

**Univerzita Karlova**  
**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



**Funkční parametry biokoridorů konstruovaných ve fragmentované kulturní krajině  
k podpoře mobility organismů**

Functional parameters of biocorridors built in fragmented cultural landscapes  
due to facilitation of the organism's mobility

Bakalářská práce

Zpracovatel: Adam Vaškovský

Vedoucí závěrečné práce: prof. RNDr. Pavel Kovář, CSc.

Praha, 2019

## **Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu a její tištěná verze je totožná s elektronickou vloženou do SIS.

V Praze dne 20. 5. 2019

.....  
Adam Vaškovský

## **Poděkování:**

Velice děkuji mému školiteli prof. RNDr. Pavlu Kovářovi, CSc., pod jehož vedením jsem se mohl věnovat vlastnímu tématu biokoridorů. Moc si vážím zejména jeho vstřícného přístupu, který mě motivoval v průběhu celé práce a také mu děkuji za všechny poskytnuté materiály, cenné rady a připomínky. Neméně si cením i neúnavné podpory od celé mé rodiny v průběhu studia, za což jim také moc děkuji.

## **Abstrakt**

Antropogenně zapříčiněná fragmentace krajiny doprovázená ztrátou konektivity habitatů představuje v současnosti významnou celosvětovou hrozbu ochrany biodiverzity. Jednou z možností, jak lze tomuto problému čelit, je identifikace, tvorba a udržování biokoridorů, které propojují izolované plochy habitatů, a umožňují tak pohyb a šíření organismů prostředím. Tato práce se prostřednictvím literární rešerše zaměřuje na zjištění faktorů zajišťujících funkčnost biokoridorů různých prostorových měřítek pro různé druhy volně žijících organismů.

**Klíčová slova:** biokoridor, ekodukt, bariéra, fragmentace krajiny, propojenost, šíření organismů, mobilita, funkčnost koridoru, krajinná ekologie

## **Abstract**

Human caused landscape fragmentation, accompanied by loss of habitat connectivity, is currently a significant global threat to biodiversity conservation. One possible way to address this problem is to identify, establish and maintain wildlife corridors that connect isolated habitat patches to allow the movement and spread of organisms through the environment. This study based on literature review addresses the identification of relevant factors supporting functionality of wildlife corridors in various scale levels for different species or groups of organisms.

**Key words:** biocorridor, ecoduct, barrier, landscape fragmentation, connectivity, dispersal of organisms, mobility, corridor functionality, landscape ecology

# OBSAH

<b>1. ÚVOD</b> .....	<b>7</b>
<b>2. FRAGMENTACE KRAJINY</b> .....	<b>9</b>
2.1. HLAVNÍ PŘÍČINY FRAGMENTACE KRAJINY .....	10
2.1.1. Přírozená heterogenita prostředí.....	10
2.1.2. Člověkem způsobená fragmentace prostředí.....	11
2.2. DOPADY FRAGMENTACE KRAJINY NA POHYB ORGANISMŮ.....	12
2.2.1. Teorie ostrovní biogeografie a populační biologie .....	13
2.2.2. Liniové útvary jako bariéry a koridory .....	15
2.2.2.1. <i>Vodní toky</i> .....	17
2.2.2.2. <i>Silnice a dálnice</i> .....	17
2.2.3. Plošné útvary jako bariéry a habitaty .....	21
2.2.4. Human Footprint Index .....	24
<b>3. VYMEZENÍ POJMU BIOKORIDOR</b> .....	<b>26</b>
3.1. ZAMÝŠLENÉ CÍLE PLÁNOVÁNÍ A BUDOVÁNÍ BIOKORIDORŮ.....	26
3.1.1. Ekologické sítě .....	28
3.2. ARCHITEKTURA BIOKORIDORŮ .....	30
3.2.1. Šířka, délka a tvar.....	30
3.2.2. Vegetační pokryv a kvalita habitatu.....	35
3.2.3. Okolní krajina.....	37
3.3. MIGRAČNÍ OBJEKTY VE VZTAHU K CÍLOVÝM DRUHŮM ORGANISMŮ .....	39
3.3.1. Nadchody .....	41
3.3.2. Podchody.....	42
3.3.3. Rybí přechody .....	43
<b>4. METODY A NÁSTROJE PLÁNOVÁNÍ, POZOROVÁNÍ A HODNOCENÍ     BIOKORIDORŮ</b> .....	<b>44</b>
4.1. SBĚR DAT.....	44
4.1.1. Fytcenologické snímkování.....	44
4.1.2. Sledování pohybů zvěře .....	44
4.2. MODELOVÁNÍ A HODNOCENÍ .....	45
4.2.1. Analýza prostupnosti krajiny pro divokou zvěř v okolí Prahy.....	45
<b>5. NEGATIVNÍ DOPADY BIOKORIDORŮ</b> .....	<b>47</b>
5.1. ŠÍŘENÍ INVAZNÍCH DRUHŮ .....	47
5.2. ŠÍŘENÍ PARAZITŮ A NEMOCÍ.....	48

5.3. SHRNU TÍ.....	49
<b>6. ZÁVĚR.....</b>	<b>50</b>
<b>7. SEZNAM LITERATURY.....</b>	<b>52</b>
7.1. TIŠTĚNÉ ZDROJE .....	52
7.2. INTERNETOVÉ ZDROJE .....	64
<b>8. PŘÍLOHY .....</b>	<b>66</b>

# 1. ÚVOD

Důsledkem rozrůstání sídelních a průmyslových oblastí, intenzivního zemědělského hospodaření na velkých plochách, rozšiřování a zhušťování sítí dopravní infrastruktury a dalších činností spojených s neustálým nárůstem počtu lidí na Zemi a zvyšováním spotřeby dochází ke značné fragmentaci rozsáhlých oblastí naší planety (Moldan, 2016). Volná krajina složená z řady přírodně blízkých či zcela přírodních biotopů tak dnes rychle ztrácí funkci spojovacího článku populací volně žijících druhů rostlin a živočichů, což je jedním z důvodů, proč je problematika fragmentace a konektivity krajiny v současné době velmi aktuálním tématem diskutovaným na mezinárodní úrovni (Anděl et al., 2010a; Tabor et al., 2019). Proces fragmentace krajiny je v přirozených ekosystémech pevně spjatý se současnou ztrátou či přeměnou původních habitatů a také zhoršováním konektivity prostředí, což významně omezuje možnosti volného pohybu organismů a zároveň je i jedním z hlavních důvodů poklesu biodiverzity mnoha oblastí (Tucker et al., 2018; Hilty et al., 2019). Nedílnou součástí moderní ochrany přírody a krajiny je tudíž kromě dlouhodobě praktikované ochrany samostatných ploch habitatů také vymezování, budování a péče o biokoridory, které tyto habitaty rozeseté v matici kulturní krajiny propojují, a dávají tak vzniknout rozsáhlým propojeným systémům ekologických sítí, jejichž hlavním cílem je zvyšování konektivity, stability a druhové bohatosti životního prostředí (Pešout et Hošek, 2012; Miklós et al., 2019). Potřebu v mezinárodním měřítku, pokud možno konsensuálně chránit krajinu a její ráz, deklarují také mezinárodní dokumenty (Evropská úmluva o krajině, 2000).

Cílem této práce je zjistit na základě rešeršní excerpce odborné literatury faktory zajišťující funkčnost biokoridorů různého prostorového měřítka pro různé druhy nebo skupiny organismů a případně podle možností, pokud jsou v literatuře uvedeny, porovnat metodiky posuzování těchto vlivů, které mohou zlepšovat nebo zhoršovat průchodnost uměle konstruovaných propojení v krajině.

V práci tedy nejdříve definuji pojem fragmentace krajiny a následně vysvětluji jeho hlavní příčiny a odlišnosti přirozené a člověkem způsobené fragmentace v kontextu pohybu živých organismů prostředím. Dále se zmiňuji o dvou základních teoriích – teorie ostrovní biogeografie (MacArthur et Wilson, 1967) a metapopulační teorie (Levins, 1969) řešících problematiku pohybu organismů a přežívání populací na plochách nesouvislých habitatů a probírám roli jednotlivých krajinných prvků fungujících jako habitaty, bariéry či koridory s důrazem na vlivy dopravní infrastruktury a sídelních oblastí. V kapitole 3 se nejprve věnuji definici pojmu biokoridor, poté představím hlavní cíle biokoridorů v ochraně přírody a krajiny a následně zmíním i roli ekologických sítí včetně pojednání o jejich současném stavu. V návaznosti na to následuje rozsáhlá pasáž podrobné analýzy jednotlivých funkčních parametrů biokoridorů a migračních objektů ve

vztahu k cílovým druhům organismů. V kapitole 4 shrnuji současné možnosti a metody sběru terénních dat o pohybu živočichů krajinami a také stručně popisuji některé nástroje a postupy pro zpracování a analýzu těchto dat s ohledem na jejich využití při navrhování biokoridorů a hodnocení jejich efektivity a funkčnosti. Zmíním zde také některé diplomové práce, jež by mohly být vzorem pro mou budoucí navazující práci. V poslední kapitole se věnuji potenciálním negativním dopadům biokoridorů na ochranu přírody a krajiny a porovnám tato rizika s výhodami, které biokoridory přináší. V závěru práce poté uvádím souhrnný přehled nejvýznamnějších funkčních parametrů biokoridorů.

Jako doplněk této práce uvádím v přílohách výsledky dokumentačního fytoecologického snímkování vybraných ekoduktů v jižním zázemí Prahy, které přemostují pražský okruh v úseku Vestec-Lahovice a Lahovice-Slivenec. Cílem této snahy pak bylo zejména vyzkoušet si metody popisu prostředí biokoridorů, respektive ekoduktů v praxi.

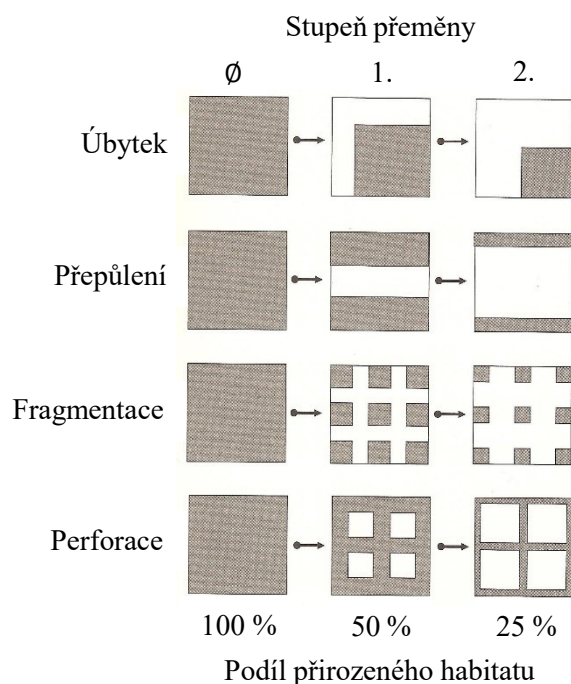


## 2. FRAGMENTACE KRAJINY

Jak uvádí Haila (2002), koncept fragmentace habitatu se ve studiích zaměřených na ochranu přírody stal postupem doby velmi významným tématem a je používán často tak široce, že se jeho původní význam stal poněkud nejednoznačný. Collinge (2009) tedy zdůrazňuje, že je v první řadě důležité, uvědomit si rozdíly mezi ztrátou a fragmentací habitatu.

Původem slova **fragmentace** je latinský výraz *fragmentum* používaný ve smyslu kousek či úlomek (Anděl et al., 2005). Samotný proces poté znamená rozdělení celku na dvě a více menších částí, přičemž jednotlivé části si v součtu zachovávají stále stejnou velikost – tedy velikost původního celku (Fahrig, 2003). V přírodních vědách se pak v tomto smyslu hovoří o přeměně spojitého habitatu neboli životního prostředí určitého organismu či skupiny organismů na více vzájemně oddělených ploch často se lišících svou velikostí, tvarem, uspořádáním, heterogenitou a vlastnostmi hranic (Forman et Godron, 1993).

V kontrastu s tím je **ztráta** habitatu procesem, při němž dochází ke zmenšování velikosti celku bez toho, aniž by se rozdělil na vzájemně izolované části. Představit si to lze třeba na příkladu 100 ha lesa, ze kterého zbyde kácením směrem od krajů do středu pouze 10 ha souvislé zalesněné plochy – celková rozloha habitatu lesní zvěře se tedy zmenšila o 90 % (Collinge, 2009). Schematicky jsou rozdíly mezi ztrátou a fragmentací znázorněny na obr. 1, který porovnává čtyři změny v prostorové struktuře habitatu: úbytek, přepůlení, fragmentaci a perforaci. Šedou barvou jsou znázorněny plochy přirozeného habitatu, bílá představuje plochy přeměněné. Rozloha habitatu je na všech plochách v každém stupni přeměny stejná.



**Obr. 1:** Rozdíl mezi fragmentací a ztrátou habitatu (upraveno podle: Collinge, 2009).

Jak vysvětluje Collinge (2009), fragmentaci v původním slova smyslu podlehl pouze habitat přepůlený a fragmentovaný. V případě habitatu zasaženého úbytkem či perforací k fragmentaci nedošlo, protože i navzdory ztrátám v rozloze způsobeným přeměnou plochy je zachován jeho souvislý charakter. Z obr. 1 tedy vyplývá, že při procesech přeměny půdy v krajině je možné, aby došlo ke ztrátě habitatu bez jeho fragmentace, avšak samotná fragmentace plochy bez ztráty původního pokryvu možná není. Vznik fragmentů ve spojitém habitatu se totiž nevyhnutelně pojí s přeměnou alespoň části jeho plochy (Collinge, 2009; Fahrig et al. 2019).

## **2.1. HLAVNÍ PŘÍČINY FRAGMENTACE KRAJINY**

Hilty et al. (2006) i Collinge (2009) hovoří o přirozené a člověkem zapříčiněné fragmentaci prostředí. Hilty et al. (2006) zároveň poukazují na skutečnost, že naše limity ve správném chápání fragmentace se týkají rozdílů mezi přirozeně heterogenním a člověkem fragmentovaným prostředím. V následujících podkapitolách se tedy budu nejprve věnovat přirozeným příčinám vzniku heterogenity prostředí a poté je porovnávat s vlivy plynoucími převážně z antropogenní činnosti.

### **2.1.1. Přirozená heterogenita prostředí**

Každá krajina sestává z mnoha navzájem propojených prvků, jež utváří její celkový vzhled a charakteristické rysy (Crowe et Mitchell., 1988). Přirozeně heterogenní prostředí se utváří v důsledku působení sluneční energie (Kovář, 2014). Tato energie je základním hybatelem pro vznik odlišností v rozložení a množství klíčových zdrojů a průběh geologických a ekologických procesů. Formuje se takzvaně různorodá krajinná mozaika složená z mnoha plošných a liniových útvarů, které mohou být zasazeny do relativně homogenního prostředí – například rozsáhlých lesních porostů či stepí – představujícího krajinnou matici neboli strukturně a druhově odlišnou okolní plochu. (Forman et Godron, 1993; Kovář, 2014). V suchozemských systémech plošky (angl. patches) v krajině často odrážejí prostorové a časové změny v charakteru podložních hornin, půd, živin či dostupnosti vody. Ty následně ovlivňují výskyt různých druhů a společenstev rostlin, na něž jsou částečně vázány i mnohé druhy živočichů. V mořských a sladkovodních systémech pak mohou plošky výskytu různých druhů organismů reflektovat rozdíly v typech substrátů, hloubce, vzdušných a vodních proudech či záplavových periodách (Collinge, 2009). Prostorová heterogenita tak nemusí mít vždy povahu ostře ohraničených plošek a linií, ale může být utvářena také postupnými změnami neboli gradienty prostředí. V měřítku krajiny však gradienty nalezneme jen sporadicky. Souhrnně tedy můžeme jmenovat tři hlavní mechanismy tvořící uspořádání (angl. pattern): substrátová rozmanitost, přírodní disturbance a lidské aktivity (Kovář, 2014).

### 2.1.2. Člověkem způsobená fragmentace prostředí

Delcourt et al. (1983) ve své práci uvádějí, že maloplošné disturbance, které přirozeně formují rostlinná společenstva se odehrávají poměrně často a pravidelně, a naopak k narušení velkých ploch dochází ve větších časových intervalech a spíše nepravidelně. Poukazuje tak na lidské aktivity, které se mnohdy častým, intenzivním a pravidelným působením ve velkých oblastech z tohoto přirozeného schématu vymykají. Podle Hilty et al. (2006) tkví hlavní rozdíly mezi přirozenou a člověkem způsobenou fragmentací v rozdílné rychlosti, způsobu a rozsahu změn a také ve schopnostech obnovy fragmentovaných plošek. Urban et al. (1987) pak vyzdvihují i důležitost frekvence narušování.

Změnu frekvence a rozsahu disturbancí popisují Urban et al. (1987) na příkladu lesních požárů, jejichž vznik a šíření jsou lidmi záměrně potlačovány. To má za následek změny ve složení společenstev druhů ekosystému adaptovaných na pravidelný režim malých požárů (např. Conceição, 2018). Pokud však požár vypukne, bývá kvůli většímu nahromadění hořlavé biomasy intenzivnější a zasahuje větší plochy než v oblastech bez lidských zásahů (Urban et al., 1987). Větší mortalitou tak mohou trpět například méně pohyblivé druhy živočichů (Roe et al., 2019), stromy s tlustou borkou přizpůsobené režimu častých, avšak ne tak intenzivních požárů (Pellegrini, 2017) a spálení velké plochy může také snížit přísun semen z okolí a tím zpomalit celkovou regeneraci zasažené oblasti (Urban et al., 1987).

Důležitá je i rychlost, s jakou se změny povrchu odehrávají (Hilty et al., 2006). Zvětšování zaledněných ploch v průběhu glaciálů způsobilo sice rozsáhlou, ale také velmi pozvolnou fragmentaci krajiny. V cyklech dob ledových trvajících okolo 100 000 let byly dříve spojitě populace druhů postupně rozdělovány do více vzájemně izolovaných areálů nebo refugií výskytu, kde se jejich oddělený vývoj podílel na diferenciaci nových druhů. Tato refugia byla následně v interglaciálech trvajících zhruba 20 000 let mnohdy opět propojena (DeChaine et Martin, 2004). Při porovnání tak fragmentace a ztráta habitatů způsobená člověkem zasáhla značnou část zemského povrchu až v nedávné historii (Sanderson et al., 2002). Wade et al. (2003) ve své studii porovnali recentní míry přirozené a člověkem způsobené fragmentace různých lesních biotů světa a zjistili, že vyjma boreálních lesů je míra člověkem způsobené fragmentace ve všech zkoumaných biomech podstatně větší než míra fragmentace přirozené. Antropogenní fragmentace zasahuje největší měrou středomořské křovinaté lesy, které jsou tak z více než 55 % celkové rozlohy fragmentovány právě důsledkem lidských činností a pouze z necelých 17 % přirozeně. Vysokou mírou antropogenní (53 %) oproti přirozené (4 %) fragmentaci trpí i smíšené a opadavé lesy mírného pásu a tropické střídavě vlhké lesy, kde je téměř 49 % celkové rozlohy fragmentováno lidskými aktivitami a asi 6,5 % přirozeně. Rozsáhlé boreální lesy pak pro srovnání zahrnují naopak pouze 4 % antropogenně a 13 % přirozeně vznikajících fragmentovaných ploch.

Významným mechanismem fragmentace krajiny je výstavba antropogenních bariér např. dopravních komunikací, přehrad, sídelní a průmyslové infrastruktury, které zpomalují pohyby organismů, toky materiálů a živin nebo šíření disturbancí napříč krajinami. Nově ohraničené plochy habitatů pak mohou být příliš malé na to, aby v nich probíhaly přirozené režimy disturbancí nebo šíření organismů, a stávají se tak nevyhovující pro život některých druhů (Urban et al., 1987). Jak zmiňují Forman a Godron (1993), člověkem fragmentované plochy mívají také často přímé a ostré hranice, které mohou více přispívat k síle okrajových efektů, než pozvolné a vlnité hranice převažující u ploch přirozených. Urban et al. (1987) poukazují i na skutečnost, že mnohdy složitá vnitřní struktura přirozených habitatů tvořená např. vertikální stratifikací vegetace, ploškami přirozených vývratů nebo popadanými kmeny stromů je na lidmi obhospodařovaných plochách značně redukována. Na plochách vykazujících větší homogenitu se pak zpravidla nachází i méně druhů organismů (Ortega et al., 2018).

Hilty et al. (2006) upozorňují, že člověkem způsobená ztráta a fragmentace prostředí je na rozdíl od přirozené často nevratná. Organismy žijící v oblastech zasahovaných přirozenou fragmentací např. záplavami nebo požáry jsou většinou na tyto disturbance adaptovány a v mnoha případech je jejich výskyt na ně i přímo vázaný (Smith et al., 2005). Avšak např. v lesních porostech ovlivněných těžbou, kde je obnova umožněna, mohou pravidelné či opakované zásahy znamenat, že se lesy už nikdy nevrátí do klimaxového nebo primárního stavu a jejich skladba, funkce i druhové složení živočichů zůstanou dlouhodobě pozměněny (Hall et al., 2003; Hilty et al., 2006; Müller et al., 2007; Muurinen et al., 2019). Není ani výjimkou, že lidé ovlivní např. intenzivní nebo dlouhodobou zemědělskou činností provozovanou na velkých plochách či nešetrnou těžbou surovin živé i neživé složky prostředí natolik, že původní společenstva už přirozenými procesy nemohou být obnovena (Foster et al., 1998; Compton et Boone, 2000). Vzhledem k tomu, že je člověkem způsobená fragmentace prostředí často relativně trvalá, uchylují se ekologové a územní plánovači k využívání koridorů jako možného nástroje pro udržení a podporu druhové bohatosti v lidmi pozměněných krajinách (Míchal, 1992; Míchal et al., 1999; Löw et Míchal, 2003; Hilty et al., 2006).

## **2.2. DOPADY FRAGMENTACE KRAJINY NA POHYB ORGANISMŮ**

Živé organismy se pohybují krajinou z různých důvodů a různými způsoby (Anděl et al., 2010a). Živočichové se obvykle pohybují v sezónních i denních rytmech za potravou, vodou či úkrytem, kvůli hledání partnerů a rozmnožování nebo dispersně při šíření populací (Bowler et Benton, 2005; Anděl et al., 2010a). Tyto pohyby se mohou odehrávat v rámci různých časových a prostorových škál jako lokální a často také pouze chvilkové přesuny (Collinge, 2009) nebo

migrace na vzdálenosti až desítek tisíc kilometrů trvající některým mořským živočichům mnohdy i několik let (Alerstam et Bäckman, 2018). Obecně však platí, že živočichové pohybující se chůzí nebo během se přesouvají na podstatně kratší vzdálenosti než živočichové schopní letu nebo plavání (Alerstam et Bäckman, 2018). Šíření parazitů prostředím pak bývá značnou měrou určeno právě pohyby jejich hostitelů (Lion et al., 2006). Rostliny jsou typicky přisedlými organismy, ale pro rozmnožování a šíření jsou klíčové pohyby pylu a semen nebo jiných jejich částí prostředím uskutečňované vzdušnými proudy, vodou nebo pomocí živočichů (Chambers et MacMahon, 1994; Ghazoul, 2005). Různé druhy organismů se tudíž velmi liší svými vrozenými schopnostmi (vagilitou) a potřebami pohybu prostředím a jakékoli změny ve struktuře nebo druhové skladbě krajiny mohou jejich možnosti mobility silně ovlivnit (Collinge, 2009).

