02-17].

GIDO, Keith B.; WHITNEY, James E.; PERKIN, Joshuah S. a TURNER, Thomas F. Fragmentation, connectivity and fish species persistence in freshwater ecosystems. Online. In: CLOSS, Gerard P.; KRKOSEK, Martin a OLDEN, Julian D. (ed.). *Conservation of Freshwater Fishes*. Cambridge University Press, 2015, s. 292-323. ISBN 9781107040113. Dostupné z: <https://doi.org/10.1017/CBO9781139627085.011>. [cit. 2024-02-23].

GILBERT-NORTON, Lynne; WILSON, Ryan; STEVENS, John R. a BEARD, Karen H. A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. Online. *Conservation Biology*. 2010, roč. 24, č. 3, s. 660-668. ISSN 0888-8892. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x>. [cit. 2023-11-27].

GIRVETZ, Evan H.; THORNE, James H.; BERRY, Alison M. a JAEGER, Jochen A.G. Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. Online. *Landscape and Urban Planning*. 2008, roč. 86, č. 3-4, s. 205-218. ISSN 01692046. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.02.007>. [cit. 2023-11-29].

GRILO, Clara; KOROLEVA, Elena; ANDRÁŠIK, Richard; BÍL, Michal a GONZÁLEZ-SUÁREZ, Manuela. Roadkill risk and population vulnerability in European birds and mammals. Online. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2020, roč. 18, č. 6, s. 323-328. ISSN 1540-9295. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/fee.2216>. [cit. 2024-02-16].

HADDAD, Nick M.; BRUDVIG, Lars A.; CLOBERT, Jean; DAVIES, Kendi F.; GONZALEZ, Andrew et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. Online. *Science Advances*. 2015, roč. 1, č. 2. ISSN 2375-2548. Dostupné z: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>. [cit. 2023-11-27].

HAMER, A. J.; VAN DER REE, R.; MAHONY, M. J. a LANGTON, T. Usage rates of an under-road tunnel by three Australian frog species: implications for road mitigation. Online. *Animal Conservation*. 2014, roč. 17, č. 4, s. 379-387. ISSN 13679430. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/acv.12105>. [cit. 2024-02-24].

HARRIS, G; THIRGOOD, S; HOPCRAFT, JGC; CROMSIGHT, JPM a BERGER, J. Global decline in aggregated migrations of large terrestrial mammals. Online. *Endangered Species Research*. 2009, roč. 7, s. 55-76. ISSN 1863-5407. Dostupné z: <https://doi.org/10.3354/esr00173>. [cit. 2024-02-29].

HELMS, Tove a BUCHWALD, Erik. The effect of road kills on amphibian populations. Online. *Biological Conservation*. 2001, roč. 99, č. 3, s. 331-340. ISSN 00063207. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00215-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00215-9). [cit. 2024-02-24].

HEWISON, A JM; VINCENT, J P; JOACHIM, J; ANGIHAULT, J M; CARGNELUTTI, B et al. The effects of woodland fragmentation and human activity on roe deer distribution in agricultural landscapes. Online. *Canadian Journal of Zoology*. 2001, roč. 79, č. 4, s. 679-689. ISSN 0008-4301. Dostupné z: <https://doi.org/10.1139/z01-032>. [cit. 2024-03-01].

HILL, I.D.C.; ROSSI, C.A.; PETROVAN, S.O.; HARTUP, M.; CLARK, F. et al. Mitigating the effects of a road on amphibian migrations: a Scottish case study of road tunnels. Online. *The Glasgow Naturalist*. 2018, roč. 27, č. Supplement, s. 25-36. Dostupné z: <https://doi.org/10.37208/tgn27s06>. [cit. 2024-02-24].

HILTY, Jodi A.; KEELEY, Annika T.H.; LIDICKER JR., William Z. a MERENLENDER, Adina M. *Corridor Ecology: Linking Landscapes for Biodiversity Conservation and Climate Adaptation*. Online. Second edition. Islandpress, © 2019. Dostupné z: <https://dokumen.pub/qdownload/corridor-ecology-linking-landscapes-for-biodiversity-conservation-and-climate-adaptation-2nbsped-1610919513-9781610919517.html>. [cit. 2023-12-02].