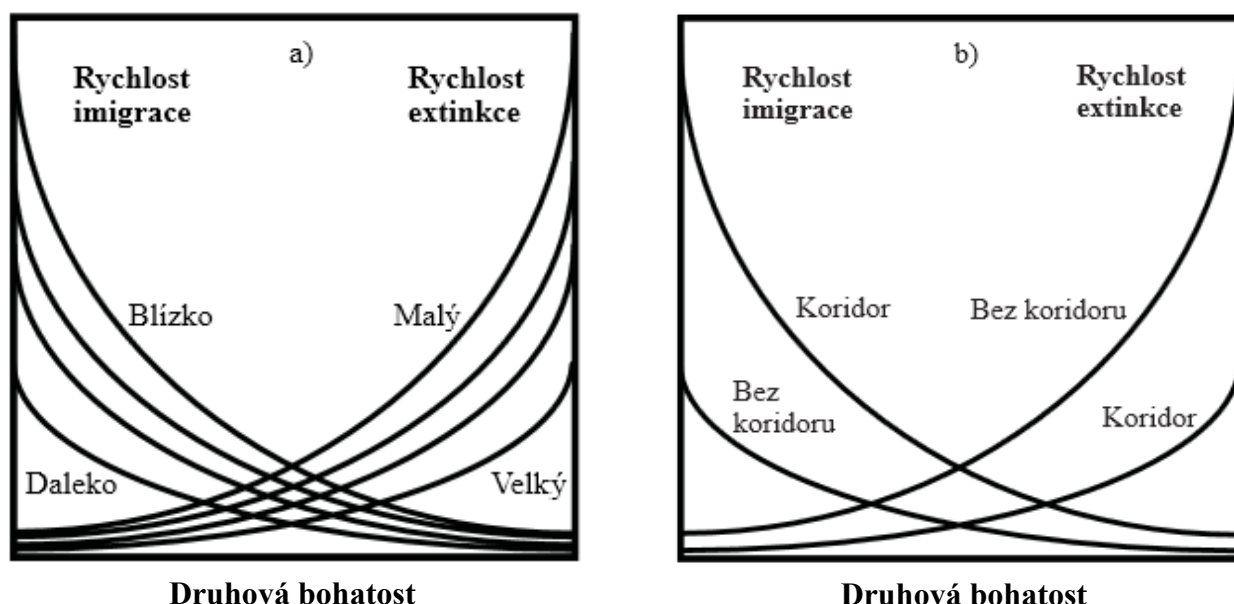
### **2.2.1. Teorie ostrovní biogeografie a populační biologie**

První významnou teorii zabývající se dopady nesouvislých ploch habitatu na životy organismů vypracovali R. A. MacArthur a E. O. Wilson a v roce 1967 ji publikovali v knize *The Theory of Island Biogeography* (Hilty et al., 2006). Přestože se autoři zabývali především početností druhů na oceánských ostrovech, sami poukazují na možnou analogii s ostrovy tzv. terestrickými vznikajícími v důsledku ztráty a fragmentace původně spojitých přírodních habitatů převážně lidskou činností. Klíčovými parametry jsou velikost izolovaných ploch habitatů zasazených do nehostinné matrice (oceán nebo silně antropogenně pozměněná krajina) a jejich vzdálenost od zdroje kolonizujících organismů (pevnina nebo rozsáhlý a spojitý přirozený habitat). Ty přímo ovlivňují míru imigrace a extinkce organismů, podle nichž se následně ustavuje dynamická rovnováha definující konečnou početnost druhů na jednotlivých plochách. Platí tak, že největší počty druhů hostí plochy velké a zároveň blízké zdroji kolonizujících organismů, a naopak plošky malé a vzdálené jsou druhově nejchudší (obr.2a) (MacArthur et Wilson, 2001). Hlavním omezením v pohybu živočichů prostředím je tedy podle této teorie především vzdálenost, kterou musí pro přesun mezi svým původním habitatem a kolonizovanou plochou překonat (Collinge, 2009). Hilty et al. (2006) zmiňují, že při kolonizaci ploch budou tudíž velmi zvýhodněny druhy s dobrou vagilitou – tedy druhy které umí letem nebo plaváním překonávat dlouhé vzdálenosti nebo se dokáží snadno přemisťovat pomocí vzdušných a vodních proudů.

Další rozvoj teorie vedl ke vzniku tvrzení, že jakékoli mechanismy snižující izolovanost jednotlivých ploch habitatů a umožňující tak organismům snazší šíření na tyto plochy, by měly mimo jiné vést právě k zesílení míry imigrace (Collinge, 2009). Z těchto důvodů navrhuje Diamond (1975) ve své studii využití koridorů, jako prvků propojujících jinak izolované fragmenty habitatů. Koridory propojené plochy by tak měly zajistit přežívání větších populací

případně i výskyt většího počtu druhů organismů než zcela izolované plochy stejné velikosti (obr. 2b) (Saunders et Hobbs, 1991).

Avšak jak zmiňují Hilty et al. (2006), při uplatňování těchto teorií na terestrické ekosystémy se objevuje mnoho nedostatků týkajících se především charakteru matrice obklopující fragmentované plochy. Na rozdíl od oceánu jako zcela nehostinného prostředí pro výskyt i pohyb terestrických organismů vykazuje suchozemská matrice podstatně vyšší heterogenitu, která ovlivňuje šíření organismů mnoha různými způsoby. Na jedné straně může působit velmi nehostinně či jako úplná bariéra pro pohyb, na straně druhé jako přirozený či pouze méně kvalitní habitat některých druhů. Krajinná matrice tak vykazuje pro organismy pohybující se skrz ni různé míry rezistence a konektivity, které spolu s porézností a četností zúžení ovlivňují mobilitu druhů. (Forman et Godron, 1993).



**Obr. 2:** Grafické znázornění teorie ostrovní biogeografie: a) původní představa MacArthura a Wilsona (1967), b) s predikovaným efektem zařazení koridorů (Bennett, 1990). Míry imigrace znázorňují vrchní čtyři (a) nebo dvě (b) křivky na levé straně grafů a míry extinkce znázorňují spodní čtyři (a) nebo dvě (b) křivky také na levé straně grafů. Druhovou bohatost (a), rostoucí směrem zleva doprava, každého ostrova/plochy a kombinaci jeho vzdálenosti-velikosti určuje průsečík imigrační a extinkční křivky. Graf (b) znázorňuje pouze jednu plochu propojenou či nepropojenou koridorem (upraveno podle: Collinge, 2009).

Teorie metapopulace publikovaná roku 1969 R. Levinem má s teorií ostrovní biogeografie mnoho společného (Hanski et Gilpin, 1991). Hlavním bodem zájmu jsou opět míry kolonizace a extinkce, pomocí nichž autor vysvětluje životaschopnost a vnitřní dynamiku populací, resp. metapopulací ve fragmentovaném prostředí (Collinge, 2009). Obě teorie se také příliš nezabývají rozdíly ve kvalitě habitatů napříč plochami nebo ostrovy, stejně jako charakteristikami matrice, které však, jak potvrzuje i Wiens (1997), mají nezanedbatelný vliv na míru i úspěšnost pohybu organismů mezi plochami či (meta)populacemi. Termín *metapopulace* se používá k popisu jedné populace fragmentované na více lokálních populací, které jsou propojené pohybem jednotlivých

organismů (Hilty et al., 2006). Lokální populace tedy mohou v důsledku výkyvů v mírách kolonizace a extinkce v průběhu času různě vznikat a zanikat, avšak v rámci celé metapopulace musí být míry kolonizace a extinkce pro její dlouhodobou životaschopnost v rovnováze (Collinge, 2009). Protože jsou podle Fahrigové a Merriama (1994) lokální zániky populací v krajinách a neúspěšné kolonizace prázdných ploch následkem jejich přílišné izolovanosti zcela běžné, je přítomnost koridorů nebo tzv. nášlapných kamenů (jinak také spojovacích ostrůvků, odrazových můstků či angl. „stepping stones“), mezi plochami jednotlivých habitatů důležitým faktorem zásadně ovlivňujícím přežívání celých metapopulací. Modelová studie Lefkovitche a Fahrigové (1985) však také naznačuje, že podstatnějším parametrem, než je celkový počet koridorů mezi plochami habitatů, může být jejich uspořádání vzhledem k jednotlivým plochám. Výsledky tak říkají, že nejlépe budou přežít populace, které vzájemným propojením utvoří velké uzavřené systémy. Ke snížení efektu izolovanosti populací však může mimo jiné přispět i specifický management krajinné matrice (Collinge, 2009).

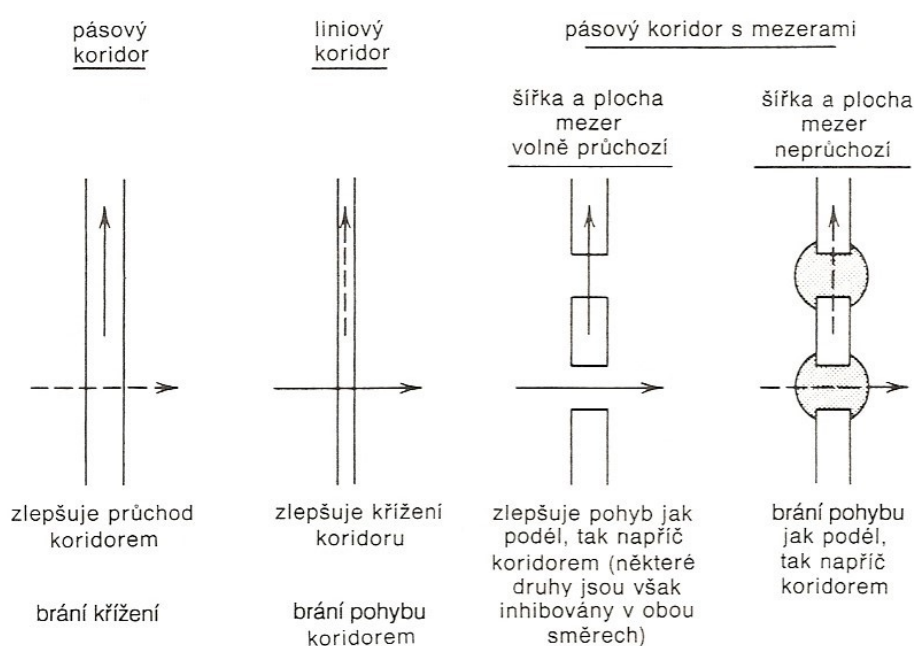
### 2.2.2. Liniové útvary jako bariéry a koridory

Téměř každou krajinu rozdělují a zároveň propojují koridory využívané pro dopravu, ochranu, jako zdroje i estetická součást prostředí (Forman et Godron, 1993). Vyjma přirozených koridorů např. vodních toků nebo cest zvěře je výskyt všech koridorů pevně spjat s lidskou činností, a tedy i se specifickým druhem managementu a s ním související dynamikou (Kovář, 2014). Nejčastěji nalézáme koridory dopravní – železnice, silnice a dálnice, plavební kanály, turistické stezky a stezky pro dobytek, vedení vysokého napětí, různá potrubní vedení apod (Forman et Godron, 1993). Ochrannou funkci koridorů plní např. větrolamy, které zmírňují vysoušení a odnos půdy větrem. Vysazování vegetačních pásů také omezuje vodní erozi a ztráty půdních živin (Vacek et al., 2018). Ploty, ohrady a trnité křoviny udržují hospodářská zvířata na pozemcích či naopak vně polí nebo pouze vyznačují hranice vlastnictví či zajišťují soukromí. Koridory se často pohybuje lovná i nelovná zvěř, a tudíž fungují také jako zdroje pro lov nebo ochranu druhů (Forman et Godron, 1993). Dřevinné koridory bývají hojně obývány ptáky, kteří zde hnízdí, využívají je k pohybu krajinou, jako zdroj potravy či úkryt před sluncem nebo predátory (Mihai et Stănică, 2018). Ptáci zde následně, především endozoochorií neboli šířením semen či plodů rostlin průchodem zažívacího traktu zvířete (Bartel et al., 2018), podporují i šíření mnohých keřových dřevin např. bezu černého (*Sambucus nigra*), ostružiníků (*Rubus sp.*) nebo muchovníků (*Amelanchier spp.*) (Forman et Godron, 1993; Bernier-Leduc et al., 2009). Příjmy z prodeje nedřevních produktů (angl. non-timber forest products) pak mohou podle Bernier-Leduc et al. (2009) zemědělcům i částečně kompenzovat ztráty orné půdy v důsledku výsadby a údržby stromových koridorů a větrolamů. V neposlední řadě mohou stromové koridory sloužit v krajinách

s nedostatkem remízků jako významný místní zdroj dřeva. (Steavenson et al., 1943). Souhrnně tedy koridory působí především jako trasy, vodiče nebo kanály usměrňující pohyb organismů uvnitř či podél nich, filtry nebo bariéry pro druhy pohybující se napříč krajinou, stanoviště pro určité druhy nebo jako zdroj ekologických vlivů na okolí (Forman et Godron, 1993).

Funkci koridorů jako kanálů dokumentuje například studie Getze et al. (1978), v níž autoři popisují šíření malých savců krajinou státu Illinois v USA díky zbudování a údržbě souvislých travnatých lemů podél dálnic. Stejnou funkci plní podle Arnolda et al. (1991) i okraje cest a linie plotů porostlé přirozenou vegetací. Z jejich průzkumu distribuce a početnosti dvou druhů klokanů v Západní Austrálii v intenzivně zemědělsky využívané oblasti zvané „wheatbelt“ vyplynulo, že se zvířata liniemi přirozené vegetace spojujícími zbývající plochy jejich habitatů hojně pohybují. Navíc byly v koridorech pozorovány i místa odpočinku zvěře, které potvrzují skutečnost, že koridory mohou sloužit také jako habitat.

Působením vegetačních koridorů jako bariéry se naopak významně omezí volné proudění větru a s ním spojený mimo jiné i pasivní transport organismů nebo pylu či semen rostlin prostředím (Lewis, 1969). Známý jsou však i případy některých ptáků a malých zvířat, které nedovedou překonat třeba lesní průseky nebo jejich pohyb krajinou omezují či filtrují silnice a příkopy vedoucí podél nich (Hodson, 1966; Oxley et al., 1974; Karr, 1982). Mnoho organismů je při přechodu koridorů také zabito a jiné se jim záměrně zcela vyhýbají (Storm et al., 1976; Irwin et Peek, 1983; Iuell et al., 2003). Oxley et al. (1974) tak upozorňují, že významným parametrem ovlivňujícím účinnost překážky při snahách organismů ji překonat je její šířka. Studie Schreiber a Gravesa (1977) zároveň naznačuje, že pohyb různých druhů podél koridorů většinou omezuje i přítomnost mezer nebo přerušení, jejichž vliv je opět silně závislý především na jejich délce.



**Obr. 3:** Vliv šířky koridoru a mezer v něm na pohyby organismů krajinou. Přerušované šipky naznačují přítomnost bariéry v daném směru pohybu (upraveno podle: Forman et Godron, 1993).



Forman (1983) ještě dodává, že mezery mohou nejen ztěžovat, ale i usnadňovat pohyb druhů napříč koridory, které pro ně jinak představují překážku (např. mosty a podchody umožňující překonání silnic). Vliv šířky koridorů a mezer v nich na pohyb organismů krajinou je pak schematicky znázorněn na obr. 3.

#### 2.2.2.1. Vodní toky

Vodní toky společně s travnatými porosty niv či lužních lesů jsou významnými habitaty mnoha druhů organismů a v nemalé míře také podporují a napomáhají jejich pohybu a šíření krajinou (Kubeš, 1996; Ward et al., 1999). Představují tak jednu ze základních struktur ekologické sítě krajin, jejíž rozsah se však podle Anděla et al. (2010a) za posledních 200 let důsledkem regulace toků, kácení lužních lesů, zvětšování podílu orné půdy a zástavby v nivách řek zásadně zmenšil. Za určitých okolností však mohou dle autorů představovat i vodní toky významné bariéry. Někteří spíše menší živočichové nemusí být schopni překonat široké nebo rychle proudící toky. (např. Li et al. 2009; Harcourt et Wood, 2012). K umocnění bariérového efektu mohou přispět i nevhodná technická řešení při realizaci protipovodňových opatření, regulaci a napřimování vodních toků, budování plavebních kanálů nebo výstavbě přehrad. U regulovaných toků a plavebních kanálů mají největší podíl na míře odporu bariéry především betonové či kamenné zdi neumožňující živočichům volný vstup nebo výstup z vody (např. ICPDR<sup>1</sup> et al., 2008; ICPDR, 2010). Naopak přehrazováním vodních toků v důsledku např. budování přehrad vznikají podle Lariniera (2001) významné příčné bariéry zpomalující či zcela znemožňující přesuny mnohých vodních živočichů říčními koryty v podélném směru. Nejvíce dotčeny jsou pak především migrující druhy ryb, které jsou na podélném pohybu říčním kontinuem v průběhu hlavních fází jejich životního cyklu (reprodukce, juvenilní vývoj, růst a pohlavní dospívání) přímo závislé.

#### 2.2.2.2. Silnice a dálnice

V současné době lze za jeden z hlavních typů liniových útvarů významně ovlivňujících volný pohyb organismů krajinami považovat silnice a dálnice, na nichž můžeme dobře demonstrovat mnoho ekologických, převážně však negativních, vlivů koridorů na okolí (Iuell et al., 2003; Anděl et al., 2011). Podle Iuella et al. (2003) rozlišujeme primární a sekundární ekologické vlivy dopravní infrastruktury, přičemž je možné jmenovat pět hlavních kategorií spadajících do primárních vlivů: ztráta přirozených habitatů, bariérový efekt, mortalita zvířete, disturbance a znečištění, ekologické funkce krajnic. Mezi sekundární vlivy pak spadají např. změny ve využití půdy (angl. landuse changes) nebo osídlení krajiny spojené s výstavbou dopravních komunikací, které už přesahují odpovědnost sektoru dopravy. Při průmyslovém

---

<sup>1</sup> The International Commission for the Protection of the Danube River

rozvoji či stavbě nových sídel v okolí vznikají následně i nové lokální přístupové cesty a sítě technické infrastruktury, což vede k dalšímu zpřístupnění a disturbancím přírodních habitatů. Proto by dle autorů měly být dopady sekundárních efektů staveb dopravní infrastruktury zahrnuty do procesů posuzování vlivů na životní prostředí EIA a SEA.

Celková plocha silnic a jejich okrajů v jednotlivých evropských státech zaujímá podle Iuella et al. (2003) od 0,3 % rozlohy Norska až po 5 % rozlohy Holandska. Přímý zábor půdy se tedy na první pohled jeví pouze jako minoritní problém. Avšak jak naznačují odhady Formanovy studie, rozloha oblastí zasažených vlivy dopravní infrastruktury (tzv. road-effect zone) může mnohonásobně převyšovat plochu přímo zastavěnou (Forman, 2000). Podle aktuálních dat ze stránek FHWA USDOT<sup>2</sup> je USA protkáno zhruba 6,7 miliony km silnic a dálnic. Forman (2000), který pracoval s údaji z National Research Council (1997), zmiňuje, že v roce 1997 bylo v USA 6,2 milionů km veřejných komunikací, jež zaujímaly včetně jejich lemů okolo 1 % rozlohy státu – což pro lepší představu odpovídá zhruba rozloze Rakouska. Autor ale upozorňuje, že ono 1 % dopravních komunikací má přímý ekologický vliv na celou pětinu rozlohy USA. Iuell et al. (2003) také poukazují na dopady dopravní infrastruktury na rozlohu a kvalitu vnitřních habitatů, jejichž ztráty jsou v důsledku umocnění okrajového efektu mnohem větší, než je výsledná plocha samotných komunikací, což může mít dramatické následky pro faunu a flóru na tyto habitaty vázanou. Česká republika se podle Anděla et al. (2010a) i údajů z ŘSD<sup>3</sup> z roku 2017 řadí svou vysokou hustotou silniční sítě (0,7 km silnic/km<sup>2</sup>) na přední místa v Evropě. Dálnice a rychlostní silnice, které svou konstrukcí a hustotou dopravy představují vzhledem k pohybu živočichů nejproblematictější kategorií komunikací, však tvoří pouze malý podíl (2,2 %) z její celkové délky (55 770 km). To je podle Anděla et al. (2010a) především z hlediska ochrany krajiny před fragmentací přínosné, neboť případné projekty a výstavbu dalších dálnic je už možné řešit s odpovídajícími ochrannými opatřeními.

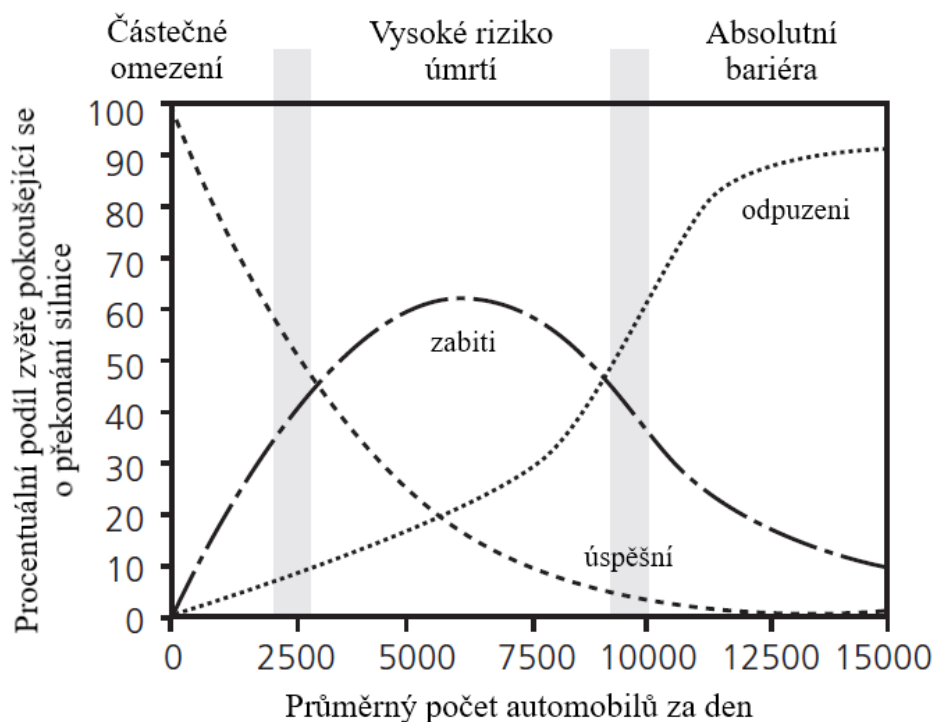
Bariérový efekt dopravních komunikací je považován za jejich největší negativní ekologický dopad (Iuell et al., 2003; Miko et Hošek, 2009; Anděl et al., 2011). Pro většinu velkých savců se silnice stávají nepřekonatelnými bariérami pouze pokud je podél nich zbudován i souvislý systém plotů či zábran sloužících v první řadě pro zlepšení bezpečnosti provozu omezením rizika srážky se zvěří. Jejich bariérový efekt v krajině také rychle narůstá se zvyšující se intenzitou dopravy, která zároveň významně ovlivňuje i mortalitu zvěře, viz obr. 4 (Iuell et al., 2003; Anděl et al., 2010a). Pro malé živočichy, především bezobratlé, představuje dokonce i samotný povrch silnice případně její okraje výrazně větší bariéru už z důvodu nehostinnosti prostředí či přílišných disturbancí. Malí savci a někteří lesní ptáci se zase záměrně vyhýbají pohybu přes otevřená

---

<sup>2</sup> The Federal Highway Administration, U.S. Department of Transportation

<sup>3</sup> Ředitelství silnic a dálnic ČR

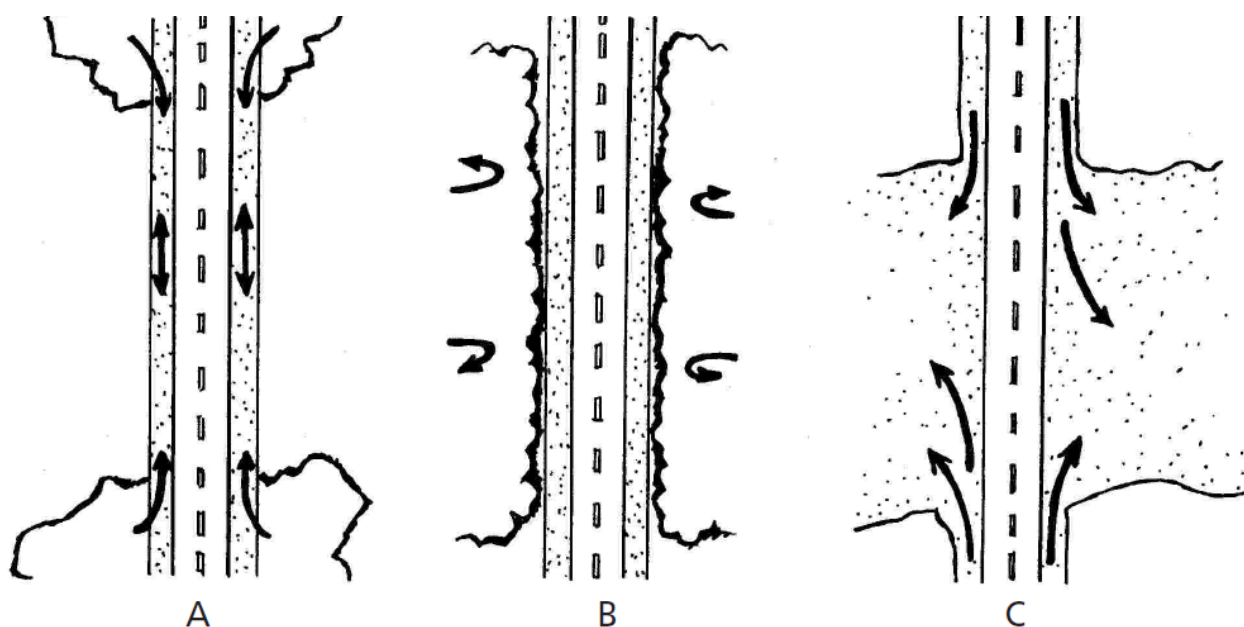
prostranství např. kvůli zvýšeným rizikům predace (Anderson, 2002) a společně s některými druhy bezobratlých pro ně mohou být nepřekonatelnými bariérami už i několik desítek metrů široké lesní výseky či cesty (Laurance, 2007). Jsou však známy i případy velkých savců např. sobů, kteří se záměrně vyhýbají pohybu oblastmi poblíž silnic a železnic (Vistnes et al., 2001) a velmi významnými bariérami se pro ně jeví i průseky okolo vedení energetických sítí, k jejichž překonání sobi nedochází podle výzkumu Vistnesové et al. (2004) ani po 30 letech od jejich výstavby. Vistnesová et al. (2001) tvrdí, že účinnost těchto především behaviorálních bariér ovlivňuje hlavně míra zástavby a působení antropogenních disturbancí (zvýšený pohyb lidí a s ním spojený hluk, umělé osvětlení, znečišťující látky apod.) ve studovaných oblastech. Iuell et al. (2003) a Anděl et al. (2010a) také upozorňují, na kumulativní efekt bariér, který se může projevit při výstavbě multimodálních dopravních koridorů např. paralelně vedoucích dálnic a železnic, kombinací dvou kategorií silnic např. dálnice a doprovodné silnice, vedení komunikací v blízkosti osídlení nebo i přilehlého rozsáhlého bezlesí či souběžně s vodním tokem s upravenými břehy. Jednotlivé liniové bariéry vedoucí blízko sebe mohou významně zesílit bariérový efekt pro některé druhy, avšak pokud nejsou souběžně vedoucí komunikace umístěny v jednom dopravním koridoru, trpí oblasti mezi nimi vykazující různé míry izolovanosti často lokálním či regionálním



**Obr. 4:** Při nízké intenzitě dopravy (<2 500 vozidel/den) je vysoká pravděpodobnost úspěšného překonání překážky zvířetem bez střetu s vozidlem. Při středních intenzitách dopravy (2 500-10 000 vozidel/den) v důsledku vysoké úmrtnosti zvěře rychle klesá podíl jedinců, kteří bariéru úspěšně překonají. Střední intenzita dopravy totiž ještě nepůsobí na většinu jedinců dostatečně odpuzivým efektem na to, aby se překážku ani nepokusili překonat. Při vysoké intenzitě dopravy (>10 000 vozidel/den) se silnice stávají neprostupnou bariérou pro většinu druhů – mnoho jedinců je intenzivním pohybem a hlukem odpuzeno, případné pokusy o překonání končí v naprosté většině případů srážkami a smrtí (upraveno podle: Iuell et al., 2003).

poklesem biodiverzity (Iuell et al., 2003; Riley et al., 2014). Vysoké míry mortality zvěře vykazují podle Iuella et al. (2003) i silnice situované paralelně a v bezprostřední blízkosti okrajů lesa a bezlesí. Ty jsou obzvláště rizikové pro druhy pravidelně se pohybující mezi lesem jako úkrytem či nocovištěm a otevřenými travnatými plochami, kam putují za potravou (např. Law et Dickman, 1998).

Systém dopravní infrastruktury může podle Bennetta (1991) sloužit jako koridor pro pohyb organismů prostředím třemi různými způsoby: 1) přímý pohyb živočichů po povrchu silnic nebo pohyb organismů zprostředkovaný vozidly, 2) pohyb skrze otevřená prostranství nad silnicemi či železnicemi a 3) pohyb habitaty vzniklými na okrajích komunikací. Vegetační lemy silnic a železnic fungující jako koridory jsou však podle Iuella et al. (2003) jen málokdy stejně hodnotné a přínosné jako koridory přírodní. Sečení a kosení, pálení, spásání, mulčování, chemická likvidace plevelů, případně i výsev uniformních travních směsí, výsadba nepůvodních druhů dřevin a hnojení, to vše významným způsobem ovlivňuje přirozený výskyt, složení i pohyb druhů těmito lokalitami (Forman et Alexander, 1998; Dufek et al., 2003; Kuras et al., 2017). Iuell et al. (2003) i Dufek et al. (2003) navíc shodně poukazují na skutečnost, že přírodní podmínky podél komunikací jsou jen zřídka konstantní a jejich kvalita se často drasticky mění, což spíše nahrává šíření a dominanci druhů s širokou ekologickou nikou, tzv. generalistů, mezi něž patří i většina druhů invazních. Nepřehlédnutelný není ani fakt, že dopravní koridory vždy protínají jinou infrastrukturu a vedou tak volně žijící živočichy buď přímo do městských oblastí nebo ke



**Obr. 5:** Funkce okrajů silnic jako koridorů v různých krajinách. A) V otevřené zemědělské krajině mohou okraje silnic porostlé vegetací sloužit jako hodnotné koridory nebo habitaty pro volně žijící živočichy. B) V přírodní krajině představují otevřené travnaté lemy nové okraje a mohou tak zvyšovat celkový bariérový efekt silnic pro lesní druhy, avšak zároveň mohou zvýšit i efekt koridoru nebo poskytnout nové habitaty pro ostatní druhy. C) Okraje mohou sloužit jako zdroj druhů šířících se do nových habitatů nebo rekolonizujících habitatů stávající. Mohou však také usnadňovat šíření invazních druhů, predátorů nebo parazitů (upraveno podle: Iuell et al., 2003).

křížovatkám, kde se riziko úrazů a nehod významně zvyšuje. Forman a Alexander (1998) i Iuell et al. (2003) však zároveň zdůrazňují že v silněji urbanizovaných nebo zemědělsky či hospodářsky využívaných krajinách, kde byla většina přirozené vegetace odstraněna, fungují pásy vegetace okolo silnic jako významné rezervoáry biologické diverzity a habitaty pro mnoho druhů volně žijících zvířat (např. Noordijk et al., 2009; Carthew et al., 2013), které se pak odtud mohou šířit zpět do volné krajiny – viz obr. 5. Autoři se ale shodují, že na správnou funkčnost vegetačních lemů silnic jako koridorů i habitatů má největší vliv plánování a provádění jejich managementu.

Obecně pak Iuell et al. (2003) ve své práci věnované dopadům dopravy na evropskou přírodu zmiňuje, že pozitivní vlivy vegetačních pásů okolo silnic jsou spíše známy ze států severní Evropy, a naopak problémy jsou více spjaty s Evropou jižní. Autoři např. zmiňují, že více než 24 % lesních požárů ve Španělsku vzniklo v roce 2000 vzplanutím vegetace na okrajích silnic po odhození cigarety, odkud se oheň rychle šířil dále do krajiny. Milović a Pandža (2014) zase poukazují na invazní rostlinu starček úzkolistý (*Senecio inaequidens* DC.), který se transportem podél silnic a železnic rychle a úspěšně šíří jižní, západní i střední Evropou.

Otevřená prostranství nad silnicemi vedoucími lesními ekosystémy pak využívají jako letové trasy či prostory pro shánění potravy např. některé druhy netopýrů (Crome et Richards, 1988; Bennett, 1991).

### 2.2.3. Plošné útvary jako bariéry a habitaty

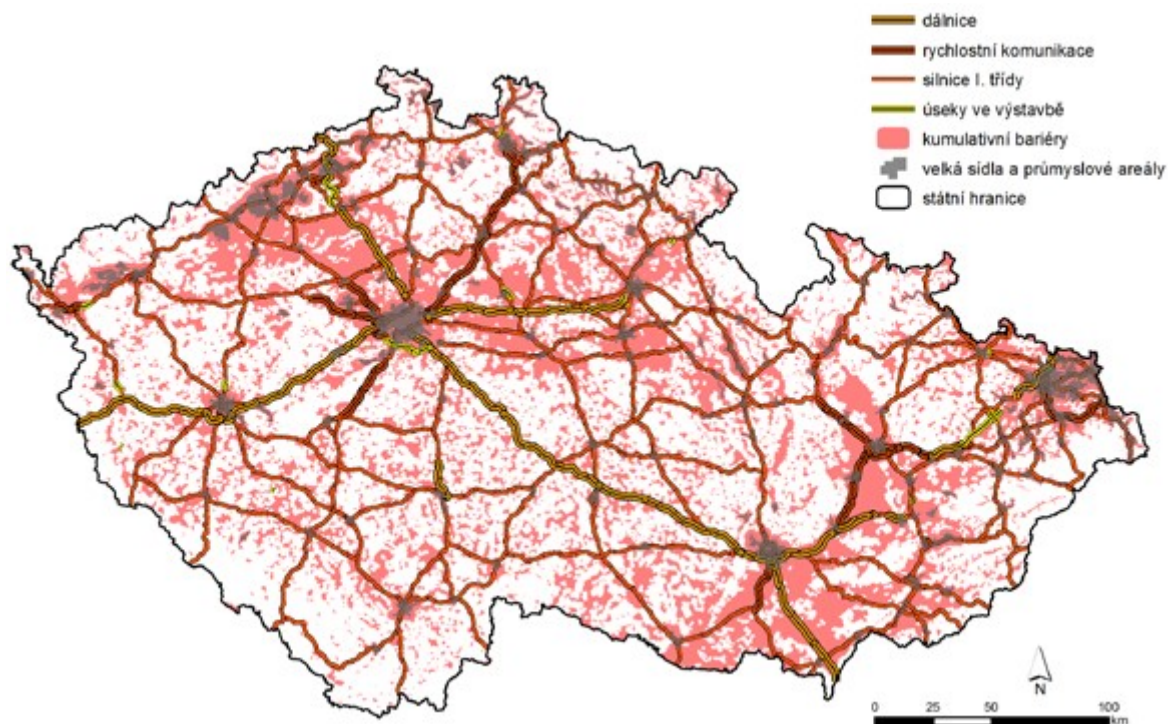
Jako migrační bariéry označujeme podle Anděla et al. (2010a) přírodní a antropogenní krajinné struktury bránící volnému pohybu živočichů. Základními typy bariér omezujících pohyb organismů jsou vyjma výše zmíněných liniových útvarů (silnic, železnic, vedení energetických sítí, plavebních kanálů aj.) dle autorů také plochy bezlesí, vodní plochy, plochy oplocené či jinak významně ohrazené, ale především však oblasti silně urbanizované či hospodářsky nebo průmyslově využívané. Hlavními parametry pro hodnocení vlivu různých druhů bariér na pohyb organismů jsou:

- 1) **odpor bariéry** – (neboli rezistence, jejímž opakem je veličina zvaná propustnost neboli permeabilita) pro funkčnost migračních koridorů jsou zásadní především zcela nepropustné bariéry, jejichž přítomnost může celý koridor znehodnotit
- 2) **doba působení** – zásadní jsou bariéry působící pod dobu 50 a více let (např. sídelní a dopravní infrastruktura), které už můžeme z lidského pohledu považovat za definitivní
- 3) **typ objektu s bariérovým efektem** – důležité je individuální posuzování každé bariéry přímo v terénu, neboť rizikovost jednotlivých objektů záleží vždy na mnoha faktorech (ekologie a chování zájmových druhů, technické řešení bariéry, přítomnost či absence

migračních koridorů v místě i okolí, souběh s dalšími ekologickými či krajinnými vlastnosti, charakteristiky konkrétní lokality atd.) (Anděl et al., 2010a).

Sídelní a průmyslové oblasti společně se zemědělskými, těžebními a skladovými areály či plochami představují hlavní bariéry určující možnosti pohybu organismů v krajině (Tigas et al., 2002; Anděl et al., 2010a; Goad et al., 2014). Jako zvláště nepříznivé jsou pak podle Anděla et al. (2010a) vnímány případy dlouhé kontinuální zástavby říčních údolí, anebo i jednotlivá obydlí rozptýlená po stráních, která spolu s ploty a zemědělskými objekty formují rozsáhlé plošné bariéry, což je příznačné např. pro oblast česko-slovenského pohraničí. Za absolutní bariéry pro velké savce je pak dle autorů nutné pokládat i navzdory pozorovaným pohybům v nich (např. Bateman et Fleming, 2012; Šálek, 2016) intravilány obcí.

Ekologické dopady městských aglomerací včetně bariérového efektu však zdaleka nekončí hranicí intravilánu (Anděl et al., 2010a; Šálek, 2016). Přestože urbánní oblasti zabírají pouze zhruba 4 % celkového povrchu pevniny (Šálek, 2016), žije dnes ve městech více než polovina celé lidské populace (United Nations, 2018), jež neustále roste a aktuálně se blíží hodnotě 7,6 mld. lidí (United Nations, 2017). Podle odhadů z dat United Nations (2018) bude navíc míra urbanizace do budoucna globálně jen velmi pomalu klesat a do roku 2050 se tak očekává, že se z venkova do měst přestěhuje dalších 2,5 mld. obyvatel. S těmito dvěma skutečnostmi, tedy nárůstem lidské populace a urbanizací, se však nevyhnutelně pojí i další fenomén nekontrolovatelného rozšiřování měst (angl. urban sprawl) (Šálek, 2016). Anděl et al. (2010a) navíc upozorňují, že se tento jev



**Obr. 6:** Celková mapa hlavních bariér omezujících či ztěžujících volný pohyb živočichů v rámci ČR – pro černobílou verzi jsou jednotlivé plošné a liniové bariéry vyznačeny odstíny šedi, bílá barva pak představuje území bez přítomnosti významných antropogenních bariér (Anděl et al., 2010a).

netýká výhradně souborů velkých měst, ale prakticky i všech obcí v ČR. Výstavbou sídel nebo průmyslových či komerčních areálů na okrajích měst a obcí dochází jednak k záboru nové a často i velmi kvalitní zemědělské půdy a dále také k vzájemnému propojování obcí, čímž se vytváří rozlehlé často kumulativní bariéry fraktálního charakteru, které tak ještě více zasahují do okolní krajiny (Anděl et al., 2010a; Šálek, 2016). Pro názornou ukázkou celkového rozložení a rozsahu bariér v ČR přikládám mapu hlavních typů bariér – obr. 6, kterou vypracoval Anděl et al. (2010a).

Urbánní oblasti však rozhodně nemohou být vnímány jen jako bariéry či plochy zcela nehostinné pro výskyt jakýchkoli organismů (Bateman et Fleming, 2012; Šálek, 2016; Poessel et al., 2017). To potvrzují například výsledky studie Batemana a Flemingové (2012) zaměřené na výskyt různých druhů šelem uvnitř i na okrajích velkých měst. Autoři uvádí, že středně velké šelmy jako jsou liška obecná (*Vulpes vulpes*), kojot prérizní (*Canis latrans*), jezevec lesní (*Meles meles*) nebo mýval severní (*Procyon lotor*) dokáží uvnitř měst nejen dlouhodobě přežívat, ale i významně těžit z celoročně stálých, pestrých a energeticky bohatých zdrojů potravy úzce svázaných s intenzivní antropogenní činností (odpadky, synantropně žijící hlodavci a ptáci, domácí mazlíčci a jejich krmivo, mršiny a zvěř sražená automobily, plodiny pěstované na zahradách a zbytky z kompostů či i přímé záměrné příkrmování lidmi aj.). Stejně tak poskytuje urbánní prostředí těmto druhům i množství úkrytů (opuštěné stavby, silniční propustky, zahrady a parky s hustší vegetací, křoviny podél železničních tratí či říčních kanálů aj.) a díky těmto skutečnostem, které dokáží využít ve svůj prospěch, poté dle autorů dosahují ve městech dokonce i vyšších populačních hustot než v jejich přirozených nenarušených habitatech. Bateman a Flemingová (2012), Šálek (2016) i Poessel et al. (2017) však také zdůrazňují, že šelmy obývající městské oblasti patří převážně mezi všežravce či potravní generalisty s malou nebo střední velikostí těla a zároveň vykazují výraznou stanovištní, behaviorální i demografickou plasticitu.

Dalším z charakteristických rysů urbánního prostředí, který zásadně ovlivňuje jeho bariérový efekt v krajině a zároveň i druhovou bohatost živočichů a rostlin uvnitř i na okrajích měst, je jeho samotná struktura. Obecně lze říci, že hustota obyvatelstva a míra zástavby se směrem ze středu k okrajům snižuje, a naopak stoupá zastoupení polopřirozených a přirozených habitatů (McKinney, 2008; Šálek, 2015). Z průzkumové studie McKinneye (2008) vyplynulo, že druhová bohatost všech pozorovaných skupin savců, plazů, obojživelníků, bezobratlých i rostlin v jádrových oblastech měst (více než 50 % zcela zastavěného a nepropustného povrchu) bývá při porovnání s oblastmi předměstí nebo venkova zpravidla nižší. Zajímavým výsledkem však bylo, že oblasti předměstí vykazující střední míry urbanizace hostily v porovnání s nejméně zastavěnými oblastmi venkova ve zhruba 65 % studií více druhů rostlin, v 30 % více druhů bezobratlých a v téměř 12 % i více obratlovců. Nárůst druhové bohatosti předměstí je podle autora způsoben především velkou prostorovou heterogenitou prostředí a přítomností častých, avšak ne

příliš silných ani rozsáhlých disturbancí. Velký nárůst druhové bohatosti rostlin však autor přisuzuje z velké míry výsadbě a šíření nepůvodních druhů ze zahrad a městských záhonů.

#### 2.2.4. Human Footprint Index

Na závěr této kapitoly bych chtěl ještě zmínit nedávno zveřejněnou studii Tuckerové et al. (2018), ve které autoři hodnotili pomocí tzv. Human Footprint Indexu a dat z GPS monitoringu zvěře globální dopady lidské civilizace na pohyb terestrických savců.

HFI neboli Human Footprint Index je veličinou kombinující mnoho faktorů, jimiž lidé ovlivňují charakter a vlastnosti přirozeného prostředí (např. rozsah zastavěného území, zemědělských ploch, pastvin, uměle osvětleného povrchu Země v noci, silnic, železnic, splavných vodních cest či hustota lidské populace) (Venter et al., 2016). Tato veličina nabývá hodnot od 0 (zcela přirozené prostředí např. největší tropická mokřadní oblast zvaná Pantanal v Brazílii) do 50 (zcela pozmeněné prostředí např. město New York City), a umožňuje tak hodnotit míru lidského vlivu na kteroukoli oblast světa (Tucker et al., 2018). Po vyhodnocení dat o pohybu celkem 807 jedinců z 57 druhů suchozemských nelétavých savců z celého světa, dospěli autoři studie k závěru, že jedinci žijící v oblastech silně ovlivněných člověkem ( $HFI > 36$ ) průměrně urazí dvakrát až třikrát menší vzdálenost než jedinci z oblastí téměř nedotčených ( $HFI < 2$ ). Tyto závěry pak přisuzují zejména pozmeněnému chování jedinců v kulturních krajinách a neméně také vyloučení druhů, které se potřebují přirozeně přesouvat na dlouhé vzdálenosti, z antropogenně významněji pozmeněných oblastí.

Ze zkoumaných údajů se navíc potvrdilo i mnoho už dříve známých a očekávaných skutečností o pohybu různých druhů živočichů prostředím (Tucker et al., 2018). Druhy s větší velikostí těla se zpravidla pohybují na delší vzdálenosti než druhy menší (Hein et al., 2012; Tucker et al., 2014). Živočichové žijící v oblastech bohatých na zdroje potravy se obvykle přemisťují na kratší vzdálenosti než v oblastech chudých (Morellet et al., 2013; Teitelbaum et al., 2015). A v neposlední řadě se masožraví živočichové průměrně za jednotku času pohybují na delší vzdálenosti než býložravci a všežravci, což se shoduje s předpoklady Tuckerové et al. (2014), že jsou domácí okrsky (angl. home range) carnivorů větší, kvůli zajištění dostatečného množství kořisti a kompenzaci ztrát energie skrz potravní řetězec. Lidmi pozmeněná kulturní krajina tak živočichům jednak ztěžuje pohyb kvůli přítomnosti mnoha bariér, ale zároveň jim často poskytuje i více potravy a úkrytů než krajina přirozená, čímž pak některá zvířata v podstatě ztrácí možnosti i důvody pohybovat se ve stejně velkém rozsahu, v němž se pohybovala dříve (Jerina, 2012; Tucker et al., 2018).

Globální zhoršení schopnosti pohybu živočichů prostředím s sebou však může nést podle Tuckerové et al. (2018) i mnoho významných negativních dopadů na funkčnost celých



ekosystémů. Pohyby živočichů hrají zásadní roli ve smyslu mobilních spojení mezi jednotlivými ekosystémy zajišťující jejich resilienci neboli schopnost návratu ekosystému po disturbanci do původního stavu a funkce (Lundberg et Moberg, 2003). Živočichové zajišťují šíření semen mnoha rostlin, přirozenou dynamiku potravního řetězce (především herbivorii a interakce predátor-kořist), metapopulací, šíření chorob a parazitů i koloběhu živin v krajině (Bauer et Hoye, 2014). Globální zhoršení schopnosti pohybu živočichů tudíž může podle Tuckerové et al. (2018) přímo ovlivnit životní podmínky celého lidstva. Autoři studie tak zdůrazňují, že při budoucím managementu krajiny bude nutné bojovat o zachování její prostupnosti a konektivity zařazením ochrany mobility organismů mezi základní cíle ochrany přírody.

### 3. VYMEZENÍ POJMU BIOKORIDOR

Pojmům biokoridor nebo migrační koridor, s nimiž se setkáme při práci s českou odbornou literaturou týkající se tohoto tématu asi nejčastěji, odpovídají anglické termíny wildlife (movement) corridor, dispersal / habitat / ecological / biological / green corridor či greenbelt, greenway, nebo pouze corridor (Linehan et al. 1995; Bond, M., 2003; Hilty et al., 2006; Anděl et al. 2010a; Jelínek et Úradníček, 2010; Vergnes et al., 2012). Existuje mnoho různých definic těchto termínů, avšak většina z nich popisuje biokoridory jako zpravidla lineární krajinné útvary, které ulehčují pohyb organismů prostředím nebo umožňují jejich pohyb mezi jinak oddělenými habitaty (Hilty et al., 2006). V české odborné literatuře se navíc termínem „biokoridor“ nazývá i jeden ze dvou základních prvků územního systému ekologické stability (ÚSES), a je tudíž i přesně právně definován v § 1 písm. b) vyhlášky č. 395/1992 Sb., kterou se provádí zákon o ochraně přírody a krajiny, jako: „území, které neumožňuje rozhodující části organismů trvalou dlouhodobou existenci, avšak umožňuje jejich migraci mezi biocentry a tím vytváří z oddělených biocenter sítí“. Touto definicí se podle Jelínka a Úradníčka (2010) biokoridory vymezené v rámci ÚSES částečně liší od ostatních biokoridorů, jež bývají většinou širší i delší. V důsledku jejich větší šíře pak mohou podle Formana a Godrona (1993) zároveň obsahovat i plochy hodnotných vnitřních habitatů. Tzv. biocentrum je pak podle § 1 písm. a) stejné vyhlášky definováno jako: „biotop nebo soubor biotopů v krajině, který svým stavem a velikostí umožňuje trvalou existenci přirozeného či pozmeněného, avšak přírodě blízkého ekosystému“.