HLAVÁČ, Václav; ANDĚL, Petr; PEŠOUT, Pavel; LIBOSVÁR, Tomáš; ŠIKULA, Tomáš et al. *Doprava a ochrana fauny v České republice: metodika AOPK ČR*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2020. ISBN 978-80-7620-070-8.

HLAVÁČ, Václav; POLEDNÍK, Lukáš; POLEDNÍKOVÁ, Kateřina; ŠÍMA, Jan a MATOUŠOVÁ, Jitka. *Vydra a doprava: příručka k omezení negativního vlivu dopravy na vydru říční: metodika*. Druhé doplněné vydání. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2017. ISBN 978-80-88076-44-5.

HNUTÍ DUHA. *Počet vlčích teritorií se v Česku rozrostl o dvě, potvrdil každoroční monitoring*. Online. 2022, 11.2.2022. Dostupné z: <https://hnutiduha.cz/aktualne/pocet-vcich-teritorii-se-v-cesku-rozrostl-o-dve-potvrdil-kazdorocni-monitoring>. [cit. 2023-12-10].

CHETKIEWICZ, Cheryl-Lesley B.; ST. CLAIR, Colleen Cassady a BOYCE, Mark S. Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. Online. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 2006, roč. 37, č. 1, s. 317-342. ISSN 1543-592X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110050>. [cit. 2023-12-21].

CHOBOT, Karel a NĚMEC, Michal (ed.). Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Obratlovci. *Příroda*. 2017, č. 34, s. 156 - 170. ISSN 1211-3603.

JACKSON, Nathan D. a FAHRIG, Lenore. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. Online. *Biological Conservation*. 2011, roč. 144, č. 12, s. 3143-3148. ISSN 00063207. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.010>. [cit. 2024-02-18].

JAEGER, Jochen A.G.; BERTILLER, René; SCHWICK, Christian; MÜLLER, Kalin; STEINMEIER, Charlotte et al. Implementing Landscape Fragmentation as an Indicator in the Swiss Monitoring System of Sustainable Development (Monet). Online. *Journal of Environmental Management*. 2008, roč. 88, č. 4, s. 737-751. ISSN 03014797. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.043>. [cit. 2024-03-22].

JAEGER, Jochen A.G. Online. *Landscape Ecology*. 2000, roč. 15, č. 2, s. 115-130. ISSN 09212973. Dostupné z: <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>. [cit. 2023-12-16].

JAEGER, Jochen A. G.; SCHWARZ-VON RAUMER, Hans-Georg; ESSWEIN, Heide; MÜLLER, Manfred a SCHMIDT-LÜTTMANN, Manfred. Time Series of Landscape Fragmentation Caused by Transportation Infrastructure and Urban Development: a Case Study from Baden-Württemberg, Germany. Online. *Ecology and Society*. 2007, roč. 12, č. 1. ISSN 1708-3087. Dostupné z: <https://doi.org/10.5751/ES-01983-120122>. [cit. 2023-11-29].

JAEGER, Jochen A. G.; SOUKUP, Tomas; SCHWICK, Christian; MADRIÑÁN, Luis F. a KIENAST, Felix. Chapter 20 Landscape Fragmentation in Europe. Online. In: FERANEC, Jan; SOUKUP, Tomas; FERANEC, Gerard a JAFFRAIN, Gabriel (ed.). *European Landscape Dynamics*. 6000 Broken Sound Parkway NW, Suite 300 Boca Raton, FL 33487-2742: CRC Press, 2016, s. 157-198. ISBN 978-1-4822-4466-3. Dostupné z: <https://doi.org/10.1201/9781315372860-21>. [cit. 2024-03-01].

JANSS, Guyonne F.E. Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. Online. *Biological Conservation*. 2000, roč. 95, č. 3, s. 353-359. ISSN 00063207. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00021-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00021-5). [cit. 2024-02-25].