#### 3.1. ZAMÝŠLENÉ CÍLE PLÁNOVÁNÍ A BUDOVÁNÍ BIOKORIDORŮ

Dosud jsem se v mé práci příliš nezmiňoval o pojmu zvaném konektivita neboli propojenost krajiny (Miko et Hošek, 2009). Podle Taylorové et al. (1993) a Tischendorfa a Fahrigové (2000) vyjadřujeme pojmem konektivita míru, s jakou jsou organismy schopné pohybovat se mezi různými krajinnými prvky v mozaice rozličných typů stanovišť. Hilty et al. (2006) také dodává, že vzhledem k významným odlišnostem ve vagilitě a motivaci jednotlivých organismů opustit jejich domovský okrsek se bude míra konektivity prostředí vnímaná z pohledu druhů i jednotlivců výrazně lišit. Fragmentace krajiny a s ní spojená ztráta či přeměna přirozených habitatů plynoucí zejména v poslední době z neustálého nárůstu rozsahu a intenzity lidských aktivit, o které jsem hovořil v předchozích kapitolách, představuje pro dlouhodobou ochranu biodiverzity a živé přírody obecně jeden z nejzávažnějších problémů (Hilty et al. 2006; Collinge, 2009; Miko et Hošek, 2009). Hlavní úlohou biokoridorů je tudíž zajistit dostatečnou konektivitu fragmentované kulturní krajiny, a zvýšit tak pravděpodobnost dlouhodobého zachování životaschopných populací volně žijících druhů (Perault et Lomolino, 2000; Bond, 2003).

Hilty et al. (2006) tedy uvádí několik základních principů a zásad, které je pro zajištění správné funkčnosti biokoridorů důležité brát při plánování a realizaci v potaz. Za prvé, biokoridory mohou být zaměřeny na podporu a ochranu různých úrovní biodiverzity – jednotlivců či skupin organismů, druhů, společenstev druhů neboli biocenóz či rovnou celých ekosystémů a krajin. Zároveň však mohou v určitých případech a vzhledem ke svým parametrům cílit na ochranu hned několika nebo i všech úrovní biodiverzity. Za druhé mohou být realizovány v rámci různých prostorových škál – některé biokoridory usnadňující prostupnost krajiny menším druhům živočichů mohou být i jen několik metrů dlouhé (např. silniční či železniční propustky a mosty nebo pozvolné přelivy rybníků a vodních nádrží (Hlaváč et Anděl, 2008)), jiné se zase mohou táhnou i napříč několika státy a umožnit tak i dlouhotrvající a daleké přesuny organismů (např. Kaiser, 2001). Navíc, jak upozorňují Hilty et al. (2006), přítomnost či absence včetně funkčnosti samotného biokoridoru se může začít projevovat a být patrná až po velmi dlouhé době (např. Lindborg et Eriksson, 2004). Za třetí, biokoridory zlepšující prostupnost či propojenost krajiny pro jeden druh organismů nemusí kvůli rozdílným habitatovým nárokům nebo vnímání prostoru poskytovat stejnou funkci i pro druhy jiné. A za čtvrté by se podle Lidickera a Koeniga (1996) měl při plánování biokoridorů, pokud je to možné, vždy klást důraz na konektivitu celých společenstev před upřednostňováním pouze jednotlivých druhů, protože právě integrita společenstev může zásadně ovlivnit přežití těchto druhů v krajině. Pokud tedy v rámci plánování a realizace biokoridorů bude brán ohled na všechny tyto body, můžeme pak podle Hilty et al. (2006) jejich budováním úspěšně dosáhnout některého z pěti cílů ochrany konektivity krajiny: možnost každodenních pohybů, šíření i sezónních přesunů organismů prostředím, zajištění dostatečné propojenosti habitatů a dlouhodobé přežívání druhů.

Pro dosažení žádané funkčnosti biokoridorů v krajině je podle Socolara et al. (2016) důležité také pochopení procesů, které udržují její druhovou diverzitu. Tu vyjadřujeme pomocí různých indexů (např. Simpsonův, Shannonův či Hillův) (Heip et al., 1998) a podle Whittakera (1972) rozlišujeme tři úrovně druhové diverzity –  $\alpha$  (alfa),  $\beta$  (beta) a  $\gamma$  (gama) diverzitu. Velký význam v ochraně přírody má poté dle Socolara et al. (2016) zejména  $\beta$ -diverzita, která je složkou regionální  $\gamma$ -diverzity a vyjadřuje rozdílnost mezi jednotlivými lokálními společenstvy podél gradientu prostředí, přičemž rozmanitost každé biocenózy je charakterizována  $\alpha$ -diverzitou. Podle Whittakera (1972) lze  $\beta$ -diverzitu vyjádřit také jednoduchým vztahem:  $\beta = \gamma / \alpha$ . Zásadním přínosem pro ochranu přírody je pak možnost využít data z terénního průzkumu  $\alpha$ -diverzity lokálních stanovišť, navzájem je porovnat, a ze získaných změn v  $\beta$ -diverzitě následně předpovědět změny druhové bohatosti celých regionů neboli  $\gamma$ -diverzitu. Zvyšující se  $\beta$ -diverzita tak může podle Fagana (2002) indikovat např. narůstající fragmentaci habitatů, a tudíž i potřebu zvýšení jejich konektivity třeba prostřednictvím biokoridorů. Správně fungující biokoridory pak

sice mohou dle autora v krátkodobém horizontu vést ke snížení  $\beta$ -diverzity, neboť umožní lepší šíření druhů mezi propojenými habitaty, avšak z dlouhodobého hlediska by měla být jejich přítomnost přínosná pro všechny úrovně biodiverzity, a to zejména kvůli snížení pravděpodobnosti zániku populací důsledkem lokálních a regionálních extinkčních dluhů. Vytvořením biokoridorů vedoucích podél klimatických gradientů můžeme podle Jankowskiho et al. (2009) a Tingleye et al. (2009) také podpořit přesuny druhů, které se prostředím šíří špatně, a snížit tak např. i případný efekt homogenizace, jenž může být důsledkem klimatických změn. Vzhledem k tomu, že organismy obvykle reagují na více klimatických vlivů (teplota, srážky apod.), určení těchto klíčových faktorů, které limitují rozšíření druhů v prostředí, nám tak může zároveň pomoci i při návrhu umístění a orientace těchto biokoridorů.

Na míru konektivity krajiny můžeme podle Formana a Godrona (1993) zjednodušeně pohlížet také jako na míru spojitosti či složitosti sítě uzlů a koridorů měřenou pomocí gama a alfa indexů. Stupněm spojitosti sítě vyjádřeným pomocí gama indexu se rozumí poměr počtu spojů v síti ( $L$ ) k maximu možných spojení ( $L_{\max}$ ):  $\gamma = L / L_{\max}$ . Pokud se tedy bude živočich, který používá k přesunům krajinou výhradně biokoridory, pohybovat sítí s velkou mírou spojitosti, bude jeho cesta mezi dvěma uzly (habitaty) s velkou pravděpodobností kratší než při pohybu v síti s méně spoji (biokoridory). Podobně funguje také index alfa, jenž je stupněm oběhovosti neboli cirkulativity sítě, a je definován jako poměr počtu uzavřených smyček k maximu možných v síti. Živočich pohybuje se v síti s velkou mírou oběhovosti si tedy bude moci vybrat při přesunu mezi dvěma uzly různé cesty, a může se tak vyhnout případným překážkám, dravcům nebo zvolit nejrychlejší cestu.

### 3.1.1. Ekologické sítě

Pro komplexní zajištění konektivity prostředí, především pak člověkem významně přeměněných kulturních krajinách, jsou v rámci strategií na ochranu přírody a krajiny navrhovány rozsáhlé soustavy biokoridorů a chráněných ploch habitatů tvořících tzv. ekologické sítě (Hilty et al., 2006). Podle Bučka (2013) se ekologická síť skládá ze stávajících ekologicky významných a navzájem propojených krajinných prvků, které jsou důležité z hlediska biodiverzity, geodiverzity a environmentální stability krajiny (viz také Míchal (1992) nebo Löw et al. (1995)). Při obnově či zlepšování konektivity krajiny pak nesmíme opomenout ani roli přirozených říčních sítí, které slouží jednak jako významné habitaty mnoha druhů a zároveň mohou fungovat i jako biokoridory či linie navádějící pohyb živočichů krajinou (Machar, 2008; viz též 2.2.2.1. *Vodní toky*).

V úvodu této kapitoly jsem se již krátce zmínil o územním systému ekologické stability, který začal vznikat už v 70. letech 20. století a dnes tvoří základ ekologické sítě v ČR (Pešout et Hošek, 2012), přičemž jeho obdoba funguje také na Slovensku (Miklós et al., 2019). ÚSES se

skládá ze soustavy biocenter, biokoridorů a interakčních prvků (tvoří okraje biocenter a biokoridorů – zprostředkovávají jejich kontakt s okolím), které jsou rozmístěny tak, aby přispívaly k zachování biodiverzity, přírodních procesů, příznivě působily na oblasti obydlené či hospodářsky využívané a celkově podporovaly mnohostranné využívání krajiny. Tyto prvky jsou pak podle biogeografického významu členěny do tří úrovní – místní, regionální a nadregionální (Kocián et Kovář, 2011; Buček, 2013). ÚSES je v současnosti nedílnou součástí ZOPK<sup>4</sup>, procesů územního plánování a komplexních úprav pozemků, což z něj podle Pešouta a Hoška (2012) dělá jeden z nejsilnějších právních nástrojů ochrany přírody a krajiny. Autoři však upozorňují, že tento potenciál není dosud v dostatečné míře využíván, a přestože je ÚSES dnes už v podstatě zcela vymezen, není zejména kvůli majetkoprávním vztahům a nízké motivaci hospodářů i obcí k vytváření a péči o dílčí prvky sítě dodnes z velké části realizován. Problémem ale může být dle autorů i to, že ÚSES bývá v ČR mnohdy poněkud zúženě vnímán jako plnohodnotná ekologická síť, ačkoli samotný není schopen zabezpečit ekologickou stabilitu krajiny a uchování biodiverzity. ÚSES totiž funguje dle autorů jen jako tzv. páteř mnohvrstevné ekologické sítě, kterou dále dotváří soustava ZCHÚ<sup>5</sup> všech kategorií, lokality soustavy Natura 2000, významné krajinné prvky a přírodní parky. Tyto oblasti se vzájemně často překrývají a plní souběžně více funkcí (např. ochranná pásma vodních zdrojů, protierozní prvky, rekreační plochy apod.). Při dotváření ekologické sítě v ČR se také v poslední době začíná využívat bioekologického přístupu, jehož příkladem může být třeba návrh sítě migračních koridorů pro velké savce umožňující ve výsledku pohyb i mnoha dalším živočichům mezi jejich jinak poměrně izolovanými habitaty (viz Anděl et al., 2010a; Anděl et al., 2010b). Aby se tak mohly vyjmenované prvky ekologické sítě vzájemně podporovat a doplňovat, je nutné chápat síť vždy celostně, neboť jen tehdy může plnit všechny své ekologicko-stabilizační funkce. Problematická je však podle Hlaváče a Pešouta (2017) také nově zpracovaná metodika vymezení ÚSES (viz Bínová et al. 2017), která je stále téměř výhradně založena na poznacích biogeografického členění ČR, a podle slov autorů „nijak nezohledňuje (někdy přímo potírá) potřeby společenstev druhů, které se v krajině aktuálně vyskytují, či chceme, aby se vyskytovaly“ (Hlaváč et Pešout, 2017, s. 7). Nevhodně je pak řešena zejména ochrana a konektivita druhově velmi bohatých a zároveň i vysoce ohrožených stanovišť bezlesí, např. stepi či sekundárně vlhké louky, a problémem jsou i biokoridory, které bývají navrhovány bez ohledu na jejich průchodnost pro organismy žijící v propojovaných částech ekologické sítě. Podkladem pro vymezení funkčního ÚSES by tak měly být dle autorů především aktuální údaje o stavu krajiny, cenných biotopů a výskytu populací chráněných, ohrožených či cílových druhů.

---

<sup>4</sup> Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny

<sup>5</sup> Zvláště chráněné území

Už v 90. letech 20. století se na několika mezinárodních konferencích řešících otázku životního prostředí projevíly také snahy o vytvoření Celoevropské ekologické sítě (PEEN<sup>6</sup>), jejíž návrh byl založen na základě konceptů tehdejší nizozemské ekologické sítě (Plesník, 2012; Pešout et Hošek, 2012). Základními prvky PEEN jsou: 1) jádrové oblasti sloužící k ochraně ekosystémů, habitatů, druhů a krajiny, 2) biokoridory pro zlepšení konektivity prostředí, 3) oblasti obnovy pro regeneraci poškozených částí ekosystémů, habitatů či lokalit evropského významu a 4) ochranná pásma pro podporu zmíněných prvků sítě a zmírnění působení případných vnějších vlivů (Hilty et al., 2006; Jongman et al., 2011). Vytváření této sítě je dnes podle Plesníka (2012) založeno především na postupném budování menších ekologických sítí v jednotlivých evropských státech na základě shodných klíčových principů a na úzké přeshraniční spolupráci při jejich propojování. Hlavním nedostatkem je pak dle autora nedořešená ochrana oblastí, které nepatří mezi celoevropsky významné biotopy či se zde nevyskytují evropsky významné druhy, ale zároveň hrají pro přežívání organismů a konektivitu prostředí klíčovou roli. Významným problémem však podle Plesníka (2012) a Jongmana et al. (2011) zůstává i skutečnost, že tvorba PEEN není zakotvena v legislativě EU a zároveň ani v žádné právně závazné mezinárodní úmluvě o ochraně životního prostředí, přičemž v mnoha státech se podpora PEEN ze strany politiků i veřejnosti významně liší a v některých zemích, zejména pak východní Evropy, navíc ani nejsou zřízeny fondy na budování a podporu této sítě.

### **3.2. ARCHITEKTURA BOKORIDORŮ**

Správné projektování a hodnocení funkčnosti biokoridorů by se mělo kromě posuzování konkrétních potřeb klíčových druhů neméně soustředit na obecné charakteristiky lokality, které mohou ovlivnit nejen složení druhů, jež koridory využívají, ale také dlouhodobou životnost biokoridorů a s ní spojenou i životaschopnost populací a společenstev, které jsou na jejich přítomnost vázány. Žádané funkčnosti a životnosti biokoridoru lze tak do značné míry dosáhnout už samotným pečlivým návrhem jeho architektury a poté i zasazením tohoto prvku do okolní krajiny (Bond, 2003; Hilty et al., 2006). Jak jsem naznačoval už v předchozích kapitolách, na funkčnost biokoridorů má obecně velký vliv kvalita habitatů, které propojuje, stejně jako kvalita prostředí a skladba vegetace v koridoru samotném, dále pak jeho kontinuita, rozměry a neméně také charakter a vlastnosti okolní krajiny (Hilty et al., 2006).

#### **3.2.1. Šířka, délka a tvar**

Forman a Godron (1993) rozdělují biokoridory na základě jejich šířky do dvou skupin: pásové (dost široké na to, aby mohly obsahovat kromě okrajů i vnitřní prostředí – s minimálním

---

<sup>6</sup> Pan-European Ecological Network

nebo žádným vlivem okrajových efektů) a liniové (úzké, tvořené pouze dvěma okrajovými habitaty). Většina dat ze studií porovnávajících vliv šířky biokoridorů na zachování dostatečné míry konektivity habitatů hovoří podle Hilty et al. (2006) primárně ve prospěch širokých pásových koridorů, které obecně podporují výskyt více druhů organismů a lépe tak zajišťují i integritu celých společenstev. Stejný názor zastává i Bondová (2003), která ve své studii přímo uvádí, že biokoridory by se vždy měly navrhovat tak široké, jak to jen dané podmínky dovolují. Šířka koridoru se může v závislosti na typu habitatu či nárocích cílových druhů lišit, ale dle autorky by neměla překročit minimální hodnotu 1000 stop, což odpovídá zhruba 300 m. Friend (1991) také podotýká, že základním principem pro odhad minimální nutné šířky biokoridorů by mělo být shromáždění a využití informací o nárocích druhů postavených v dané oblasti vysoko v potravním řetězci. Tyto druhy je pak vzhledem k jejich často vysokým ekologickým nárokům vhodné při návrzích biokoridorů považovat za klíčové, neboť zajištěním dostatečné prostupnosti krajiny ně můžeme zároveň dosáhnout dostatečné konektivity prostředí pro ostatní druhy nebo i celé ekosystémy (Friend, 1991; Anděl et al., 2010a).

Vliv šířky biokoridorů vedoucích podél vodních toků a tvořených převážně porosty dubů na výskyt savčích predátorů zkoumali pomocí kamer ve vinařské oblasti Sonoma County v Kalifornii Hilty a Merenlenderová (2004). Z jejich pozorování vyplynulo, že při porovnání úzkých (1-28 m) a širokých (360-1450 m) biokoridorů o zhruba stejné délce se nejvíce původních druhů predátorů pohybovalo právě biokoridory širokými. Navíc se ukázalo, že úzké biokoridory podporovaly na úkor zdejších původních druhů predátorů, jako je rys červený (*Lynx rufus*), mýval severní (*Procyon lotor*), skunk pruhovaný (*Mephitis mephitis*) nebo kojot prérijní (*Canis latrans*), spíše pohyb druhů nepůvodních, jako vačice virginské (*Didelphis virginiana*) nebo domestikovaných koček a psů. Studie Spackmana a Hughese (1995) si pak přímo kladla za cíl stanovení minimální šířky biokoridorů vedoucích podél středních toků řek. Autoři zaznamenávali při terénních průzkumech počty druhů savců, ptáků a cévnatých rostlin na jednotlivých plochách postupně se vzdalujících od linie každoroční výšky hladiny vody v řekách. Z průzkumu vyplynulo, že 90 % rostlin, které se šíří a rostou v pásech podél říčních koryt, se vyskytuje v koridorech širokých už od 10 až 30 m. Minimální šířka biokoridorů zahrnujících 90 % druhů ptáků se naopak pohybovala v rozmezí 75 až 175 m. Pohyby většiny druhů savců určené podle míst nálezů trusu, srsti či stop zvířat byly zase soustředěny především do bezprostřední blízkosti břehů v pásech širokých pouze několik metrů. Oblastmi ve vzdálenosti 10 a více metrů od vodního toku se podle pozorování savci přesouvali méně intenzivně. Autoři tak došli k závěru, že standardní minimální šířku biokoridorů, jež mají sloužit více druhům organismů, nelze jednoznačně a spolehlivě určit. Pro stanovení náležitých rozměrů biokoridoru je tudíž dle autorů nutné hodnotit okolí každého vodního toku zvlášť, přičemž na jejich funkčnost má vliv spíše charakter rozhraní vodního toku a

okolní krajiny např. svažitosť a členitosť terénu či sklon břehů. Kubeš (1996) také zmiňuje význam šířky biokoridoru vzhledem k zachování vnitřního prostředí v něm, které pak může mít značný vliv např. na šíření některých lesních druhů. Autor ve své studii uvádí, že mnoho druhů bylin, hub, hmyzu, měkkýšů a dalších organismů adaptovaných na specifické fyto klimatické podmínky lesa se nedokáže šířit biokoridory širokými 40 a méně metrů, které však např. v metodice vymezení ÚSES pro lokální a regionální úroveň také figurují.

Někteří autoři také tvrdí, že šířka a délka biokoridoru se navzájem ovlivňují, z čehož vyplývá, že pro zachování funkčnosti delších koridorů by se měla adekvátně zvětšit i jejich šířka (Laurance, 1995; Friend, 1991). Beier (1995) sledoval ve státě Kalifornie pomocí radiolokátorů pohyby mladých jedinců pumy americké (*Felis concolor*) při hledání nových teritorií. Tito jedinci využívali při šíření kulturní krajinou 3 biokoridory různých délek – 1,5; 4 a 6 km, které však vznikly pouze z důvodu rozšiřování okolních měst jako zbytkové lineární habitaty. Součástí koridorů byly i podchody rychlostních silnic. Autor pak v závěru studie uvádí, že pokud jsou v biokoridorech a jejich bezprostředním okolí zajištěny vhodné podmínky pro výskyt a pohyb pumy (např. míra disturbancí, vegetační pokryv aj.), měly by mít koridory dlouhé do 800 m šířku nejméně 100 m a pokud se jejich délka pohybuje v rozmezí 1-7 km, jejich šířka by měla dosahovat nejméně 400 m. Podle dat z monitoringu jsou pak pumy schopné překonat na své cestě biokoridorem i pouze 3,3 m široké podchody pod silnicemi. Autor však zároveň upozorňuje, že pokud se kvalita podmínek pro výskyt či pohyb pumy v biokoridoru zhorší, měla by se také adekvátně zvětšit jeho šířka.

Parametry a design biokoridoru by mimo jiné měly odpovídat i délce období, po které má koridor sloužit, případně zohlednit sezónnost pohybu cílových druhů, pro něž byl navržen (Harris et Scheck, 1991; Newmark, 1993). Harris a Scheck (1991) ve své studii doporučují, že pokud je biokoridor navrhován pouze pro zmírnění či eliminaci následků dočasných disturbancí trvajících v řádu nanejvýš několik měsíců a pokud bude po tuto dobu využíván převážně jednotlivými zvířaty, jejichž chování a nároky na prostředí jsou nám dobře známé, může pro tyto účely postačovat koridor o šířce 1-10 m. Pro zajištění správné funkčnosti biokoridoru, s jehož přítomností je svázána existence metapopulací nebo má sloužit v řádu několika let až desetiletí, by se měla jeho šířka pohybovat v rozmezí 100-1 000 m. A v případě, kdy má biokoridor zabezpečit dostatečnou konektivitu celých druhových společenstev, o biologii a ekologii cílových druhů nemáme dostatečné informace nebo od koridoru očekáváme, že bude sloužit po dobu mnoha desítek let, měly by jeho návrhy počítat se šířkou i několika kilometrů. Podle Newmarka (1993) i Hilty et al. (2006) však mohou funkčnost biokoridorů sloužících pouze pro sezónní migrace zvířete v určitých obdobích snižovat také např. lidské aktivity v nich (rekreační sporty, pasení dobytka,



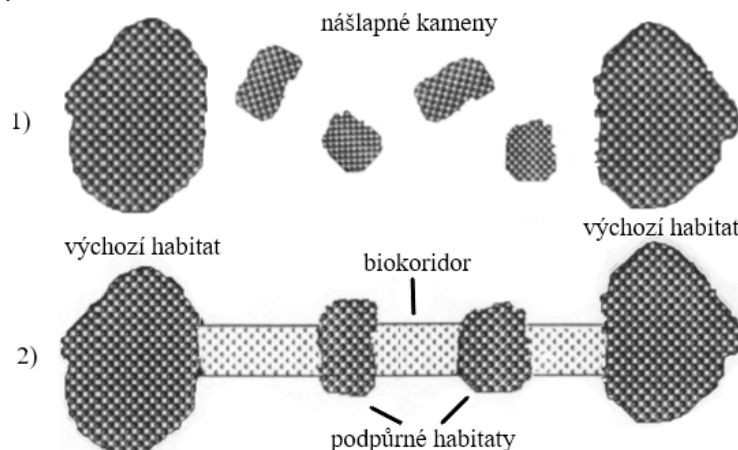
sběr palivového dřeva aj.) (např. Taylor et Knight, 2003), které by jinak mohly být po zbytek roku přijatelné, čímž mohou biokoridory navíc získat i podporu a oblibu u veřejnosti.

Dalším z přístupů ke stanovení rozměrů biokoridorů je vztahení jejich šířky a délky k rozloze plochy zbývajících habitatů, které koridory propojují (Kubeš, 1996). Pro porovnání tak uvádím minimální parametry biocenter a biokoridorů, které jsou uvedené v metodice vymezení ÚSES na území ČR (Bínová et al., 2017). Minimální výměra lokálních biocenter je 1-3 ha, regionálních 10-46 ha a nadregionálních pak 1000 ha. Maximální délka lokálních biokoridorů je 1,5-2 km, dílčích úseků regionálních 0,5-1 km a celých regionálních biokoridorů až 8 km, nadregionálních 0,7 km (pro dílčí úsek mezi vloženými lokálními biocentry) a 8 km (pro dílčí úsek mezi vloženými regionálními biocentry). Minimální šířka lokálních biokoridorů je 15-20 m, regionálních 40-50 m a nadregionálních opět pouhých 40 m.