JARVIS, Laurence E; HARTUP, Michael a PETROVAN, Silviu O. Road mitigation using tunnels and fences promotes site connectivity and population expansion for a protected amphibian. Online. *European Journal of Wildlife Research*. 2019, roč. 65, č. 2. ISSN 1612-4642. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1263-9>. [cit. 2024-02-24].

JĘDRZEJEWSKI, W.; JĘDRZEJEWSKA, B.; ZAWADZKA, B.; BOROWIK, T.; NOWAK, S. et al. Habitat suitability model for Polish wolves based on long-term national census. Online. *Animal Conservation*. 2008, roč. 11, č. 5, s. 377-390. ISSN 1367-9430. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00193.x>. [cit. 2023-12-10].

JĘDRZEJEWSKI, Włodzimierz; NOWAK, Sabina; KUREK, Rafał; MYŚLAJEK, Robert W.; STACHURA, Krystyna et al. *Zwierzęta a drogi: Metody organiczania negatywnego wpływu dróg na populacje dzikich zwierząt*. Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża, Polsko, 2006. ISBN 83-907521-7-4.

JENKINS, ANDREW R.; SMALLIE, JON J. a DIAMOND, MEGAN. Avian collisions with power lines: a global review of causes and mitigation with a South African perspective. Online. *Bird Conservation International*. 2010, roč. 20, č. 3, s. 263-278. ISSN 0959-2709. Dostupné z: <https://doi.org/10.1017/S0959270910000122>. [cit. 2024-02-25].

JONES, Julia A.; SWANSON, Frederick J.; WEMPLE, Beverley C. a SNYDER, Kai U. Effects of Roads on Hydrology, Geomorphology, and Disturbance Patches in Stream Networks. Online. *Conservation Biology*. 2000, roč. 14, č. 1, s. 76-85. ISSN 0888-8892. Dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99083.x>. [cit. 2024-02-16].

KELLER, Reuben P; GEIST, Juergen; JESCHKE, Jonathan M a KÜHN, Ingolf. Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. Online. *Environmental Sciences Europe*. 2011, roč. 23, č. 1. ISSN 2190-4715. Dostupné z: <https://doi.org/10.1186/2190-4715-23-23>. [cit. 2024-02-17].

KERTH, Gerald a MELBER, Markus. Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. Online. *Biological Conservation*. 2009, roč. 142, č. 2, s. 270-279. ISSN 00063207. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.022>. [cit. 2023-11-29].

KING, Carolyn M.; POWELL, Roger A.; KING, Carolyn M.; POWELL, Roger A. a POWELL, Consie. Hunting Behavior. Online. In: *The Natural History of Weasels and Stoats*. Oxford University Press, 2007, s. 113-136. ISBN 9780195322712. Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780195322712.003.0006>. [cit. 2024-03-01].

KLAR, Nina; Herrmann, Mathias a KRAMER-SCHADT, Stephanie. Effects and Mitigation of Road Impacts on Individual Movement Behavior of Wildcats. Online. *The Journal of Wildlife Management*. 2009, roč. 73, č. 5, s. 631-638. ISSN 0022-541X. Dostupné z: <https://doi.org/10.2193/2007-574>. [cit. 2023-11-30].

KOIVULA, Matti J. a VERMEULEN, Hendrik J. W. Highways and Forest Fragmentation – Effects on Carabid Beetles (Coleoptera, Carabidae). Online. *Landscape Ecology*. 2005, roč. 20, č. 8, s. 911-926. ISSN 0921-2973. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10980-005-7301-x>. [cit. 2024-02-17].

LAGARIAS, Apostolos a STRATIGEA, Anastasia. Coastalization patterns in the Mediterranean: a spatiotemporal analysis of coastal urban sprawl in tourism destination areas. Online. *GeoJournal*. 2023, roč. 88, č. 3, s. 2529-2552. ISSN 1572-9893. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10708-022-10756-8>. [cit. 2024-03-01].