Šířka biokoridoru je významným parametrem především vzhledem k síle okrajového efektu (ang. edge-effect), který může negativně ovlivnit míru využívání biokoridoru i mortalitu živočichů v nich (Soule et Gilpin, 1991; Newmark, 1993). Průměrná šířka zóny okrajového efektu je podle Bínové et al. (2017) 30 m. Biokoridory bývají jako lineární krajinné útvary ze své podstaty často dlouhé a úzké – mají velký poměr ploch okrajů k jejich celkové rozloze (angl. edge:area ratio), a z tohoto důvodu jsou silně ovlivňovány okrajovými efekty (Soule et Gilpin, 1991; Loney et Hobbs, 1991). Jedním z řešení, jak působení těchto nežádoucích efektů zmírnit, je právě zvětšení jejich šířky a případné urychlení pohybu živočichů koridorem – přičemž platí, že čím větší je relativní mortalita druhů v okrajích, tím širší koridor musí být (Soule et Gilpin, 1991). Urychlení pohybu zvěře koridorem můžeme docílit několika způsoby (Soule et Gilpin, 1991; Newmark, 1993). Základním předpokladem pro rychlý a úspěšný pohyb organismů skrz biokoridory je podle Newmarka (1993) jejich délka – čím je koridor delší, tím menší je pravděpodobnost, že se zvířeti podaří skrz něj za danou dobu projít. Za předpokladu, že je zajištěna dostatečná šířka biokoridoru, vnímají organismy dle autora jeho délku jako překážku primárně ve vztahu ke kvalitě vnitřního prostředí. Při návrhu delších biokoridorů je tedy velmi důležité, aby byly schopny pokrýt všechny habitatové nároky druhů, a to ideálně po celé jejich délce. Protože se ale kvalita a typ habitatů v dlouhých koridorech často mění (Iuell et al., 2003, Dufek et al. 2003), pro zajištění dostatečné funkčnosti po celé jejich délce navrhuje Newmark (1993) i Soule a Gilpin (1991) zařazení série menších rezervací či ploch kvalitních habitatů podél biokoridorů, které dokáží uspokojit většinu ekologických nároků organismů nebo jim alespoň poslouží jako skrýš či místo odpočinku pro nabrání sil na další cestu – viz obr. 7.

Uspořádání menších podpůrných plošek podél biokoridorů připomíná na první pohled jedno z alternativních řešení, kterým lze vylepšit konektivitu habitatů – nášlapné kameny (obr. 7.). Ty mohou být tvořeny buď malými plochami habitatů nebo chráněných oblastí, které ale nejsou

fyzicky propojené, čímž mohou zajišťovat funkční konektivitu krajiny druhům, které pro šíření či migrace nevyžadují nutně přítomnost kontinuálních koridorů (Forman, 1995). Použití nášlapných kamenů může být podle Bauma et al. (2004) vhodné také v případech, kdy nelze kontinuální biokoridory propojující habitaty zbudovat nebo se pomocí nich lépe přiblížíme přirozené konfiguraci krajiny.



**Obr. 7:** Porovnání dvou způsobů zajištění konektivity habitatů – 1) nášlapné kameny, 2) biokoridory, jejichž funkčnost může být dále vylepšena sérií menších kvalitních habitatů (vhodné u velmi dlouhých biokoridorů) (upraveno podle: Newmark, 1993).

Ze skupiny organismů, jež jsou evolučně dobře přizpůsobené konektivě krajiny zprostředkované pomocí nášlapných kamenů, vyniká zejména mnoho druhů schopných letu – zpravidla tedy migrující druhy ptáků či hmyzu (Hilty et al., 2006; Alerstam et Bäckman, 2018). Jak uvádějí Alerstam a Bäckman (2018), dálkové migrace živočichů jsou charakteristické dvěma hlavními fázemi: 1) lokomoce – jedinec při pohybu z jednoho místa na druhé překonává určitou vzdálenost a spotřebovává energii, 2) ukládání zásob – jedinec odpočívá a přijímá potravu, čímž shromažďuje a obnovuje energetické zásoby. Tyto fáze se po dobu cesty většinou i několikrát opakují, a celé migrační pohyby se tak skládají ze střídavých period zastávek a přesunů. Shánění, popř. lov a následná konzumace potravy se často odehrávají při zastávkách právě na oněch plochách nášlapných kamenů. Jejich stav a hojnost dostupných zdrojů zde pak mohou zásadně ovlivnit úspěšnost migrací, a tudíž i životaschopnost dotčených druhů a neméně pak i dalších druhů na ně vázaných (Morrison et al., 2004).

Soule a Gilpin (1991) na základě výsledků počítačových modelů dále naznačují, že funkčnost biokoridoru je závislá i na jeho tvaru, a zhoršit ji tak mohou v podstatě jakékoli odchylky od linearit (např. trychtýřovité zužování či rozšiřování, klikatost, zlomy nebo obchvaty či přemostění). Autoři dávají toto zhoršení funkčnosti do vztahu především k narůstající rozloze ploch okrajů, kvůli čemuž pak dochází i k častějším negativním interakcím organismů s nimi (např. zvýšené riziko predace). Sami autoři však v závěru studie dodávají, že tyto poznatky nemohou být použity při návrhu biokoridorů bez toho, aniž by byly potvrzeny na základě terénních experimentů.

### 3.2.2. Vegetační pokryv a kvalita habitatu

Podle Loneyho a Hobbse (1991) můžeme na základě způsobu vzniku rozeznat tři typy biokoridorů: přírodní (např. vegetační pásy podél vodních toků či horské průsmyky), zbytkové (zbylé pásy vegetace po fragmentaci krajiny, např. koridory podél silnic a železnic) a kulturní (uměle zbudované či vysazené, např. větrolamy, živé ploty nebo ekodukty). Ke způsobu vzniku biokoridorů jsou pak často vázány i další parametry jako je stáří, integrita, struktura a druhová skladba vegetace, kvalita habitatu, začlenění do krajiny nebo i následný způsob jejich managementu (Loney et Hobbs, 1991; Hilty et al., 2006; Večeřa et al., 2016). Podle Newmarka (1993) je také důležité si uvědomit, že volně žijící organismy nejsou schopné rozpoznat v krajině biokoridory jako habitaty sloužící primárně pro pohyb a šíření prostředím. To, co však živočichové rozeznají, je skutečnost, zdali je pro ně habitat uvnitř koridoru vhodný, od čehož se následně odvíjí i funkčnost daného biokoridoru.

Tilman et al. (1997) zkoumali pomocí počítačové simulaci vliv šířky, délky a kvality habitatů na funkčnost biokoridorů, přičemž se potvrdily poznatky, o kterých jsem psal už v předchozí kapitole, že šířka má na jejich funkčnost zpravidla větší vliv než délka. Zároveň se však ukázalo, že nároky druhů na kvalitu habitatů uvnitř biokoridorů pro zajištění jejich dostatečné efektivity mohou být dokonce i vyšší než nároky na kvalitu velkých ploch zdrojových habitatů. Z výsledků vyplynulo, že je mnoho druhů schopno dlouhodobě přežít na plochách s až 50% mírou destrukce původního habitatu, kdežto biokoridory vykazující stejnou míru destrukce jsou ve vztahu k pohybu organismů prostředím už zcela nefunkční. Závislost kvality prostředí v biokoridorech na jejich funkčnost pak dokumentují např. empirické studie Merriama a Lanoueho (1990) či Bennetta et al. (1994) Z jejich závěrů vyplývá, že malí savci vykazují větší míry i úspěšnost pohybu mezi habitaty propojenými kvalitnějšími koridory živých plotů než koridory méně kvalitními – tedy s nižší diverzitou a strukturní komplexitou vegetace, vyšší četností a velikostí mezer nebo překážek, menší šířkou apod.

Hodnocení vlivu rozdílného stáří biokoridorů a s ním spojeným postupem vegetační sukcese na šíření vybraných lesních druhů bylo jedním z cílů studie Večeři et al. (2016). Autoři zkoumali diverzitu a distribuci rostlin a měkkýšů ve dvou větrolamech s průměrnou šířkou 50 m, délkou okolo 1 km a stářím 42 let a jednoho biokoridoru, který byl vysazen v rámci ÚSES jako součást budoucího nadregionálního biokoridoru. Tento biokoridor starý 18 let byl v průměru pouze 11 m široký a 1 km dlouhý. Všechny koridory vedly skrz zemědělskou krajinu a propojovaly polopřirozené lesy. Ze studie vyplynulo, že starší a širší koridory větrolamů plní svou funkci při šíření lesních druhů i navzdory přerušením silnicí a potokem lépe než mladší a užší biokoridor, ve kterém se za tak krátkou dobu prostředí podobné lesnímu ještě nestačilo vyvinout. Sami autoři však zmiňují, že funkčnost nejuzšího biokoridoru mohla být včetně jeho značně menší šířky

ovlivněna i odlišnými podmínkami prostředí v biokoridoru a na lesních plochách, jež spojoval, (např. pH, půdní vlhkost či obsah uhličitany) a také přítomností ovocného sadu a houštin, které napojovaly jeden konec biokoridoru na les. Bryja a Zukal (2000) pak ve své studii shodně uvádí, že druhová společenstva malých savců jsou v mladých raně sukcesních biokoridorech vedoucích zemědělskou krajinou kvantitativně velmi podobná okolí, ale zároveň velmi odlišná od komunit plně vyvinutých pásů větrolamů, jež se více podobají lesním společenstvům.

V závislosti na potřebách klíčových druhů či míře nehostinnosti okolní krajiny, mohou pro zlepšení její konektivity posloužit i biokoridory tvořené pouze otevřenými habitaty (např. travnaté pásy podél silnic nebo průseky pod vedením vysokého napětí) nebo biokoridory nižší kvality (dtto) (Hilty et al., 2006). Haddad a Tewksbury (2005) se zaměřili na výzkum pohybu dvou druhů motýlů otevřených stanovišť v experimentálně vytvořené krajině habitatů a biokoridorů jako výseků v rozlehlé borovicové plantáži v Národním environmentálně-výzkumném parku státu Jižní Karolína v USA. Z jejich experimentu vyplynulo, že biokoridory tvořené pouze otevřenými habitaty umožňují šíření některých druhů i navzdory tomu, že nepodporují jejich dlouhodobý výskyt a přežívání (např. nedostatečné množství vhodných potravních zdrojů či síla okrajových efektů). Tyto méně kvalitní biokoridory pak mohou být přínosné především pro ochranu organismů schopných překonat celou jejich délku během života jedné generace. V návaznosti na jejich výsledky autoři také upozorňují, že samotná přítomnost druhů v biokoridorech při výzkumech jejich funkčnosti nemusí mít o jejich využívání organismy pouze pro pohyb prostředím dostatečnou vypovídající hodnotu. Studie Beiera (1995), kterou jsem zmínil už v předchozí kapitole, využívání zbytkových značně degradovaných biokoridorů při šíření mladých jedinců pumy americké také potvrzuje. Autor navíc v závěru své práce uvádí, že pro pumy je jakékoli spojení dvou izolovaných ploch ve výsledku lepší než žádné.

Významný vliv na funkčnost biokoridorů může mít podle Clarke et al. (2007) způsob jejich managementu. Autoři se zabývali otázkou, zdali je možné najít kompromis mezi managementem rozsáhlých výseků podél vedení energetických sítí v Austrálii pro zajištění dostatečné protipožární ochrany a zároveň i ochrany biodiverzity. Z jejich výzkumu vyplynulo, že dosavadní postupy kompletního odstraňování vegetace koridorů pomocí aplikace herbicidů a následných sečí v intervalech 1-6 let pro zajištění dostatečné protipožární ochrany a spolehlivé funkčnosti sítě způsobují vytváření rozsáhlých systémů liniových bariér. V pásech nízké a strukturně málo komplexní raně sukcesní vegetace se podle autorů vyskytovalo pouze malé množství druhů, a navíc tvořily vzhledem ke vzrostlé a vyvinuté vegetaci matrice tzv. tvrdé okraje, které ještě více umocňují sílu okrajových efektů, snižují prostupnost krajiny pro lesní druhy vnitřních habitatů, a naopak podporují šíření všudypřítomných druhů generalistů (Forman, 1995). Jako nejvýhodnější se pak dle autorů jeví ekologicky šetrné režimy managementu založené na udržování středních

sukcesních stádií vegetace (angl. mid-seral-stage), které vykazovaly nejvyšší hodnoty biodiverzity a zároveň poskytovaly i vhodný habitat pro původní druhy, jež se v okolních lesních habitatech vyskytovaly jen zřídka.

Dalším funkčním parametrem biokoridorů je i výskyt původní vegetace, která může zvýšit pravděpodobnost využívání koridorů organismy, kdežto přítomnost exotických druhů rostlin může živočichy naopak odrazovat (Bennett, 1991). Autoři Laurance a Laurance (1999) se zaměřili mimo jiné na výzkum vlivu druhového složení vegetace zbytkových biokoridorů spojujících habitaty deštných pralesů v australském státě Queensland na výskyt a využívání biokoridorů stromovými savci, konkrétně vačicemi a stromovými klokany. Ze studie vyplynulo, že všechny druhy pozorovaných savců se vyskytovaly pouze v druhově bohatých biokoridorech tvořených zbylými pásy primárních deštných pralesů propojených s oblastmi rozsáhlých nefragmentovaných lesů. Nejméně stromových savců se naopak vyskytovalo v druhově i strukturně chudých biokoridorech tvořených především sekundárními porosty akácií. V určitých případech však může podle Hilty et al. (2006) a Cromeho et al. (1994) nepůvodní vegetace posloužit klíčovým druhům jako dostatečný zdroj potravy nebo vytvořit či podpořit vhodnou strukturu porostu, a nahradit tak funkce vegetace přirozené, kterou se např. z důvodu pozměněných vegetačních podmínek nemusí do biokoridorů dařit úspěšně reintrodukovat.

### **3.2.3. Okolní krajina**

Výskyt a pohyb organismů prostorem většinou nezáleží jen na vlastnostech a charakteru daného místa či koridoru, ale je ovlivněn také rysy a pochody odehrávajícími se v okolní krajině. Do plánování a hodnocení biokoridorů a celkově i konektivity prostředí je tudíž nutné zahrnout i současný stav a předpokládaný vývoj okolní krajiny (Ahern, 1995; Baum et al., 2004; Hilty et al., 2006). Hilty et al. (2006) např. zmiňují, že pokud je celková kvalita a integrita habitatů klíčových druhů v krajině nízká, bývá zpravidla složitější za pomoci biokoridorů či nášlapných kamenů zlepšit či obnovit i její konektivitu. Ahern (1995) a Kubeš (1996) tak dodávají, že zcela nejvhodnějším přístupem k ochraně konektivity krajiny je předcházení a minimalizace její fragmentace společně s identifikací a ochranou biokoridorů ještě předtím, než k jakékoli fragmentaci prostředí dojde. Z pohledu krajinné ekologie má na jednotlivé prvky krajiny – plošky a koridory, významný vliv krajinná matrice. Matrici definujeme podle tří kritérií jako krajinný prvek s největší rozlohou, spojitostí (ne však nutně prostupností) a vlivem na řízení krajinné či regionální dynamiky (Forman et Godron, 1993; Forman, 1995). Podle Bischoffa a Jongmana (1993) převládá v Evropě převážně zemědělská matrice, čemuž odpovídají i aktuální data z Eurostatu o způsobu využívání půdy v EU sebraná v roce 2015. Tehdy tvořily zemědělské plochy 41,1 % z celkové rozlohy EU. Zemědělská matrice je poté podle Peterjohna a Corrella (1984)

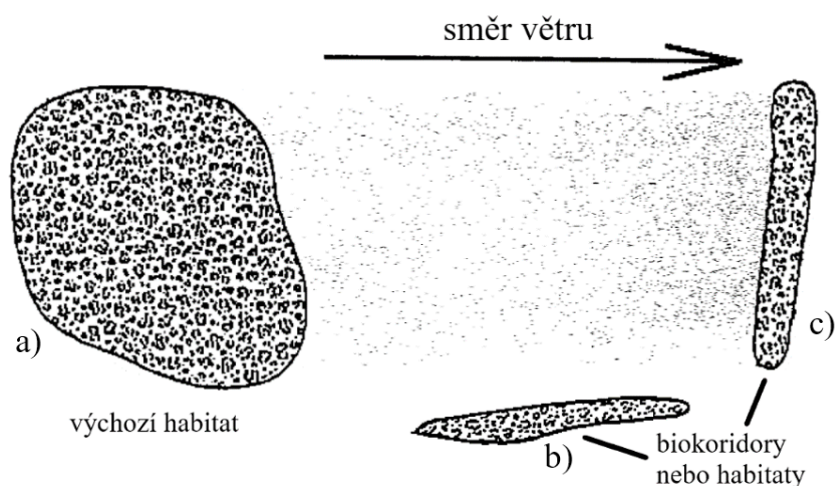
zpravidla charakterizována relativně pomalými změnami ve využívání půdy a vyššími toky živin a materiálu. Naopak matrice tvořená venkovskými, předměstskými nebo lesními celky je charakteristická častými a mnohdy i kontinuálními změnami ve využívání půdy (Ahern, 1995).

Organismy se kromě šíření skrze biokoridory nebo nášlapné kameny přirozeně pohybují také matricí, a to i v případě, že je její prostředí pro dlouhodobé přežívání či reprodukci daných druhů nevhodné (Forman et Godron, 1993; Baum et al., 2004; Collinge, 2009). Baum et al. (2004) zkoumali vliv kvality a prostupnosti matrice na funkčnost biokoridorů, a to na základě sledování pohybu hmyzu z řádu polokřídílí – konkrétně *Prokelisia crocea*. Autoři dospěli k závěru, že biokoridory i nášlapné kameny obklopené matricí, která vykazuje nízkou míru rezistence vůči pohybu, podporovaly konektivitu habitatů mnohem více, než biokoridory či nášlapné kameny zasazené do matrice s vysokou rezistencí. Tyto výsledky si vysvětlují především na základě toho, jak kvalita a prostupnost matrice ovlivňuje charakter hranice habitatu či koridoru s okolím. Okraje pak mohou být vzhledem k povaze a vlastnostem matrice vnímány jako tvrdé – obtížně prostupné, nebo měkké – snadno prostupné. Pro zkoumaný druh hmyzu pak představovaly hranice mezi biokoridory s převahou hostitelské rostliny (*Spartina pectinata*) a matricí tvořenou vegetací posečenou až úplně k zemi výraznou bariéru. Zatímco matrice s neposečenou vegetací, třebaže byla tvořena monokulturou exotického sveřepu bezbranného (*Bromus inermis* Leyss), pohyb přes okraje téměř neomezovala. Na míru rezistence matrice je pak podle Haddada (2000) a Bauma et al. (2004) z velké části vázána funkčnost nášlapných kamenů. Pohyb organismů skrz ně totiž vyžaduje na rozdíl od kontinuálních biokoridorů vícenásobné překonávání hranic habitat-matrice, a tudíž je vhodné je využít pouze v případech, kdy hranice habitatů nepůsobí jako bariéry.

Významný vliv na funkčnost biokoridorů může mít také přítomnost konkurenčních druhů, predátorů nebo jiných organismů, jejichž výskyt na plochách habitatů, v matrici nebo i přímo v biokoridorech klíčové druhy nějak ovlivňuje (Melián et Bascompte, 2002; Fraser, 1995; Baum et al., 2004). Pokud je v matrici např. hojný výskyt predátorů, může být jejich kořist nucena kvůli snížení rizika predace k pohybu pouze skrze biokoridory. Naopak pokud se predátoři soustředí především podél či přímo uvnitř biokoridorů či nášlapných kamenů, bude se jejich kořist pohybovat především skrz matrici (Baum et al., 2004; Denno et al., 2005).

Dostatečnou konektivitu habitatů pro organismy šířící se prostřednictvím vzdušných či vodních proudů můžeme podle Baudryho a Merriama (1988) i Burelové a Baudryho (2003) zajistit mimo jiné i vhodným prostorovým uspořádáním jednotlivých krajinných prvků vůči sobě navzájem a vůči převládajícímu proudění, viz obr. 8. Semena rostlin či drobný hmyz pak může být prouděním přenesen buď přímo z jednoho habitatu na druhý nebo z habitatu do biokoridoru, kudy se případně může dále šířit. Baudry a Merriam (1988) však podotýkají, že pokud je převládající

směr větru v období šíření semen či živočichů konstantní, je třeba počítat s tím, že takovéto spojení pouze jednosměrné. To samé pak dle autorů platí i při šíření pomocí vodních proudů.



**Obr. 8:** Konektivita krajinných prvků zprostředkovaná vzdušnými proudy. Při převládajícím směru proudění větru naznačeném šipkou je konektivita ploch a) a c) vysoká, kdežto plocha b) je z pohledu organismů šířících se větrem izolovaná (upraveno podle: Baudry et Merriam, 1988).

### 3.3. MIGRAČNÍ OBJEKTY VE VZTAHU K CÍLOVÝM DRUHŮM ORGANISMŮ

Jak jsem již zmínil v kapitole 2.2.2. *Liniové útvary jako bariéry a koridory*, rychlý rozvoj dopravy a s ní spojené dopravní infrastruktury představuje jednu z hlavních příčin fragmentace krajiny. Frekventované silnice a železnice nebo nevhodně zregulované vodní toky a přehradly pak tvoří rozsáhlé a obtížně překonatelné liniové bariéry bránící přirozenému pohybu organismů prostředím. Anděl et al. (2010a) např. varují, že pokud biokoridor protne bariéra s vysokou rezistencí, může ho vyřadit z funkčnosti v celé jeho délce. Vlivem rozrůstající se sítě dopravní infrastruktury dochází také k nárůstu počtu živočichů sražených a usmrcených vozidly, což vede jednak k ohrožení bezpečnosti provozu a zároveň také k ohrožení jejich dlouhodobého přežívání v krajině. Omezení dopadů dopravy na okolní krajinu a organismy v ní žijící je podle Iuella et al. (2003) i Hlaváče a Anděla (2008) značně obtížné a bývá v první řadě založeno na zajištění dostatečného počtu míst, kudy mohou zvířata silnice bezpečně překonat.

Pro zprůchodnění silnic a železnic bývají budovány speciální průchody vedoucí nad (nadchody, zelené mosty, ekodukty) nebo pod (podchody, tunely, propustky) úroveň dopravního koridoru. Jejich účinnost pak podle Anděla et al. (2011) záleží na mnoha faktorech, které lze rozdělit do čtyř hlavních skupin: 1) typ konstrukce, 2) rozměrové parametry, 3) začlenění do okolí a 4) ochrana před rušivými vlivy komunikace. Za vyzdvihnutí ale stojí např. i stav populací cílových druhů v krajině, významnost migračních cest, na které je průchod napojen, využití přirozených i uměle zbudovaných naváděcích struktur a podle Iuella et al. (2003) můžeme

funkčnost znatelně vylepšit i periodami sníženého provozu na komunikaci např. v noci. Vhodnou lokalitu pro umístění průchodů pak určujeme na základě detailních migračních studií dotčených živočichů (Anděl et al., 2011). Využívání průchodů však může být podle Hlaváče a Anděla (2001) v některých případech ovlivněno i nestálostí teritorií po stavbě komunikace. Zvířata si vyjasňují nové hranice vzhledem k nové bariéře a případným průchodům, a v populacích je tudíž i větší počet hledajících a migrujících jedinců. Postupné ustálení teritorií pak může způsobit značný pokles ve využívání průchodů.

Rozhodnutí, zda využít nadchod či podchod, je podle Iuella et al. (2003) vždy částečně předurčeno topografií místního terénu. Podchody je vhodné navrhovat většinou v případě, že je komunikace vedena na náspu, nadchody pak v situaci, kdy je vedena zářezem (Hlaváč et Anděl, 2001). Významné kritérium pak představují ekologické nároky cílových druhů – např. pro obojživelníky je vzhledem k jejich omezeným pohybovým schopnostem, náchylnosti na vysychání a silným vazbám na úkryty podél trasy pohybu vhodné navrhovat krátké podchody menších rozměrů, ve kterých je zpravidla vlhčí prostředí a poskytují živočichům větší pocit bezpečí než velké ekodukty s rozvolněnou vegetací a sušším prostředím vhodné spíše pro větší savce (Anděl et al.; 2011). Dalším z kritérií je tudíž i charakter povrchu průchodů, po kterém se organismy pohybují. – ideální variantou je nezpevněná půda, nevyhovující pak dlažba i šterk. Funkčnost může snižovat také přítomnost příkrých koryt a jímek na dešťovou vodu, které mohou některým malým živočichům zcela zamezit přístup do průchodů nebo fungovat jako pasti. Naopak příhodná je pro ně přítomnost např. kmenů nebo velkých kamenů, které jim umožní překonat jinak holý prostor v krytu (Hlaváč et Anděl, 2001 a 2008). Příznivě působí také povrch pokrytý vegetací (preferovány jsou lokální druhy), které se na nadchodech daří díky lepším světelným podmínkám zpravidla lépe než v podchodech, přičemž přítomnost více různých mikrohabitátů v porostu může lákat také více druhů. Podmínky na nadchodech však bývají zároveň i sušší, a proto se pro živočichy vyžadující vlhčí prostředí zdají být vhodnější naopak podchody (Iuell et al., 2003). Prostupnost dopravních komunikací pro zvěř však mohou zlepšit nejen objekty k tomuto účelu speciálně vybudované (nejvhodnější je vstup lidí na ně zcela zakázat), ale i mosty, propustky či jiné stavby navržené primárně pro lidi, jejichž konstrukci vhodně upravíme. Úprava již zbudovaných objektů je tak často nejlepším kompromisem vzhledem k finančním nákladům i průchodnosti komunikací (Iuell et al., 2003; Hlaváč et Anděl, 2008; Anděl et al.; 2011).

V případě vodních toků, jejichž konektivita je důležitá pro zachování funkčnosti celého systému říčního kontinua, s čímž souvisí i migrace ryb a ostatních vodních živočichů, představují významný problém především stavby přehrazující celé koryto toku např. hráze vodních nádrží včetně rybníků a malých vodních elektráren, protipovodňové bariéry, plavební komory či některé jezy, které jsou bez patričních úprav pro naprostou většinu těchto živočichů zcela neprůchodné.



Migrující ryby, které se snaží tyto bariéry překonat, pak zejména při cestách směrem po proudu mnohdy hynou na následky stresu či zranění způsobených průchodem vodními turbínami či přepady. Bariéry v migračních trasách navíc živočichy při přesunech po i proti směru proudu řek opožďují a v problémových místech také koncentrují, což zároveň nahrává predátorům, kteří mohou dále výrazně snižovat početnost jejich populací. Dostatečnou průchodnost významných bariér se tudíž snažíme zajistit výstavbou rybích přechodů vedených okolo těchto staveb nebo pomocí méně používaných tzv. rybích výtahů. (Marmulla, 2001; Marmulla et Welcomme, 2002).

### 3.3.1. Nadchody

Základním parametrem nadchodů je podle Iuella et al. (2003) i Hlaváče a Anděla (2001) jejich šířka, přičemž zpravidla platí, že čím je nadchod širší, tím více funkcí může obstarat. Nadchody se tak dělí na jednoúčelové (pouze pro pohyb živočichů – využívány jen ve výjimečných případech) a víceúčelové (převádějí i lesní či polní cestu – základním cílem je buď převedení cesty nebo pohyb živočichů). Při návrhu rozměrů a tvaru by pak měly být preferovány mosty co nejkratší s nálevkovitým rozšířením na obou stranách (zvláště u malých nadchodů – do 20 m středové šířky), které živočichy na objekt lépe navádí a poskytují dostatečný pocit otevřenosti (Anděl et al.; 2011). Doporučená vstupní šířka se pro potřeby velkých savců, pro něž bývají nadchody také nejčastěji budovány či upravovány, pohybuje okolo 40-50 m a šířka středová by neměla být významně nižší než 20 m (Hlaváč et Anděl, 2001; Iuell et al., 2003). Kvůli omezení rušivých vlivů komunikace by měly být všechny nadchody navíc osazeny nejméně 2 m vysokými bočními neprůhlednými stěnami z přírodních materiálů doplněnými zhuštěnou vegetací okrajů. Vegetace linoucí se středem nadchodu by naopak měla být vzhledem k pohybu větších živočichů rozvolněnější (Anděl et al.; 2011). Poloha a orientace nadchodů se musí odvíjet zejména z poznatků o pohybu a chování cílových druhů v krajině, pro velké savce je např. nejvhodnější umístit je podél jejich dlouhodobě využívaných tras pohybu nebo do míst, kam je zvěř přirozeně naváděna (Anděl et al., 2010a). Hlaváč a Anděl (2001) také podotýkají, že ve vzdálenosti alespoň několika kilometrů od nadchodu by se neměla nacházet žádná další významná bariéra. Velmi přínosné až nutné je pak podle Iuella et al. (2003) i Anděla et al. (2011) využití plotů napojených na boční stěny nadchodu jako naváděcích bariér pro zvěř. Oplocení dopravních komunikací by mělo být realizováno do vzdálenosti 100-500 m od migračních objektů, neboť souvislé linie plotů podél silnic sice významně snižují riziko srážky vozidel se zvěří, ale bez současného zajištění dostatečného množství průchodů, představují spolu hustou dopravou pro volně žijící živočichy absolutní bariéry v krajině. Speciální typy nadchodů (lana, síťové přechody či i upravené konstrukce mýtných bran) pak mohou dle autorů sloužit živočichům pohybujícím se v korunách stromů (veverky, kuny, plchové, popř. opice či vačice), pro něž významnou překážku

nepředstavují ploty, ale intenzita dopravy. Z hlediska funkčnosti i bezpečnosti nadchodů je důležitá i jejich pravidelná údržba a případný monitoring.

### 3.3.2. Podchody

Podchody pro živočichy dělíme na propustky (průtok srážkové vody a migrace drobných živočichů) a mosty na komunikaci (různá délka a konstrukce přemostění vzhledem k členitosti terénu) (Anděl et al., 2011). Propustky jsou klíčové pro pohyb zejména menších druhů živočichů jako je liška, jezevec, vydra, ale také obojživelníci a plazi. Konstrukcí jsou obecně vhodnější propustky rámové (obdélníkový profil), které preferuje více druhů než propustky trubní (kruhový profil). Zcela zásadní je však přítomnost pásů souše na obou stranách koryta odváděcího vodu, po kterých se mohou živočichové bezpečně pohybovat (Iuell et al. 2003; Hlaváč et Anděl, 2008; Anděl et al., 2011). Rozměrové parametry se odvíjejí především od délky propustku, která je klíčová – při délce do 10 m je doporučena výška i šířka rámových propustků minimálně 70 cm, přičemž s rostoucí délkou je nutné úměrně zvětšit i ostatní rozměry (Anděl et al., 2011). Podstatné je i konstrukční řešení vyústění propustků, které by nemělo představovat fyzickou bariéru ani pro drobné obratlovce (za nepřipustný se považuje schod vyšší než 10 cm) – zcela nevhodné jsou usazovací jímky se svislými stěnami či česle. Ve vztahu k omezeným pohybovým možnostem malých obratlovců je pak velmi důležité i správné umístění podchodů (např. tradiční tahová místa obojživelníků), přičemž současné využití naváděcích bariér se vzhledem k vysoké odborné i technické náročnosti správného použití nedoporučuje (Hlaváč et Anděl, 2008; Anděl et al., 2011).

Mosty budované ve většině případů primárně pro převedení dopravních komunikací přes terénní deprese, vodní plochy či toky, silnice, železnice aj. bývají mnohdy vzhledem ke svým rozměrům a konstrukci schopné zajistit dostatečnou prostupnost silnic a železnic i pro velké savce a v ideálním případě (pilířové viadukty) zachovat i charakter a dynamiku dotčených ekosystémů (Iuell et al. 2003). Pro menší mosty, které hojně využívají opět spíše drobnější živočichové, je vzhledem k jejich průchodnosti klíčový tzv. index otevřenosti, který je definován jako: šířka  $\times$  výška / délka objektu, a pomáhá nám tak při návrhu i hodnocení vhodných rozměrů podchodů (Iuell et al. 2003; Anděl et al., 2011). Indexem otevřenosti se ale můžeme řídit pouze v případě, kdy výška ani šířka podchodu neklesne pod určitou limitní hodnotu (Anděl et al., 2011). Podle Iuella et al. (2003) lze za minimální parametry pro potřeby většiny druhů savců považovat šířku 15 m, výšku 3-4 m a index otevřenosti  $>1,5$ . Z hlediska konstrukce je vhodné navrhovat mosty přesypané (lepší hluková izolace i začlenění do krajiny) a v případě přemostění vodoteče pak mosty umožňující ponechat vodní tok v přírodním stavu a s ohledem na zajištění dostatečně širokých nezaplavených břehů (Hlaváč et Anděl, 2008).

Pro podrobnější informace o problematice průchodnosti staveb dopravní infrastruktury pro volně žijící živočichy pak doporučuji metodickou příručku Anděla et al. (2011), která je volně dostupná na webu firmy EVERNIA s.r.o.<sup>7</sup> nebo anglicky psanou příručku Iuella et al. (2003) také volně dostupnou na webu zahraniční neziskové organizace IENE<sup>8</sup>.

### 3.3.3. Rybí přechody

Při vývoji a konstrukci rybích přechodů, jak ostatně vyplývá už ze samotného názvu, bývaly dodnes zohledňovány především potřeby jednotlivých druhů migrujících ryb – nejčastěji lososovitých a sled'ovitých, které jsou ekonomicky i kulturně významné (Larinier, 2001; Russon et Kemp, 2011). Jak ovšem upozorňuje Marmulla et Welcomme (2002), na dostatečné konektivité vodních toků je závislá i celá řada jiných vodních organismů např. bezobratlých bentických živočichů. Příkladem pak mohou být dle autorů třeba sladkovodní měkkýši např. slávky rodu najadae, jejichž larvy (glochidie) se šíří prostředím přichycené na tělech ryb. Iuell et al. (2003) a Hlaváč et Anděl (2008) tak v tomto kontextu poukazují i na důležitost konektivity malých vodních toků, kterou pak omezují především hráze rybníků či špatně navržené propustky.

Dnešní problematika rybích přechodů je podle Lariniera (2001) i Williamse et al. (2012) rozdělena do dvou směrů podle toho, zda se zabývá pohybem ryb proti směru proudu vodního toku, nebo naopak po proudu. Vyvíjeny a zkoumány byly však po dlouhou dobu pouze rybí přechody usnadňující migrace proti směru proudu řek, a tak je studium jejich vhodného uzpůsobení i pro potřeby poproudových přesunů dnes teprve v začátcích. Podle autorů je pak jedním z důvodů tohoto opoždění fakt, že návrh skutečně funkčních poproudových rybích přechodů vyžaduje mnohem komplexnější studium chování jednotlivých druhů i jedinců migrujících ryb, jejich reakcí na překážky, změny proudění či chemismu vody aj.

Protiproudových rybích přechodů existuje několik typů: bazénové, šterbinové, kartáčové, dnové peřeje a rampy (např. Denilova typu), přírodní obtoková koryta či speciální mechanické rybí výtahy a zdymadla (Marmulla et Welcomme, 2002; Birklen et al., 2014). Obecně jsou však podle Lariniera (2001) jejich nejdůležitějšími funkčními parametry zaprvé správné umístění vstupu a zadruhé zajištění vhodného naváděcího proudu, který ryby ke vstupu nasměruje. V obou případech pak musí být zohledněn charakter proudění vodního toku během migračního období, a to zejména v bezprostřední blízkosti bariéry a následně i na samotném přechodu. U poproudových migrací, kde se klíčový problém navádění ryb ke vstupu do přechodů zatím nedaří uspokojivě vyřešit, se pak klade důraz primárně na minimalizaci rizika zranění či usmrcení jedinců turbínami či přepady za použití fyzických (česle, síta) či behaviorálních bariér (elektrické, světelné, zvukové, či bublinkové plašiče) (Larinier, 2001; Williams et al., 2012; Mulligan et al., 2018).

---

<sup>7</sup> <http://www.evernia.cz/>

<sup>8</sup> <http://www.iene.info/>

## **4. METODY A NÁSTROJE PLÁNOVÁNÍ, POZOROVÁNÍ A HODNOCENÍ BOKORIDORŮ**

Při plánování i hodnocení efektivity biokoridorů dnes hrají velkou roli pokročilé metody získávání terénních dat umožňující např. monitoring pohybu jednotlivých zvířat prostředím pomocí radiotelemetrie, GPS lokátorů nebo prostřednictvím fotopastí či jiných záznamových systémů sbírajících data o pohybu živočichů na jednotlivých lokalitách (např. data o využívání ekoduktů – viz Šťovíčková, 2014; Štambergová, 2015). Neméně důležité jsou ale i postupy a programy využívající moderní výpočetní technologie ke zpracování těchto terénních dat, např. vytváření map výskytu a pohybu zvěře v závislosti na mnoha faktorech prostředí či pravděpodobnostních modelů porovnávajících třeba vliv přítomnosti a nepřítomnosti biokoridoru na okolí (Hilty et al. 2019). V několika dalších odstavcích bych tedy rád zmínil některé z těchto nástrojů.

### **4.1. SBĚR DAT**

#### **4.1.1. Fytocenologické snímkování**

Jednou z metod vhodnou pro získání informací o složení a charakteru vegetace biokoridorů je technika fytocenologických snímků (např. Muráňová et al., 2012; Večeřa et al., 2016). Snímkování vegetace probíhá zpravidla v těchto krocích: 1) na základě předběžného průzkumu lokality vymezíme snímkané plochy vegetace (obvykle čtverec či obdélník jehož rozměry volíme na základě charakteru vegetace i lokality), 2) přítomné rostliny rozdělíme podle výšky do několika pater ( $E_0$  – mechové patro;  $E_1$  – bylinné patro;  $E_2$  – keřové patro;  $E_3$  – stromové patro) a v každém z nich zaznamenáme všechny druhy včetně odhadu pokryvnosti každého druhu (odhad v procentech nebo využití speciálních stupnic, např. Braun-Blanquetova) a 3) zaznamenání dalších informací o snímkané ploše (např. datum zápisu, přesná poloha, nadmořská výška, pokryvnost jednotlivých vegetačních pater, sklonitost, orientace a případný odběr vzorků půdy pro další analýzu) (Michalcová, 2010; viz také kap. 7. Přílohy).

#### **4.1.2. Sledování pohybů zvěře**

Přítomnost či pohyb cílových druhů živočichů biokoridory a odhady jejich početnosti můžeme získat např. sběrem trusu, zbytků srsti, vývržků, sledováním stop, pozemních a podzemních příbytků apod. (Spackman et Hughes, 1995; Anděl et al., 2011). Pro monitorování pohybu zvěře migračními objekty se pak využívají také např. písková či inkoustová lože (barviva je efektivní využít pro monitoring drobných a středně velkých živočichů v menších podchodech např. propustky) (Anděl et al., 2011). Díky velkému technologickému pokroku dnes můžeme

získat mnoho velmi podrobných a cenných dat o krátkodobém i dlouhodobém pohybu živočichů biokoridory také pomocí fotopastí či kamerových systémů i s nočním viděním. Jejich velkou výhodou je možnost nerušeně sledovat chování a reakce živočichů při průchodu biokoridory či v kontaktu s migračními objekty, případně jedince i vzájemně rozlišit (Anděl et al., 2011; Šťovíčková, 2014; Štambergová, 2015). Díky radiotelemetrii či GPS lokátorům pak navíc můžeme kontinuálně sledovat pohyb vybraných jedinců prostředím a získaná data následně využít při modelování a hodnocení prostupnosti krajiny (Beier 1995; Allan et al., 2013; Růžičková et Veselý, 2016).

## **4.2. MODELOVÁNÍ A HODNOCENÍ**

Pro efektivní zpracování velkého množství terénních dat bylo dodnes vyvinuto mnoho počítačových programů, v nichž můžeme vytvářet různé modely, které nám mohou napomoci jednak při výzkumu vlivů konektivity krajiny na ekologické procesy ve větších prostorových měřítkách, ale zejména pak při hodnocení současného stavu fragmentace prostředí a následném navrhování a realizaci adekvátních opatření (Zýka, 2014; Štambergová, 2015). V následující podkapitole tedy zjednodušeně popisují některý software a postupy, které byly použity pro zpracování dat v diplomové práci Barbory Štambergové (2015), a to zejména z důvodu možné budoucí návaznosti této bakalářské práce na další výzkum, při němž by mohly být tyto metody a programy také využity.

### **4.2.1. Analýza prostupnosti krajiny pro divokou zvěř v okolí Prahy**

Cílem praktické části diplomové práce Štambergové (2015) byla analýza změn prostupnosti krajiny jižního zázemí Prahy po výstavbě pražského okruhu a také analýza efektivity vystavěných průchodů pro zvěř jako kompenzačních opatření. Autorka zvolila metodiku McRae et al. (2008), která se dle ní při řešení problematiky prostupnosti krajiny aktuálně využívá. Jejím základem jsou: 1) tzv. analýza cesty nejnižších nákladů (angl. the least-cost path analysis), založená na principu výběru jedné nevhodnější cesty mezi dvěma habitaty, přičemž jediným kritériem je průchodnost jednotlivých krajinných prvků a 2) obvodová teorie (angl. circuit theory) navrhuje různá spojení habitatů na základě odlišných hodnot rezistence krajinných prvků, přičemž se předpokládá, že pokud rozšíříme současné koridory nebo přidáme nové, zvýší se i genetický tok mezi propojenými habitaty (McRae et al., 2008; Pinto et Keitt, 2009; Štambergová, 2015). Ve výřezu konsolidované vrstvy ekosystémů AOPK ČR (detailní mapa obsahující data o krajinném pokryvu celé ČR, se kterou je možné systémech GIS dále pracovat) doplněné o vrstvu sítě silnic a dálnic a informace z předešlého monitoringu vybraných ekoduktů pomocí fotopastí

pak autorka přiřadila jednotlivým kategoriím krajinného pokryvu odpovídající hodnoty rezistence. Takto připravené vrstvy zpracovala nejdříve v programu Circuitscape, čímž vznikla mapa znázorňující prostupnost zkoumané oblasti spojitě, a nakonec z těchto dat vytvořila v programu Linkage Mapper výsledný model zobrazující možné koridory pohybu zvěře před a po výstavbě pražského okruhu.

## 5. NEGATIVNÍ DOPADY BIODIVERZITY

Ačkoli biokoridory obecně slouží v člověkem fragmentovaných kulturních krajinách jako prvky podporující jejich druhovou bohatost, při nedodržení některých základních pravidel mohou být očekávané přínosy těchto prvků k ochraně přírody záhy zastíněny jejich nedostatky (Hilty et al., 2006). Potenciálních nevýhod či selhání biokoridorů může být podle Saundera a Hobbsa (1991) i Hilty et al. (2006) celá řada, stejně jako příčin, které k nim mohou vést. Avšak většině těchto problémů lze dle autorů do značné míry předejít dodržováním doporučovaných postupů a zásad při navrhování, realizaci a následné dlouhodobé péči o biokoridory v krajině, které jsem se snažil shrnout v předchozích kapitolách. Nyní tedy ještě vyzdvihnu některé významné negativní dopady, kterými mohou biokoridory okolní krajinu i ochranu přírody případně i ohrozit.

### 5.1. ŠÍŘENÍ INVAZNÍCH DRUHŮ

Rychlé šíření invazních rostlin a živočichů mezi plochami habitatů rozdělenými následkem antropogenní fragmentace krajiny je podle Pimentela (2011) a Hilty et al. (2006) jedním z nejčastěji diskutovaných dopadů tohoto procesu. Šíření a vlivy invazních druhů totiž patří dle autorů společně s destrukcí habitatů mezi dvě hlavní příčiny poklesů biodiverzity lokalit po celém světě. Biokoridory tak představují jednu z cest, kudy se mohou za určitých podmínek tyto nežádoucí druhy prostředím efektivně šířit (Saunders et Hobbs, 1991). Procheş et al. (2005) zmiňují, že šíření invazních druhů mohou usnadňovat jak biokoridory přirozené (např. vodní toky, linie pobřeží, ekotony) tak i člověkem vytvořené (např. travnaté pásy podél dopravních koridorů, vedení vysokého napětí či potrubního vedení). Biokoridory jsou podle Panetty a Hopkinse (1991) díky velkému poměru okrajů k celkové ploše velmi náchylné na invaze plevelů. Jako obvykle úzké liniové prvky přirozené vegetace zasazené do matrice zemědělské nebo urbanizované krajiny totiž často čelí zvýšenému přísunu živin a zároveň i semen plevelů z okolí. Jako nejefektivnější prevence i obrana se pak dle autorů jeví zřízení bariér, které tyto toky omezí – v případě větrem šířených semen či splachů z okolí může pomoci dobře vyvinuté keřové patro okrajů biokoridorů, pokud se rostliny šíří zoochorií, lze populace vybraných živočichů regulovat či v krajních případech biokoridory dočasně oplotit, což ale může značně ovlivnit i pohyb ostatních druhů.

Procheş et al. (2005) ve svém článku upozorňují také na studie, které při hodnocení funkčnosti biokoridorů nepočítají s případnými negativními efekty, které s sebou může zvyšování konektivity krajiny nést. Konkrétně poukazují zejména na studii Leveyho et al. (2005), která potvrzuje pozitivní vliv biokoridorů na pohyb ptáků mezi plochami habitatů ve fragmentované krajině, s čímž souvisí i lepší šíření rostlin, jejichž semena ptáci přenášejí. Podle Richardsona et al. (2000) pak mohou atraktivní květy či plody některých invazních rostlin odlákávat opylovače a

zvířata, která následně přenášejí právě jejich pyl či semena na úkor ostatních druhů, čímž začnou podle Lockwooda et al. (2005) invazní rostliny postupně konkurenčně vytlačovat lokální biotu.

Vliv biokoridorů na šíření exotických invazních mravenců druhu *Solenopsis invicta* ve dvou odlišných formách sociálního uskupení, které se liší svými schopnostmi šíření a hustotou populací, zkoumali ve státě Jižní Karolína v USA Resasco et al. (2014). Ze studie vyplynulo, že invazní mravenci, kteří se špatně šíří prostředím, ale jejich početnější populace naopak dokáží napáchat větší ekologické škody, byli početnější na plochách propojených biokoridory než v habitatech izolovaných, přičemž propojené habitaty vykazovaly vůči izolovaným také menší diverzitu původních druhů mravenců. Naopak v oblastech, kde dominovali invazní mravenci, jenž se snadno šíří, neměla přítomnost biokoridorů na početnost invazních mravenců ani diverzitu mravenců původních žádný vliv. Tyto závěry se tudíž shodují i s předpokladem Procheše et al. (2005), že biokoridory nemusí významněji ulehčit pohyb invazních druhů prostředím už proto, že se tyto druhy šíří zpravidla velmi dobře i mimo ně. Na druhou stranu mnoho cílových druhů organismů, pro které se biokoridory budují, má schopnosti šíření jen velmi omezené, a tudíž pro ně mohou být tyto krajinné prvky ve výsledku mnohem užitečnější.

## 5.2. ŠÍŘENÍ PARAZITŮ A NEMOCÍ

Jednou z obávaných hrozeb zvyšování konektivity krajiny je podle Hilty et al. (2019) také přenos chorob či parazitů jednak mezi jedinci a populacemi volně žijících živočichů navzájem, ale zároveň i mezi divokými a domestikovanými zvířaty, kteří se pak mohou snadno dostat do přímého kontaktu i s člověkem. Prostorová konfigurace jednotlivých prvků v krajině včetně přítomnosti či absence biokoridorů pak ovlivňuje způsob, jakým se hostitelská zvířata krajinou pohybují a přicházejí do styku s dosud nenakaženými či nenapadenými jedinci stejného druhu. Podle Meentemeyer et al. (2012) je v tomto kontextu vysoká konektivita krajiny spíše nevýhodou – pokud se totiž mohou nakažení jedinci mezi jednotlivými plochami habitatů volně pohybovat, mohou se zároveň při kontaktu s příslušníky stejného druhu rychleji přenášet i patogeny, které se tak efektivněji šíří prostředím. Gog et al. (2002) i McCallum a Dobson (2002) ale na základě svých modelových studií namítají, že izolovanost habitatů je velmi riskantní strategií, a to nejen při boji s patogeny. Vysoká konektivita prostředí totiž dle autorů sice šíření patogenů podporuje, ale výhody biokoridorů umožňujících zesílenou rekolonizaci prázdných ploch a zmírnění rizik spojených s přežíváním malých populací zdaleka převažují. Nevýhodou izolovaných populací žijících ve fragmentovaných habitatech pak může být podle Plowrighta et al. (2011) např. i postupná ztráta imunity, což následně vede k větší náchylnosti populací, a tudíž v případě lokální reintrodukce patogenu i k intenzivnějšímu propuknutí nákazy.