LANDL, Bonface. *News, Animals: The smart, simple way ecoducts help animals survive*. Online. Dec 30, 2021. Dostupné z: <https://inhabitat.com/the-smart-simple-way-ecoducts-help-animals-survive/>. [cit. 2024-04-19].

LARGE CARNIVORE INITIATIVE FOR EUROPE [LCIE]. *Brown bear - Ursus arctos*. Online. ©2023. Dostupné z: <https://www.lcie.org/Largecarnivores/Brownbear.aspx>. [cit. 2023-12-10].

LARGE CARNIVORE INITIATIVE FOR EUROPE [LCIE]. *Eurasian lynx - Lynx lynx*. Online. ©2023. Dostupné z: <https://www.lcie.org/Largecarnivores/Eurasianlynx.aspx>. [cit. 2023-12-10].

LARGE CARNIVORE INITIATIVE FOR EUROPE [LCIE]. *Wolf - Canis lupus*. Online. ©2023. Dostupné z: <https://www.lcie.org/Largecarnivores/Wolf.aspx>. [cit. 2023-12-10].

LARINIER, M. FISH PASSAGE THROUGH CULVERTS, ROCK WEIRS AND ESTUARINE OBSTRUCTIONS. Online. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. 2002, č. 364 supplément, s. 119-134. ISSN 0767-2861. Dostupné z: <https://doi.org/10.1051/kmae/2002097>. [cit. 2024-02-24].

LAURANCE, William F.; GOOSEM, Miriam a LAURANCE, Susan G.W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. Online. *Trends in Ecology & Evolution*. 2009, roč. 24, č. 12, s. 659-669. ISSN 01695347. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.009>. [cit. 2024-03-01].

LAWRENCE, Alexandra; FRIEDRICH, Fabian; BEIERKUHNLEIN, Carl a HIPÓLITO, Juliana. Landscape fragmentation of the Natura 2000 network and its surrounding areas. Online. *PLOS ONE*. 2021, roč. 16, č. 10. ISSN 1932-6203. Dostupné z: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258615>. [cit. 2024-02-29].

LEES, Alexander C. a PERES, Carlos A. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. Online. *Conservation Biology*. 2008, roč. 22, č. 2, s. 439-449. ISSN 0888-8892. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00870.x>. [cit. 2023-12-21].

LESIŃSKI, Grzegorz. Bat road casualties and factors determining their number. Online. *Mammalia*. 2007, roč. 71, č. 3. ISSN 18641547. Dostupné z: <https://doi.org/10.1515/MAMM.2007.020>. [cit. 2023-11-29].