### 5.3. SHRNU TÍ

Vzhledem k přetrvávajícím obavám, že biokoridory mohou mít kromě pozitivních vlivů na biodiverzitu krajiny také neočekávané negativní dopady, vypracovali Haddad et al. (2014) metaanalytickou studii hodnotící dosavadní vědecké poznatky o negativních vlivech biokoridorů na okolí, které shrnuli do pěti základních kategorií: 1) šíření a dopad druhů, které negativně ovlivňují cílové druhy ochrany (např. predátoři, parazité, patogeny, konkurenční druhy), 2) posílení negativních vlivů okrajových efektů následkem budování dlouhých a úzkých biokoridorů, 3) šíření invazních druhů, 4) šíření disturbancí (např. požárů) a 5) synchronizace populační dynamiky v propojených habitatech, která dle autorů např. zvyšuje pravděpodobnost současného zániku populací. Autoři upozorňují, že vlivy biokoridorů zejména na šíření disturbancí a nepůvodních invazních druhů, ještě nejsou na vyvození obecnějších závěrů dostatečně probádány. Z dostupných studií však zatím vyplývá, že biokoridory významně nezvyšují riziko nežádoucích disturbancí ani invazí. Potenciální negativní efekty biokoridorů na populace cílových druhů potvrdily některé studie zabývající se dopadem predátorů, parazitů aj., vlivem okrajových efektů a také synchronizací populační dynamiky, avšak většina studií vykazovala spíše neutrální až pozitivní vlivy koridorů na cílové populace. Souhrnně pak dle autorů neexistuje dostatek vědeckých podkladů podporujících obavy či starosti ohledně toho, že budování a ochrana biokoridorů může mít neplánované negativní dopady na okolí. Nejdůležitějším poznatkem tedy je, že významné pozitivní efekty biokoridorů potvrzené na základě stávajících empirických důkazů silně převažují nad potenciálními nevýhodami, které je navíc možné v mnoha případech úspěšně řešit.

## 6. ZÁVĚR

Abychom zajistili dostatečnou funkčnost a efektivitu přírodních i člověkem zbudovaných biokoridorů, jejichž významný přínos pro ochranu přírody a krajiny je dnes už potvrzen řadou empirických studií (Gilbert-Norton et al., 2010; Haddad et al., 2014), je důležité koridory chránit a navrhovat především ve vztahu k cílovým druhům organismů a jejich ekologickým nárokům, a pokud je to možné, zajistit zároveň i konektivity celých společenstev (Hilty et al., 2006; Anděl et al., 2010a). Friend (1991) i Anděl et al. (2010a) tudíž doporučují vztahovat minimální parametry biokoridorů vždy k organismům postaveným co nejvýše v potravním řetězci (např. velcí savci), neboť při splnění jejich značných nároků na volný pohyb krajinou většinou zajistíme dostatečnou prostupnost prostředí i pro ostatní druhy vyskytující se v dané oblasti.

Klíčovým rozměrovým parametrem samotných biokoridorů je jejich šířka. Vhodnou šířku je nutné volit v první řadě na základě nároků cílových druhů živočichů a rostlin, a poté ji adekvátně upravit, respektive zvětšit vzhledem k narůstající délce biokoridoru, významnosti migrační cesty, na niž je napojen, délce období, po které má sloužit, a zhoršující se kvalitě habitatů uvnitř koridoru, v okolní krajině či propojovaných plochách (viz kap. 3.2.1. *Šířka, délka a tvar*). Obecně doporučovaná minimální šířka biokoridorů se tudíž nedá s jistotou stanovit, a odvíjí se tak vždy od pečlivého průzkumu konkrétních lokalit a přípravy celého projektu. Základním pravidlem ovšem je, že by biokoridory měly být vždy tak široké, jak to jen dané podmínky dovolují (Bondová, 2003).

Délka biokoridoru je organismy vnímána jako překážka většinou jen ve vztahu ke kvalitě vnitřního habitatu, a tudíž je vhodné, aby byl tento habitat uvnitř koridoru pokud možno co nejpodobnější plochám trvalého výskytu cílových organismů (Newmark, 1993). Toho můžeme dosáhnout vysazováním zdejších původních druhů vegetace a pro ochranu vnitřního prostředí biokoridoru před nepříznivými vlivy okrajových efektů lze jednak zvětšit jeho šířku nebo zahustit a podpořit vývoj keřového patra na okrajích (Panetta et Hopkins, 1991). Vzhledem k lépe vyvinutému vnitřnímu prostředí pak mohou být organismy využívány přednostně starší biokoridory před mladšími (Večeřa et al., 2016) Funkčnost dlouhých biokoridorů lze zlepšit také zařazením série menších plošek kvalitních habitatů podél koridorů, které živočichům při dlouhých přesunech poskytnou dostatek zdrojů či úkrytů (Newmark, 1993). V silně pozměněné kulturní krajině však mohou být velmi hodnotné i biokoridory nižší kvality např. travnaté pásy podél silnic nebo průseky podél vedení vysokého napětí, sloužící primárně pro jiné účely (Hilty et al., 2006). Jejich využívání organismy pak ale silně závisí především na zvoleném způsobu managementu – prospěšným se jeví vhodně načasované šetrnější seče udržující střední sukcesní stádia vegetace (Clarke et al., 2007).

Významným parametrem, zejména pak ve vztahu k citlivějším či méně vagilním živočichům, je kontinuita biokoridorů (Forman et Godron, 1993). Konektivita habitatů zprostředkovaná pomocí nášlapných kamenů je tedy zpravidla vhodnější pro organismy s vyšší vagilitou – klíčový význam má pak při dálkových migracích tažných ptáků, a rozhodně ji nelze vždy vnímat jako plnohodnotnou náhradu kontinuálních biokoridorů (Hilty et al., 2006). Upřednostnění biokoridorů před nášlapnými kameny je vhodné např. tehdy, pokud matrice vykazuje vysoké míry rezistence vůči pohybu cílových druhů (Haddad, 2000; Baum et al., 2004). Značný vliv může mít také koncentrace predátorů či konkurentů cílových druhů uvnitř či vně koridorů. Cílové druhy se pak mohou těmto biokoridorům vyhýbat (Baum et al., 2004).

Řešení dopadů dopravní infrastruktury na konektivitu krajiny a pohyby organismů bývá značně obtížné a dnes je založeno na principu oplocování dopravních koridorů pro minimalizaci rizika srážky s divokou zvěří se současným zajištěním dostatečného počtu průchodů pro zvěř (Iuell et al., 2003, Hlaváč et Anděl, 2008). Funkčnost těchto objektů pak opět závisí zejména na tom, jak dobře je dokážeme přizpůsobit nárokům cílových druhů. Klíčové jsou zejména: minimální rozměry průchodů (nadchody – středová šířka, podchody – index otevřenosti), typ konstrukce (nadchody – nálevkovitý tvar, podchody – klíčové zachování suché cesty), ochrana před rušivými vlivy (nadchody – boční neprůhledné protihlukové stěny, podchody – přesypané konstrukce) a začlenění do okolí (co nejpřirozenější povrch plynule navazující na okolí) (Anděl et al., 2011).

Prostupnost přehradních hrází a jiných významných bariér pro pohyb vodních živočichů řeší s důrazem na protiproudé migrace ryb tzv. rybí přechody. Jejich klíčovými parametry jsou umístění vstupu do přechodu a zajištění dostatečného naváděcího proudu. Vývoj rybích přechodů sloužících poproudovým migracím je bohužel stále ve svých začátcích, stejně tak jako výzkum pohybu většiny druhů vodních živočichů řekami (výjimku tvoří jen několik ekonomicky či kulturně významných druhů ryb) (Marmulla et Welcomme, 2002).

Pohyb živočichů krajinou či biokoridory dnes můžeme dlouhodobě a nerušeně sledovat např. pomocí fotopastí a kamer s nočním viděním, GPS lokátorů či radiotelemetrie. Následné zpracovávání a analýzy dat pak probíhají většinou v prostředí geografických informačních systémů (GIS) v jejichž návaznosti pracuje celá řada počítačových programů (např. Circuitscape a Linkage Mapper), které nám umožňují vytvářet řadu různých grafických modelů a výstupů využitelných pro hodnocení fragmentace a prostupnosti krajiny či navrhování biokoridorů.

Budování a udržování biokoridorů s sebou samozřejmě nese i některá nezanedbatelná rizika, např. šíření invazních druhů, parazitů, patogenů, disturbancí či synchronizace populační dynamiky. Veškeré potenciální nevýhody biokoridorů jsou však podle výsledků dosavadních empirických studií silně převáženy jejich významnými pozitivními efekty (Haddad et al., 2014), což věští biokoridorům jako důležitému nástroji v ochrany přírody a krajiny dobrou budoucnost.

## 7. SEZNAM LITERATURY

### 7.1. TIŠTĚNÉ ZDROJE

- Ahern, J., 1995. Greenways as a planning strategy. *Landscape and Urban Planning* 33:131–155.
- Alerstam, T., Bäckman, J., 2018. Ecology of animal migration. *Current Biology* 28: R968-R972.
- Allan, B. M., Arnould, J. P., Martin, J. K., Ritchie, E. G., 2013. A cost-effective and informative method of GPS tracking wildlife. *Wildlife Research* 40: 345-348.
- Anderson, P., 2002. Roads as barriers. In *Wildlife and roads: the ecological impact* (str. 169-184). Imperial College Press, London.
- Anděl, P., Gorčicová, I., Hlaváč, V., Miko, L., Andělová, H., 2005. Hodnocení fragmentace krajiny dopravou. AOPK ČR, Praha.
- Anděl, P., T. Mináriková, M. Andreas, eds., 2010a. Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Evernia, Liberec.
- Anděl, P., T. Mináriková, M. Andreas, eds., 2010b. Migrační koridory pro velké savce v České republice. Evernia, Liberec.
- Anděl, P., Belková, H., Gorčicová, I., Hlaváč, V., Libosvár, T., Rozínek, R., Šikula, T. Vojar, J., 2011. Průchodnost silnic a dálnic pro volně žijící živočichy. Evernia, Liberec.
- Arnold, G. W., Weeldenburg, J. R., Steven, D. E., 1991. Distribution and abundance of two species of kangaroo in remnants of native vegetation in the central wheatbelt of Western Australia and the role of native vegetation along road verges and fencelines as linkages. In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors* (str. 273-280). Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Sydney.
- Bartel, R. D., Sheppard, J. L., Lovas-Kiss, Á., Green, A. J., 2018. Endozoochory by mallard in New Zealand: what seeds are dispersed and how far? *PeerJ* 6: e4811.
- Bateman, P. W., Fleming, P. A., 2012. Big city life: carnivores in urban environments. *Journal of Zoology* 287: 1-23.
- Baudry, J., Merriam, G., 1988. Connectivity and connectedness: Functional versus structural patterns in landscapes. In *Connectivity in Landscape Ecology* (str. 23-28). Münstersche Geographie Arbeiten, Münster.
- Bauer, S., Hoye, B. J., 2014. Migratory animals couple biodiversity and ecosystem functioning worldwide. *Science* 344: 1242552.
- Baum, K. A., Haynes, K. J., Dilleuth, F. P., Cronin, J. T., 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85: 2671-2676.
- Bennett, A. F., 1990. Habitat corridors: Their role in wildlife management and conservation. Department of Conservation and Environment, Melbourne.

- Bennett, A. F., 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In *Nature Conservation 2: The role of corridors* (str. 99–118). Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Sydney.
- Bennett, A. F., Henein, K., Merriam, G., 1994. Corridor use and the elements of corridor quality: chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. *Biological Conservation* 68: 155-165.
- Bernier-Leduc, M., Vanasse, A., Olivier, A., Bussi eres, D., Maisonneuve, C., 2009. Avian fauna in windbreaks integrating shrubs that produce non-timber forest products. *Agriculture, ecosystems & environment* 131: 16-24.
- Beier, P., 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *The Journal of Wildlife Management* 228-237.
- Birklen, P., Vr ana, K., Beranovsk y, P., Farsk y, K., Hartvich, P., Lusk, S., Nowak, P., 2014. *Standardy P e o p rodu a krajinu – ryb  p echody*. AOPK  R, Praha.
- Bischoff, N. T., Jongman, R. H. G., 1993. *Development of rural areas in Europe: the claim for nature*. Netherlands Scientific Council for Government Policy, The Hague.
- B nov , L., Culek, M., Glos, J., Koci n, J., Lacina, D., Novotn y, M., Zimov , E., 2017. *Metodika vymezov n  uzemn ho syst mu ekologick  stability*. M P  R, Praha.
- Bond, M., 2003. *Principles of wildlife corridor design*. Center for Biological Diversity 4.
- Bowler, D. E., Benton, T. G., 2005. Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews* 80: 205-225.
- Bryja, J., Zukal, J., 2000. Small mammal communities in newly planted biocorridors and their surroundings in southern Moravia (Czech Republic). *Folia Zoologica* 49: 191-197.
- Bu ek, A., 2013. Ekologick  s ť jako p rodn  infrastruktura kulturn  krajiny. * ivotn  prostredie* 47: 82-85.
- Burel, F., Baudry, J., 2003. *Landscape ecology: concepts, methods and applications*. Science Publishers, Inc., Enfield, New Hampshire.
- Carthew, S. M., Garrett, L. A., Ruykys, L., 2013. Roadside vegetation can provide valuable habitat for small, terrestrial fauna in South Australia. *Biodiversity and conservation* 22: 737-754.
- Clarke, D. J., Pearce, K. A., White, J. G., 2007. Powerline corridors: degraded ecosystems or wildlife havens? *Wildlife Research* 33: 615-626.
- Collinge, S. K., 2009. *Ecology of fragmented landscapes*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Compton, J. E., Boone, R. D., 2000. Long-term impacts of agriculture on soil carbon and nitrogen in New England forests. *Ecology* 81: 2314-2330.
- Concei o, A. A., 2018. A hot case for conservation: *Candomb  (Vellozia pyrantha)*, a flammable plant endemic to a national park is used to make a fire and threatened by fire suppression policy. *Journal for Nature Conservation* 45: 118-121

- Crome, F. H. J., Richards, G. C., 1988. Bats and gaps: microchiropteran community structure in a Queensland rain forest. *Ecology* 69: 1960-1969.
- Crome, F., Isaacs, J., Moore, L., 1994. The utility to birds and mammals of remnant riparian vegetation and associated windbreaks in the tropical Queensland uplands. *Pacific Conservation Biology* 1: 328-343.
- Crowe, S., Mitchell, M., 1988. *The pattern of landscape*. Packard Publishing, Chichester.
- DeChaine, E. G., Martin, A. P., 2004. Historic cycles of fragmentation and expansion in *Parnassius smintheus* (Papilionidae) inferred using mitochondrial DNA. *Evolution* 58: 113-127.
- Delcourt, H. R., Delcourt, P. A., Webb III, T. 1983. Dynamic plant ecology: the spectrum of vegetational change in space and time. *Quaternary Science Reviews* 1: 153-175.
- Denno, R. F., Finke, D. L., Langellotto, G. A., 2005. Direct and indirect effects of vegetation structure and habitat complexity on predator-prey and predator-predator interactions. *Ecology of predator-prey interactions* (str. 211-239). Oxford University Press, London.
- Diamond, J. M., 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological conservation* 7: 129-146.
- Dufek, J., Jedlička, J., Adamec, V., 2003. Fragmentace lokalit dopravní infrastrukturou – ekologické efekty a možná řešení v projektu COST 341. Centrum dopravního výzkumu Ministerstva dopravy.
- Evropská úmluva o krajinně, 2000. Rada Evropy, Florencie.
- Fagan, W. F., 2002. Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecology* 83: 3243-3249.
- Fahrig, L., Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation biology* 8: 50-59.
- Fahrig, L., 2003. Effect of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J. R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D. J., Eigenbrod, F., Ford, A. T., Harrison, S. P., Jaeger, J. A. G. et al, 2019. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation* 230: 179-186.
- Forman, R. T. T., 1995. *Land mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Forman, R. T. T., 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation biology*. 14: 31-35.
- Forman, R. T. T., Godron, M., 1993. *Krajinná ekologie*. Academia, Praha.

- Forman, R. T. T., Alexander, L. E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics* 29: 207-231.
- Foster, D. R., Motzkin, G., Slater, B., 1998. Land-use history as long-term broad-scale disturbance: regional forest dynamics in central New England. *Ecosystems* 1: 96-119.
- Fraser, D. F., Gilliam, J. F., Yip-Hoi, T., 1995. Predation as an agent of population fragmentation in a tropical watershed. *Ecology* 76: 1461-1472.
- Friend, G. R., 1991. Does corridor width or composition affect movement? In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors* (str. 404-405). Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Sydney.
- Getz, L. L., Cole, F. R., Gates, D. L., 1978. Interstate roadsides as dispersal routes for *Microtus pennsylvanicus*. *Journal of Mammalogy* 59: 208-212.
- Ghazoul, J., 2005. Pollen and seed dispersal among dispersed plants. *Biological Reviews* 80: 413-443.
- Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J. R., Beard, K. H., 2010. A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation biology* 24: 660-668.
- Goad, E. H., Pejchar, L., Reed, S. E., Knight, R. L., 2014. Habitat use by mammals varies along an exurban development gradient in northern Colorado. *Biological Conservation* 176: 172-182.
- Gog, J., Woodroffe, R., Swinton, J., 2002. Disease in endangered metapopulations: the importance of alternative hosts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 269: 671-676.
- Haddad, N., 2000. Corridor length and patch colonization by a butterfly, *Junonia coenia*. *Conservation Biology* 14: 738-745.
- Haddad, N. M., Tewksbury, J. J., 2005. Low-quality habitat corridors as movement conduits for two butterfly species. *Ecological Applications* 15: 250-257.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Damschen, E. I., Evans, D. M., Johnson, B. L., Levey, D. J., Orrock, J. L., Resasco, J., Lauren, L. S., Tewksbury, J. J., Wagner, S. A., Weldon, A. J., 2014. Potential negative ecological effects of corridors. *Conservation Biology* 28: 1178-1187.
- Hall, J. S., Harris, D. J., Medjibe, V., Ashton, P. M. S., 2003. The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas. *Forest Ecology and Management* 183: 249-264.
- Hanski, I., Gilpin, M., 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological journal of the Linnean Society* 42: 3-16.
- Harcourt, A. H., Wood, M. A., 2012. Rivers as barriers to primate distributions in Africa. *International Journal of Primatology*, 33: 168-183.

- Harris, L. D., Scheck, J., 1991. From implications to applications: The dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors* (str. 189–220). Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Sydney.
- Hein, A. M., Hou, C., Gillooly, J. F., 2012. Energetic and biomechanical constraints on animal migration distance. *Ecology letters* 15: 104-110.
- Heip, C. H., Herman, P. M., Soetaert, K., 1998. Indices of diversity and evenness. *Oceanis* 24: 61-88.
- Hilty, J. A., Merenlender, A. M., 2004. Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in northern California. *Conservation Biology* 18: 126-135.
- Hilty, J. A., Lidicker W. Z. Jr., Merenlender, A. M., 2006. *Corridor ecology: The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, Washington, DC.
- Hilty, J. A., Keeley, A. T. H., Lidicker W. Z. Jr., Merenlender, A. M., 2019. *Corridor ecology: Linking Landscapes for Biodiversity Conservation and Climate Adaptation*. Island Press, Washington, DC.
- Hlaváč, V., Anděl, P., 2001. Metodická příručka k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy. AOPK ČR, Praha.
- Hlaváč, V., Anděl, P., 2008. Mosty přes vodní toky – ekologické aspekty a požadavky. Krajský úřad kraje Vysočina, Jihlava.
- Hlaváč, V., Pešout, P., 2017. Nová metodika vymezení ÚSES – promarněná příležitost. *Ochrana přírody* 4: 6-9.
- Hodson, N. L., 1966. A survey of road mortality in mammals (and including data for the grass snake and common frog). *Journal of Zoology* 148: 576-579.
- Chambers, J. C., MacMahon, J. A., 1994. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual review of ecology and systematics* 25: 263-292.
- Irwin, L. L., Peek, J. M., 1983. Elk habitat use relative to forest succession in Idaho. *The Journal of Wildlife Management* 664-672.
- Iuell, B., Bekker, G. J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlaváč, V., Keller, V., B., Rosell, C., Sangwine, T., Tørsløv, N., Wandall, B. le M., eds., 2003. *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*. COST 341, Brussels.
- Jankowski, J. E., Ciecka, A. L., Meyer, N. Y., Rabenold, K. N., 2009. Beta diversity along environmental gradients: implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. *Journal of Animal ecology* 78: 315-327.



- Jelínek, B., Úradníček, L., 2010. The survival and growth rates of woody vegetation in the man-made Vracov biocorridor during the period of 1993-2007. *Journal of Landscape Ecology* 3: 5-15.
- Jerina, K., 2012. Roads and supplemental feeding affect home-range size of Slovenian red deer more than natural factors. *Journal of Mammalogy* 93: 1139-1148.
- Jongman, R. H., Bouwma, I. M., Griffioen, A., Jones-Walters, L., Van Doorn, A. M., 2011. The pan European ecological network: PEEN. *Landscape ecology* 26: 311-326.
- Kaiser, J., 2001. Bold corridor project confronts political reality. *Science* 293: 2196–2199.
- Karr, J. R., 1982. Population variability and extinction in the avifauna of a tropical land bridge island. *Ecology* 63: 1975-1978.
- Kocián, J., Kovář, M., 2011. Vymezování územního systému ekologické stability. *Acta Pruhoniciana* 98: 59-63.
- Kovář, P., 2014. Ekosystémová a krajinná ekologie. Nakladatelství Karolinum, Univerzita Karlova v Praze.
- Kubeš J., 1996. Biocentres and corridors in a cultural landscape: A critical assessment of the territorial system of ecological stability. *Landscape and Urban Planning* 35: 231–240.
- Kuras T., Mazalová M. Hula V., 2017: Přes asfalt nevidíme přírodu. *Vesmír* 96: 572–575.
- Larinier, M., 2001. Environmental issues, dams and fish migration. In *Dams, Fish and Fisheries: Opportunities, Challenges and Conflict Resolution* (str. 45-89). FAO, Rome.
- Laurance, S. G., Laurance, W. F., 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. *Biological Conservation* 91: 231-239.
- Laurance, W. F., 1995. Rainforest mammals in a fragmented landscape. In *Landscape approaches in mammalian ecology and conservation* (str. 46–63). University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Laurance, W. F., 2007. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: implications for conservation. In *Stability of Tropical Rainforest Margins* (str. 9-35). Springer, Berlin.
- Law, B. S., Dickman, C. R., 1998. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity & Conservation* 7: 323-333.
- Lefkovich, L. P., Fahrig, L., 1985. Spatial characteristics of habitat patches and population survival. *Ecological Modelling* 30: 297-308.
- Levey, D. J., Bolker, B. M., Tewksbury, J. J., Sargent, S., Haddad, N. M., 2005. Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science* 309: 146-148.
- Levin, S. A., 1994. Patchiness in Marine and Terrestrial Systems: From Individuals to Populations. *Philosophical Transactions of The Royal Society B: Biological Sciences* 343: 99-103.

- Levins, R., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *American Entomologist* 15: 237-240.
- Lewis, T., 1969. The diversity of the insect fauna in a hedgerow and neighbouring fields. *Journal of Applied Ecology* 453-458.
- Li, R., Chen, W., Tu, L., Fu, J., 2009. Rivers as barriers for high elevation amphibians: a phylogeographic analysis of the alpine stream frog of the Hengduan Mountains. *Journal of Zoology* 277: 309-316.
- Lidicker, W. Z., Jr., Koenig, W. D., 1996. Responses of terrestrial vertebrates to habitat edges and corridors. In *Metapopulations and wildlife conservation* (str. 85–109). Island Press, Washington, DC.
- Lindborg, R., Eriksson, O., 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85: 1840–1845.
- Linehan, J., Gross, M., Finn, J., 1995. Greenway planning: developing a landscape ecological network approach. *Landscape and urban planning* 33: 179-193.
- Lion, S., Van Baalen, M., Wilson, W. G., 2006. The evolution of parasite manipulation of host dispersal. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273: 1063-1071.
- Lockwood, J. L., Cassey, P., Blackburn, T., 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in ecology & evolution*: 20: 223-228.
- Loney, B., Hobbs, R. J., 1991. Management of vegetation corridors: maintenance, rehabilitation and establishment. In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors* (str. 299-311). Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Sydney.
- Löw, J., et al., 1995. Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability. Metodika pro zpracování dokumentace, Brno.
- Löw, J., Michal, I., 2003. Krajinný ráz. Lesnická práce, s.r.o., Kostelec nad Černými lesy.
- Lundberg, J., Moberg, F., 2003. Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems* 6: 87-98.
- MacArthur, R. H., Wilson, E. O., 2001. *The theory of island biogeography*. Princeton university press, Princeton.
- Machar, I., 2008. A proposed target state for a floodplain forest ecosystem within an ecological network, with reference to the ecological requirements of an umbrella bird species: the common kingfisher. *Journal of Landscape Ecology* 1: 80-98.
- Marmulla, G., ed., 2001. *Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution*. FAO, Rome.
- Marmulla, G., Welcomme, R., eds., 2002. *Fish passes: design, dimensions, and monitoring*. FAO, Rome.