- LINNELL, John D.C.; STEUER, Daniel; ODDEN, John; KACZENSKY, Petra a SWENSON, John E. *European Brown Bear Compendium*. Online. Herndon, 2002. Dostupné z: <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=686faa6e5c0bfd03a3672c8a3c7fa723a730e395>. [cit. 2023-12-09].
- MATA, C.; HERVÁS, I.; HERRANZ, J.; SUÁREZ, F. a MALO, J.E. Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. Online. *Biological Conservation*. 2005, roč. 124, č. 3, s. 397-405. ISSN 00063207. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.044>. [cit. 2023-12-04].
- MATOS, Cátia; PETROVAN, Silviu; WARD, Alastair I. a WHEELER, Philip. Facilitating permeability of landscapes impacted by roads for protected amphibians: patterns of movement for the great crested newt. Online. *PeerJ*. 2017, roč. 5. ISSN 2167-8359. Dostupné z: <https://doi.org/10.7717/peerj.2922>. [cit. 2024-02-24].
- MCCARDLE, Logan D. a FONTENOT, Clifford L. The influence of thermal biology on road mortality risk in snakes. Online. *Journal of Thermal Biology*. 2016, roč. 56, s. 39-49. ISSN 03064565. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2015.12.004>. [cit. 2024-02-24].
- MEUNIER, Francis D.; VERHEYDEN, Christophe a JOUVENTIN, Pierre. Bird communities of highway verges: Influence of adjacent habitat and roadside management. Online. *Acta Oecologica*. 1999, roč. 20, č. 1, s. 1-13. ISSN 1146609X. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(99\)80010-1](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(99)80010-1). [cit. 2024-02-25].
- MINATO, Shusaku; OTAKE, Koichi; IWAMOTO, Kazuaki; AIBA, Haruka; SONODA, Yoichi et al. Mitigating the effects of road construction on arboreal Japanese mammals: benefits for both wildlife and people. Online. *Folia Primatologica*. 2022, roč. 93, č. 3-6, s. 299-316. ISSN 0015-5713. Dostupné z: <https://doi.org/10.1163/14219980-20211111>. [cit. 2024-03-01].
- MINEAU, Pierre a BROWNLEE, Lorna J. Road salts and birds: an assessment of the risk with particular emphasis on winter finch mortality. Online. *Wildlife Society Bulletin*. 2005, roč. 33, č. 3, s. 835-841. ISSN 0091-7648. Dostupné z: [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2005\)33\[835:RSABAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2005)33[835:RSABAA]2.0.CO;2). [cit. 2024-02-25].
- MUÑOZ, Pilar Tamayo; TORRES, Felipe Pascual a MEGÍAS, Adela González. Effects of roads on insects: a review. Online. *Biodiversity and Conservation*. 2015, roč. 24, č. 3, s. 659-682. ISSN 0960-3115. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0831-2>. [cit. 2024-02-18].
- MITRUS, Cezary a ZBYRYT, Adam. Reducing avian mortality from noise barrier collisions along an urban roadway. Online. *Urban Ecosystems*. 2017, ISSN 1083-8155. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0717-7>. [cit. 2024-02-25].

NELLEMAN, Christian; STØEN, Ole-Gunnar; KINDBERG, Jonas; SWENSON, Jon E.; VISTNES, Ingunn et al. Terrain use by an expanding brown bear population in relation to age, recreational resorts and human settlements. Online. *Biological Conservation*. 2007, roč. 138, č. 1-2, s. 157-165. ISSN 00063207. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.011>. [cit. 2023-12-10].

NELLEMAN, C; VISTNES, I; JORDHØY, P a STRAND, O. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. Online. *Biological Conservation*. 2001, roč. 101, č. 3, s. 351-360. ISSN 00063207. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00082-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00082-9). [cit. 2024-02-17].

NEWBOLD, Tim; HUDSON, Lawrence N.; HILL, Samantha L. L.; CONTU, Sara; LYSENKO, Igor et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Online. *Nature*. 2015, roč. 520, č. 7545, s. 45-50. ISSN 0028-0836. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/nature14324>. [cit. 2023-11-27].

ORŁOWSKI, Grzegorz. Roadside hedgerows and trees as factors increasing road mortality of birds: Implications for management of roadside vegetation in rural landscapes. Online. *Landscape and Urban Planning*. 2008, roč. 86, č. 2, s. 153-161. ISSN 01692046. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.02.003>. [cit. 2024-02-25].

PERAULT, David R. a LOMOLINO, Mark V. CORRIDORS AND MAMMAL COMMUNITY STRUCTURE ACROSS A FRAGMENTED, OLD-GROWTH FOREST LANDSCAPE. Online. *Ecological Monographs*. 2000, roč. 70, č. 3, s. 401-422. ISSN 0012-9615. Dostupné z: [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2000\)070\[0401:CAMCSA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2000)070[0401:CAMCSA]2.0.CO;2). [cit. 2023-11-21].

POLEDNÍKOVÁ, Kateřina; POLEDNÍK, Lukáš; BERAN, Václav; MINÁRIKOVÁ, Tereza; HLAVÁČ, Václav et al. *Sběr a analýzy uhynulých vyder v České republice*. ALKA Wildlife, 2017. Dostupné také z: www.alkawildlife.eu.

PRUGH, Laura R.; GOLDEN, Christopher D. a BOUTIN, Stan. Does moonlight increase predation risk? Meta-analysis reveals divergent responses of nocturnal mammals to lunar cycles. Online. *Journal of Animal Ecology*. 2014, roč. 83, č. 2, s. 504-514. ISSN 0021-8790. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12148>. [cit. 2024-02-18].

REIJNEN, R. a FOPPEN, R. Impact of road traffic on breeding bird populations. Online. In: DAVENPORT, John a DAVENPORT, Julia L. (ed.). *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*. Environmental Pollution. Dordrecht: Springer Netherlands, 2006, s. 255-274. ISBN 978-1-4020-4503-5. Dostupné z: https://doi.org/10.1007/1-4020-4504-2_12. [cit. 2024-02-25].

RIPPLE, William J.; WOLF, Christopher; NEWSOME, Thomas M.; GALETTI, Mauro; ALAMGIR, Mohammed et al. World Scientists' Warning to Humanity: A Second Notice. Online. *BioScience*. 2017, roč. 67, č. 12, s. 1026-1028. ISSN 0006-3568. Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/biosci/bix125>. [cit. 2024-01-16].

RÖSCH, Verena; TSCHARNTKE, Teja; SCHERBER, Christoph; BATÁRY, Péter a OSBORNE, Juliet. Landscape composition, connectivity and fragment size drive effects of grassland fragmentation on insect communities. Online. *Journal of Applied Ecology*. 2013, roč. 50, č. 2, s. 387-394. ISSN 0021-8901. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12056>. [cit. 2024-02-17].

ROTHERMEL, Betsie B. Migratory success of juveniles: a potential constraint on connectivity for pond-breeding amphibians. Online. *Ecological Applications*. 2004, roč. 14, č. 5, s. 1535-1546. ISSN 1051-0761. Dostupné z: <https://doi.org/10.1890/03-5206>. [cit. 2024-02-24].

ROLANSEN, Christer M.; SOLBERG, Erling Johan; HERFINDAL, Ivar; VAN MOORTER, Bram a SÆTHER, Bernt-Erik. Large-scale spatiotemporal variation in road mortality of moose: Is it all about population density? Online. *Ecosphere*. 2011, roč. 2, č. 10. ISSN 2150-8925. Dostupné z: <https://doi.org/10.1890/ES11-00169.1>. [cit. 2023-12-10].

ŘEDITELSTVÍ SILNIC A DÁLNIC [ŘSD]. *Mapová aplikace*. Online. Dostupné z: <https://www.rsd.cz/>. [cit. 2024-03-02].

ŘSD ČR. *Výroční zpráva 2022*. Online. Dostupné z: <https://web.rsd.cz/documents/38144/79710/rsd-vyrocní+zpráva+2022.pdf/8ba6606f-2c7a-223e-7d3a-ef1c6294838f?t=1690347567134>. [cit. 2024-04-12].

SANDERS, Dirk; FRAGO, Enric; KEHOE, Rachel; PATTERSON, Christophe a GASTON, Kevin J. A meta-analysis of biological impacts of artificial light at night. Online. *Nature Ecology & Evolution*. 2021, roč. 5, č. 1, s. 74-81. ISSN 2397-334X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01322-x>. [cit. 2024-02-18].

SANDERSON, Eric W.; JAITEH, Malanding; LEVY, Marc A.; REDFORD, Kent H.; WANNEBO, Antoinette V. et al. The Human Footprint and the Last of the Wild. Online. *BioScience*. 2002, roč. 52, č. 10, s. 0006-3568-52-10-891-36060. ISSN 0006-3568. Dostupné z: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0891:THFATL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2). [cit. 2024-01-16].

SIJTSMA, Frans J.; VAN DER VEEN, Eelke; VAN HINSBERG, Arjen; POUWELS, Rogier; BEKKER, Renée et al. Ecological impact and cost-effectiveness of wildlife crossings in a highly fragmented landscape: a multi-method approach. Online. *Landscape Ecology*. 2020, roč. 35, č. 7, s. 1701-1720. ISSN 0921-2973. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01047-z>. [cit. 2024-04-19].

SILVA, Ana T.; LUCAS, Martyn C.; CASTRO-SANTOS, Theodore; KATOPODIS, Christos; BAUMGARTNER, Lee J. et al. The future of fish passage science, engineering, and practice. Online. *Fish and Fisheries*. 2018, roč. 19, č. 2, s. 340-362. ISSN 1467-2960. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/faf.12258>. [cit. 2024-02-18].

SLABBEKOORN, Hans a PEET, Margriet. Birds sing at a higher pitch in urban noise. Online. *Nature*. 2003, roč. 424, č. 6946, s. 267-267. ISSN 0028-0836. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/424267a>. [cit. 2024-02-17].

SPRÁVA A ÚDRŽBA SILNIC JIHOMORAVSKÉHO KRAJE. *II/365 Letovice most ev.č. 365-013* [online]. [cit. 2024-01-21]. Dostupné z: <https://susjmk.pincity.cz/silnice/2409-ii-365-letovice-most-ev-c-365-013>

SPRÁVA ŽELEZNIC [SŽ]. *Vrt*. Online. Dostupné z: <https://www.spravazeleznic.cz/vrt>. [cit. 2023-11-26].

SRB, Vladimír. *Vysokorychlostní silnice v Evropě - vybrané příklady*. Online. 2021, aktualizace 2021-04-14. Dostupné z: <https://www.vrtaci.cz/2021/04/14/vysokorychlostni-zeleznice-v-evrope-vybrane-priklady/>. [cit. 2024-04-12].

SVECHKINA, Alina; PORTNOV, Boris A. a TROP, Tamar. The impact of artificial light at night on human and ecosystem health: a systematic literature review. Online. *Landscape Ecology*. 2020, roč. 35, č. 8, s. 1725-1742. ISSN 0921-2973. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01053-1>. [cit. 2024-02-18].

SWEANOR, Patricia Y. a SANDEGREN, F. Winter. Range Philopatry of Seasonally Migratory Moose. Online. *The Journal of Applied Ecology*. 1989, roč. 26, č. 1. ISSN 00218901. Dostupné z: <https://doi.org/10.2307/2403648>. [cit. 2023-12-10].

ŠUSTR, Pavel. Šumavský jelen z ptačí perspektivy (I.). *Svět myslivosti*. 2008, 9(3), 6-9. ISSN 1212-8422.

TAN, W. C.; HERREL, A. a RÖDDER, D. A global analysis of habitat fragmentation research in reptiles and amphibians: what have we done so far? Online. *Biodiversity and Conservation*. 2023, roč. 32, č. 2, s. 439-468. ISSN 0960-3115. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02530-6>. [cit. 2023-11-29].

TILLMANN, Jörg E. Habitat Fragmentation and Ecological Networks in Europe. Online. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*. 2005, roč. 14, č. 2, s. 119-123. ISSN 0940-5550. Dostupné z: <https://doi.org/10.14512/gaia.14.2.11>. [cit. 2024-01-16].

TINKER, Daniel B.; ROMME, William H.; DESPAIN, Don G. Historic range of variability in landscape structure in subalpine forests of the Greater Yellowstone Area, USA. Online. *Landscape Ecology*. 2003, roč. 18, č. 4, s. 427-439. ISSN 09212973. Dostupné z: <https://doi.org/10.1023/A:1026156900092>. [cit. 2024-01-16].

TROMBULAK, Stephen C. a FRISSELL, Christopher A. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. Online. *Conservation Biology*. 2000, roč. 14, č. 1, s. 18-30. ISSN 0888-8892. Dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>. [cit. 2024-03-01].

TUCKER, Marlee A.; BÖHNING-GAESE, Katrin; FAGAN, William F.; FRYXELL, John M.; VAN MOORTER, Bram et al. Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. Online. *Science*. 2018, roč. 359, č. 6374, s. 466-469. ISSN 0036-8075. Dostupné z: <https://doi.org/10.1126/science.aam9712>. [cit. 2024-01-16].

VENTER, Oscar; SANDERSON, Eric W.; MAGRACH, Ainhoa; ALLAN, James R.; BEHER, Jutta et al. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. Online. *Nature Communications*. 2016, roč. 7, č. 1. ISSN 2041-1723. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/ncomms12558>. [cit. 2024-01-16].

Vermeulen, H.J.W., 1994. Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles carabidae. *Biological Conservation* 69, 339–349

VERMOUZEK, Zdeněk a ŠÍREK, Jiří. *Seznam ptáků Česka: stav k 31. říjnu 2016 = Checklist of the birds of Czechia : update by 31th October 2016*. Ilustroval Jan HOŠEK. [Praha]: Česká společnost ornitologická, 2016. ISBN 978-80-87572-23-8.

VILÀ, Montserrat a IBÁÑEZ, Inés. Plant invasions in the landscape. Online. *Landscape Ecology*. 2011, roč. 26, č. 4, s. 461-472. ISSN 0921-2973. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9585-3>. [cit. 2024-02-16].

VIRGÓS, Emilio. Factors affecting wild boar (*Sus scrofa*) occurrence in highly fragmented Mediterranean landscapes. Online. *Canadian Journal of Zoology*. 2002, roč. 80, č. 3, s. 430-435. ISSN 0008-4301. Dostupné z: <https://doi.org/10.1139/z02-028>. [cit. 2024-03-01].

VLÁDA ČR. *Rozpočet SFDI na rok 2024 střednědobý výhled do roku 2025 - 2026*. Online. Dostupné z: <https://vlada.gov.cz/assets/urad-vlady/poskytovani-informaci/poskytnute-informace-na-zadost/Priloha-c--4---Priloha-materialu.pdf>. [cit. 2024-04-12].

VOIGT, Ulrich; SIEBERT, Ursula a WECKERLY, Floyd W. Living on the edge - circadian habitat usage in pre-weaning European hares (*Lepus europaeus*) in an intensively used agricultural area. Online. *PLOS ONE*. 2019, roč. 14, č. 9. ISSN 1932-6203. Dostupné z: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222205>. [cit. 2024-02-25].

VUCETICH, John A.; BRUSKOTTER, Jeremy T. a NELSON, Michael Paul. Evaluating whether nature's intrinsic value is an axiom of or anathema to conservation. Online. *Conservation Biology*. 2015, roč. 29, č. 2, s. 321-332. ISSN 0888-8892. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/cobi.12464>. [cit. 2024-01-16].

WADE, Timothy G.; RIITERS, Kurt H.; WICKHAM, James D. a JONES, K. Bruce. *Distribution and Causes of Global Forest Fragmentation*. *Conservation Ecology* 7(2):7. Online. 2003. Dostupné z: <https://www.ecologyandsociety.org/vol7/iss2/art7/>. [cit. 2023-11-27].

WITH, Kimberly A. The Landscape Ecology of Invasive Spread. Online. *Conservation Biology*. 2002, roč. 16, č. 5, s. 1192-1203. ISSN 0888-8892. Dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01064.x>. [cit. 2024-02-16].

WOLTZ, Hara W.; GIBBS, James P. a DUCEY, Peter K. Road crossing structures for amphibians and reptiles: Informing design through behavioral analysis. Online. *Biological Conservation*. 2008, roč. 141, č. 11, s. 2745-2750. ISSN 00063207. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.08.010>. [cit. 2024-03-01].

ZHANG, YaDong; ZHANG, JiYe; LI, Tian a ZHANG, Liang. Investigation of the aeroacoustic behavior and aerodynamic noise of a high-speed train pantograph. Online. *Science China Technological Sciences*. 2017, roč. 60, č. 4, s. 561-575. ISSN 1674-7321. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11431-016-0649-6>. [cit. 2024-04-12].

ZWACH, Ivan. *Obojživelníci a plazi České republiky: encyklopedie všech druhů, určovací klíč ...*. Praha: Grada, 2009. ISBN 978-80-247-2509-3.

YILMAZ, Merve a TERZI, Fatih. Measuring the patterns of urban spatial growth of coastal cities in developing countries by geospatial metrics. Online. *Land Use Policy*. 2021, roč. 107. ISSN 02648377. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105487>. [cit. 2024-03-01].