- MacArthur, R. H., Wilson, E. O., (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton
- McCallum, H., Dobson, A., 2002. Disease, habitat fragmentation and conservation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 269: 2041-2049.
- McKinney, M. L., 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban ecosystems* 11: 161-176.
- McRae, B. H., Dickson, B. G., Keitt, T. H., Shah, V. B., 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology* 89: 2712-2724.
- Melián, C. J., Bascompte, J., 2002. Food web structure and habitat loss. *Ecology Letters* 5: 37-46.
- Meentemeyer, R. K., Haas, S. E., Václavík, T., 2012. Landscape epidemiology of emerging infectious diseases in natural and human-altered ecosystems. *Annual review of Phytopathology* 50: 379-402.
- Merriam, G., Lanoue, A., 1990. Corridor use by small mammals: field measurement for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. *Landscape ecology* 4: 123-131.
- Mihai, C. A., Stănică, F., 2018. The Role of Windbreaks in Attracting the Useful Avifauna—Case Study: Moara Domnească Didactic Farm. *Bulletin UASVM Horticulture* 75.
- Miklós, L.; Diviaková, A.; Izakovičová, Z., 2019. *Ecological Networks and Territorial System of Ecological Stability*. Springer, Berlin
- Miko, L., Hošek, M., eds., 2009. *Příroda a krajina České republiky. Zpráva o stavu 2009.*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Milović, M., Pandža, M., 2014. New localities of *Senecio inaequidens* DC. in Croatia. *Natura Croatica: Periodicum Musei Historiae Naturalis Croatici* 23: 219-227.
- Míchal, I., 1992. *Ekologická stabilita*. MŽP ČR, Praha.
- Míchal, I., (red.) et al., 1999: *Hodnocení krajinného rázu a jeho uplatňování ve veřejné správě*. MŽP ČR, Praha.
- Moldan, B., 2016. *Podmaněná planeta*. Nakladatelství Karolinum, Univerzita Karlova v Praze.
- Morellet, N., Bonenfant, C., Börger, L., Ossi, F., Cagnacci, F., Heurich, M., Kjellander, P., Linnell, J. D. C., Nicoloso, S., Sustr, P., Urbano, F., Mysterud, A., 2013. Seasonality, weather and climate affect home range size in roe deer across a wide latitudinal gradient within Europe. *Journal of Animal Ecology* 82: 1326-1339.
- Morrison, R. I. G., Kenyon Ross, R., Niles, L. J., 2004. Declines in wintering populations of Red Knots in southern South America. *The Condor* 106: 60-70.
- Mulligan, K. B., Towler, B., Haro, A., Ahlfeld, D. P., 2018. Downstream fish passage guide walls: A hydraulic scale model analysis. *Ecological engineering* 115: 122-138.

- Muráňová, K., Baranec, T., Žgančíková, I., Galuščáková, E., 2012. Komparatívna analýza floristického zloženia biokoridorov s dominantným výskytom taxónov rodu *Prunus* L. *Acta Pruhoniciana* 102: 41-50.
- Muurinen, L., Oksanen, J., Vanha-Majamaa, I., Virtanen, R., 2019. Legacy effects of logging on boreal forest understorey vegetation communities in decadal time scales in northern Finland. *Forest Ecology and Management* 436: 11-20.
- Müller, J., Hothorn, T., Pretzsch, H., 2007. Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech *Fagus sylvatica* L. *Forest Ecology and Management* 242: 297-305.
- National Research Council. 1997. *Toward a sustainable future: addressing the long-term effects of motor vehicle transportation on climate and ecology*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Newmark, W. D., 1993. The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania. *Ambio* 500-504.
- Noordijk, J., Raemakers, I., Schaffers, A., Sýkora, K., 2009. Arthropod richness in roadside verges in the Netherlands. *Terrestrial Arthropod Reviews* 2: 63-76.
- Ortega, J. C. G., Thomaz, S. M. Bini, L. M., 2018. Experiments reveal that environmental heterogeneity increases species richness, but they are rarely designed to detect the underlying mechanisms. *Oecologia* 188: 11–22.
- Oxley, D. J., Fenton, M. B., Carmody, G. R., 1974. The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 51-59.
- Panetta, F. D., Hopkins, A. J. M., 1991. Weeds in corridors: invasion and management. In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors* (str. 341-351). Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Sydney.
- Pellegrini, A. F., Anderegg, W. R., Paine, C. E., Hoffmann, W. A., Kartzinel, T., Rabin, S. S., Sheil, D., Franco, A. C., Pacala, S. W., 2017. Convergence of bark investment according to fire and climate structures ecosystem vulnerability to future change. *Ecology Letters* 20: 307-316.
- Pešout, P., Hošek, M., 2012. Ekologická síť v podmínkách ČR. *Ochrana přírody – zvláštní číslo* 2-8.
- Peterjohn, W. T., Correll, D. L., 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology* 65: 1466-1475.
- Pimentel, D., ed., 2011. *Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species*. CRC Press, Boca Raton.

- Pinto, N., Keitt, T. H., 2009. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology* 24: 253-266.
- Plesník, J., 2012. Celoevropská ekologická síť a zelená infrastruktura. *Ochrana přírody – zvláštní číslo* 2-8.
- Plowright, R. K., Foley, P., Field, H. E., Dobson, A. P., Foley, J. E., Eby, P., Daszak, P., 2011. Urban habituation, ecological connectivity and epidemic dampening: the emergence of Hendra virus from flying foxes (*Pteropus* spp.). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278: 3703-3712.
- Procheş, Ş., Wilson, J. R., Veldtman, R., Kalwij, J. M., Richardson, D. M., Chown, S. L., 2005. Landscape corridors: possible dangers? *Science* 310: 779-783.
- Resasco, J., Haddad, N. M., Orrock, J. L., Shoemaker, D., Brudvig, L. A., Damschen, E. I., Tewksbury, J. J., Levey, D. J., 2014. Landscape corridors can increase invasion by an exotic species and reduce diversity of native species. *Ecology* 95: 2033-2039.
- Richardson, D. M., Allsopp, N., D'Antonio, C. M., Milton, S. J., Rejmánek, M., 2000. Plant invasions—the role of mutualisms. *Biological Reviews* 75: 65-93.
- Riley, S. P., Serieys, L. E., Pollinger, J. P., Sikich, J. A., Dalbeck, L., Wayne, R. K., Ernest, H. B., 2014. Individual behaviors dominate the dynamics of an urban mountain lion population isolated by roads. *Current Biology* 24: 1989-1994.
- Roe, J. H., Wild, K. H., Chavez, M. S., 2019. Responses of a forest-dwelling terrestrial turtle, *Terrapene carolina*, to prescribed fire in a Longleaf Pine ecosystem. *Forest ecology and management* 432: 949-956.
- Russon, I. J., Kemp, P. S., 2011. Advancing provision of multi-species fish passage: behaviour of adult European eel (*Anguilla anguilla*) and brown trout (*Salmo trutta*) in response to accelerating flow. *Ecological Engineering* 37: 2018-2024.
- Růžičková, J., Veselý, M., 2016. Using radio telemetry to track ground beetles: movement of *Carabus ullrichii*. *Biologia* 71: 924-930.
- Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., Woolmer, G., 2002. The human footprint and the last of the wild. *BioScience* 52: 891-904.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., eds., 1991. *Nature Conservation 2. The role of corridors*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Sydney.
- Schreiber, R. K., Graves, J. H., 1977. Powerline corridors as possible barriers to the movements of small mammals. *American Midland Naturalist* 504-508.
- Smith, M., Caswell, H., Mettler-Cherry, P., 2005. Stochastic Flood and Precipitation Regimes and the Population Dynamics of a Threatened Floodplain Plant. *Ecological Applications* 15: 1036-1052.

- Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., Edwards, D. P., 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in ecology & evolution* 31: 67-80.
- Soule, M. E., Gilpin, M. E., 1991. The theory of wildlife corridor capability. In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors* (str. 3-8). Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Sydney.
- Spackman, S. C., Hughes, J. W., 1995. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological conservation* 71: 325-332.
- Stevenson, H. A., Gearhart, H. E., Curtis, R. L., 1943. Living fences and supplies of fence posts. *The Journal of Wildlife Management* 7: 257-261.
- Storm, G. L., Andrews, R. D., Phillips, R. L., Bishop, R. A., Siniff, D. B., Tester, J. R., 1976. Morphology, reproduction, dispersal, and mortality of midwestern red fox populations. *Wildlife Monographs* 49: 3-82.
- Šálek, M., Drahníková, L., Tkadlec, E., 2015. Changes in home range sizes and population densities of carnivore species along the natural to urban habitat gradient. *Mammal Review* 45: 1-14.
- Šálek, M., 2016. Masožravci na prahu města: pozoruhodná flexibilita šelem v urbánním prostředí. *Fórum ochrany přírody* 4: 23-26.
- Šťovíčková, K., 2014. Hodnocení fragmentace krajiny ve vztahu k dálkovým migracím. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, katedra fyzické geografie a geoekologie.
- Štambergová, B., 2015. Prostupnost krajiny v kontextu její fragmentace dopravní infrastrukturou a sub/urbánní výstavbou. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, katedra fyzické geografie a geoekologie.
- Tabor, G., Bankova-Todorova, M., Ayram, C. A. C., Garcia, L. C., Kapos, V., Olds, A., Stupariu, I., 2019. Ecological Connectivity: A Bridge to Preserving Biodiversity. In *Frontiers 2018/19 Emerging Issues of Environmental Concern* (str. 24-37). United Nations Environment Programme, Nairobi.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 571-573.
- Taylor, A. R., Knight, R. L., 2003. Wildlife responses to recreation and associated visitor perceptions. *Ecological applications* 13: 951-963.
- Teitelbaum, C. S., Fagan, W. F., Fleming, C. H., Dressler, G., Calabrese, J. M., Leimgruber, P., Mueller, T., 2015. How far to go? Determinants of migration distance in land mammals. *Ecology Letters* 18: 545-552.

- Tigas, L. A., Van Vuren, D. H., Sauvajot, R. M., 2002. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation* 108: 299-306.
- Tilman, D., Lehman, C. L., Kareiva, P., 1997. Population dynamics in spatial habitats. In *Spatial ecology: The role of space in population dynamics and interspecific interactions* (str. 3–20). Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Tingley, M. W., Monahan, W. B., Beissinger, S. R., Moritz, C., 2009. Birds track their Grinnellian niche through a century of climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 19637-19643.
- Tischendorf, L., Fahrig, L., 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.
- Tucker, M. A., Ord, T. J., Rogers, T. L., 2014. Evolutionary predictors of mammalian home range size: body mass, diet and the environment. *Global Ecology and Biogeography* 23: 1105-1114.
- Tucker, M. A., Böhning-Gaese, K., Fagan, W. F., Fryxell, J. M., Van Moorter, B., Alberts, S. C., Ali, A. H., Allen, A. M., Attias, N., Avgar, T. et al., 2018. Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science* 359: 466-469.
- Urban, D., O'Neill, R., Shugart, H. 1987. Landscape Ecology: A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience* 37: 119-127.
- Vacek, Z., Řeháček, D., Cukor, J., Vacek, S., Khel, T., Sharma, R. P., Kučera, J., Král, J., Papaj, V., 2018. Windbreak Efficiency in Agricultural Landscape of the Central Europe: Multiple Approaches to Wind Erosion Control. *Environmental management* 62: 942-954.
- Večeřa, M., Culek, M., Slach, T., 2016. Dispersal function of recently planted biocorridors. In *Central Europe Area in View of Current Geography. Proceedings of 23rd Central European Conference* (str. 191-201). Masarykova univerzita, Brno.
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R., Possingham, H. P., Laurance, W. F., Wood, P., Fekete, B. M., Levy, M. A., Watson, J. E. M., 2016. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications* 7: 12558.
- Vergnes, A., Le Viol, I., Clergeau, P., 2012. Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biological conservation* 145: 171-178.
- Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhøy, P., Strand, O., 2001. Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. *Polar biology* 24: 531-537.
- Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhøy, P., Strand, O., 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *The Journal of wildlife management* 68: 101-108.

- Ward, J. V., Tockner, K., Schiemer, F., 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated rivers: research & management* 15: 125-139.
- Whittaker, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 213-251.
- Wiens, J. A., 1997. The emerging role of patchiness in conservation biology. In *The ecological basis of conservation* (str. 93-107). Springer, Boston, MA.
- Williams, J. G., Armstrong, G., Katopodis, C., Larinier, M., Travade, F., 2012. Thinking like a fish: a key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions. *River Research and Applications* 28: 407-417.
- Zýka, V., 2014. Fragmentace krajiny ČR dopravními stavbami – vývoj, současný stav a priority územní ochrany. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, katedra fyzické geografie a geoekologie.

## 7.2. INTERNETOVÉ ZDROJE

- Česko, 2018, § 1 písm. a) a b) vyhlášky č. 395/1992 Sb., ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny [online]. [cit. 12. 4. 2019]. Dostupné z: <<https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-395#p1-1-a>>
- Eurostat – Statistics Explained, 2017. *Land use statistics* [online]. Poslední změna: 30. 10. 2018, [cit. 3. 5. 2019]. Dostupné z: <[https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Land\\_use\\_statistics](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Land_use_statistics)>
- ICPDR, 2010. *Manual on Good practices in Sustainable Waterway Planning* [online]. [cit. 26. 3. 2019]. Dostupné z: <<http://www.icpdr.org/main/activities-projects>>
- ICPDR, Danube Commission & ISRBC, 2008. *Joint Statement on Guiding Principles for the Development of Inland Navigation and Environmental Protection in the Danube River Basin* [online]. [cit. 26. 3. 2019]. Dostupné z: <<http://www.icpdr.org/main/activities-projects/joint-statement-navigation-environment>>
- Policy and Governmental Affairs – Office of Highway Policy Information, 2018. *U.S. Department of Transportation – The Federal Highway Administration* [online]. Poslední změna: 27. 11. 2018, [cit. 26. 3. 2019]. Dostupné z: <<https://www.fhwa.dot.gov/policyinformation/statistics/2017/hm20.cfm>>
- ŘSD, 2018. *Silnice a dálnice v České republice 2017* [online]. [cit. 26. 3. 2019]. Dostupné z: <<https://www.rsd.cz/wps/portal/web/rsd/dokumenty-a-publikace>>



United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2017. *World Population Prospects: The 2017 Revision, Key Findings and Advance Tables* [online]. [cit. 2. 4. 2019]. Dostupné z: <<https://population.un.org/wpp/Publications>>

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2018. *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision* [online]. [cit. 2. 4. 2019]. Dostupné z: <<https://esa.un.org/unpd/wup/Publications>>

## 8. PŘÍLOHY

**Příloha 1:** Sedmičlenná Braun-Blanquetova stupnice pro záznam abundance (pokryvnosti) porostu.

Abundance (pokryvnost)	Označení
jednotlivě (1-2 exempláře)	r
několik ex. - minimální pokryvnost	+
do 5 %	1
5 - 24 %	2
25 - 49 %	3
50 - 74 %	4
75 - 100 %	5

**Příloha 2:** Dokumentační fytoocenologický snímek na ekoduktu Lochkov (pražský okruh: úsek 514, Lahovice-Slivenec)

Záznam pořízený na ekoduktu Lochkov, dne 14. 11. 2018

- umístění v jednom ze dvou symetrických pásů dřevinné výsadby podél centrální pěšiny (J strana v příčném řezu, uprostřed ekoduktu v podélném řezu)
- velikost snímkové plochy: 5x5 m
- sklonitost 0°
- celková pokryvnost vegetace: 100 %
- E<sub>0</sub> = 2 %, E<sub>1</sub> = 80 %, E<sub>2</sub> = 30 %, E<sub>3</sub> zatím chybí
- výška bylinného patra - cca 1 m, výška dřevinného resp. keřového patra - cca 2 m

E <sub>2</sub>	<i>Coryllus avellana</i>	2	E <sub>1</sub>	<i>Calamagrostis epigejos</i>	3
	<i>Euonymus europaea</i>	1		<i>Festuca rubra</i>	2
	<i>Rosa</i> spp.	1		<i>Festuca pratensis</i>	1
	[ <i>Salix caprea</i>	r]		<i>Arrhenatherum elatius</i>	+
				<i>Agrostis stolonifera</i>	+
				<i>Agropyron repens</i>	+
				<i>Echinops spaherocephalus</i>	1
				<i>Vicia cracca</i>	+

Další popis lokality a okolí:

- jednoznačně víceúčelový ekodukt – cca polovinu zabírá asfaltová silnice s otevřenou závorou na jedné straně (během snímkování projelo několik aut a cyklistů, zvýšený pohyb i pěších)

- druhá polovina určená potřebám zvěře (vjezdu zabraňují balvany), porost výrazně houstne směrem od středu k okrajům
- na okrajích ekoduktu průhledný železný mřížový plot (natřený na zeleno), který plynule navazuje na oplocení dálnice z obou

**Příloha 3:** Dokumentační fytoocenologický snímek na ekoduktu Šabatka (pražský okruh: úsek 513, Vestec-Lahovice)

Záznam pořízený na ekoduktu Šabatka, dne 14. 11. 2018

- umístěn v západní polovině ekoduktu (směrem na Radotínský most)
- velikost snímkové plochy: 5x5 m
- sklonitost: 2° SZ směrem
- celková pokryvnost vegetace: 100 %
- $E_0 = 0,5 \%$ ,  $E_1 = 94 \%$ ,  $E_2 = 2 \%$ ,  $E_3 = 4 \%$
- výška bylinného patra cca 70 cm, keřového cca 2,5 m, stromového cca 4,5 m

$E_3$     *Robinia pseudoacacia*                      r (cca 10 exemplářů na celém ekoduktu)

$E_2$     *Rosa* spp.    r

(ve zbylých částech ekoduktu ještě výskyt několika exemplářů *Rubus fruticosus* a *R. idaeus*)

$E_1$     *Calamagrostis epigejos*                      4

*Daucus carota*                                      +

*Plantago lanceolata*                      2

*Potentilla reptans*                          1

Další popis lokality a okolí:

- ekodukt navazuje JZ směrem na houstnoucí keřovité porosty *Rosa* spp., které postupně přecházejí přes porosty planých jabloní do porostů s hojným zastoupením javorů ukončené cca 20 m hlubokou roklí zarostlou převážně vzrostlejšími duby
- směrem na SV ekodukt navazuje na volnější keřový zápoj *Rosa* spp., ohrady pro koně vybudované pomocí elektrických ohradníků a prostor stavby nejspíše tréninkové haly
- v blízkosti ekoduktu pozorovány stopy spárkaté zvěře obtištěné v zaschlém blátě a přímo na ekoduktu stopy kopyt koní a jejich trus – hojný pohyb koní dosvědčuje i vyšlapaná koňská stezka podél východního okraje mostu s umístěnou skokovou překážkou
- na okrajích ekoduktu drátěný plot z velkých ok, který plynule navazuje na oplocení dálnice z obou

**Příloha 4:** Dokumentační fytocenologický snímek na ekoduktu Cholupice 1 (pražský okruh: úsek 513, Vestec-Lahovice, 1. ekodukt ve směru na Vestec)

Záznam pořízený na ekoduktu Cholupice 1, dne 14. 11. 2018

- celková pokryvnost cca 50 %
- sklonitost terénu 1° SV směrem
- popis rozložení vegetace na celé ploše ekoduktu:
- E0 = 0 %, E1 45 %, E2 = 20 %, E3 = 0%
- bylinné patro sekané na výšku max. 15 cm, mladé keře stříhány na cca 80 cm

E<sub>1</sub> tráva „městského“ charakteru s občasným výskytem *Taraxacum officinale* a *Bellis perennis*

E<sub>2</sub> dříšťál, ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*), brslen

Další popis lokality a okolí:

- Pro migraci drobnějších savců či ptáků vytvořeny 2 ostrůvky keřů oddělené navzájem cca 8 m dlouhým průsekem – kosená travnatá plocha (mohl by být využitý pro umístění fotopasti).
- Pro migraci větší zvěře však může sloužit i asfaltová cesta, kdy se kvůli hluku ze silnice a absence vhodných úkrytů zvěř nejspíše nebude na mostě déle zdržovat.
- ekodukt navazuje z obou stran na rozlehlá hospodářsky využívaná pole
- z jižních polí sveden přes ekodukt zpevněný (kámen + beton) meliorační kanál lichoběžníkovitého tvaru zabírající cca 25 % z celé šířky mostu
- přes ekodukt vede cyklotrasa ozn. A204
- ekodukt je opatřen adekvátními protihlukovými stěnami z obou stran vhodně napojenými na dálniční oplocení

**Příloha 5:** Dokumentační fytocenologický snímek na ekoduktu Cholupice 2 (pražský okruh: úsek 513, Vestec-Lahovice, 2. ekodukt ve směru na Vestec)

Záznam pořízený na ekoduktu Cholupice 2, dne 14. 11. 2018

Proveden pouze zběžný popis celé lokality a obecný popis vegetace.

- celková pokryvnost cca 65 % - pouze traviny „městského“ charakteru E<sub>1</sub>
- sklonitost terénu 1° SV směrem
- bylinné patro sekané na výšku max. 10 cm
- středem ekoduktu vede zpevněný (kámen, beton) meliorační kanál lichoběžníkovitého tvaru zabírající cca 25 % z celé šířky mostu a nezpevněná cesta se stopami kolových vozidel

- z jihu napojen melioračním kanálem mezi dvěma rozlehlými poli, který je mezi poli tvořen jednou až dvěma řadami stromů a doprovázený hustým porostem keřů
- na severu ekodukt ústí na pole, kde se zpevněný meliorační kanál opět napojuje na hustý keřový a stromový porost, který jej spojuje až s PP Cholupická bažantnice
- ekodukt je opatřen adekvátními protihlukovými stěnami z obou stran vhodně napojenými na dálniční oplocení

**Příloha 6:** Dokumentační fytoocenologický snímek na ekoduktu Cholupice 3 (pražský okruh: úsek 513, Vestec-Lahovice, 3. ekodukt ve směru na Vestec)

Záznam pořízený na ekoduktu Cholupice 3 - 14. 11. 2018

Proveden pouze zběžný popis celé lokality a obecný popis vegetace.

- celková pokrývnost cca 95 % z toho cca E<sub>1</sub> 70 % a E<sub>2</sub> 30 %
- E<sub>1</sub> – trávnick sečený do výšky cca 10 cm
- E<sub>2</sub> – podél obou okrajů vysázeny keřové pásy cca 3,5 m široké a zhruba uprostřed ekoduktu rozděleny výsekem o šířce cca 4 m
- keřové patro stříháno do výšky cca 1 m

E<sub>1</sub> tráva „městského“ charakteru *Taraxacum officinale*, *Bellis perennis*, *Plantago* spp.

E<sub>2</sub> dříví, ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*), brslen

- ekodukt navazuje z jihu na pole (mezi ekoduktem a poli vede asfaltová cesta)
- na JV okraji ekoduktu vysázeny 3 řady borovic cca 3 m vysoké, některé okrajové stromy vyvráceny či se zřetelně poškozenými spodky kmenů od pojezdu kolových vozidel
- na jihu ústí na cca 100 m široký pás pole, který dále pokračuje na starými stromy porostlé území PP Cholupická bažantnice
- při tvorbě záznamu z ekoduktu přejížděla most jezdčyně na koni, který se po vstupu na most začal nejspíše v důsledku hluku a pohybu aut po silnici vedoucí pod mostem silně plašit – jezdčyně musela sesednout, koně uklidňovat a s obtížemi ho převedla na druhou stranu
- ekodukt byl opatřen adekvátními protihlukovými stěnami z obou stran vhodně napojenými na dálniční oplocení

**Příloha 7:** Fotografická dokumentace navštívených ekoduktů (fotografie *a*) – konstrukce mostu, fotografie *b*) – charakter povrchu): 1) Lochkov, 2) Šabatka, 3) Cholupice 1

1a) Lochkov



Zdroj: vlastní

1b) Lochkov



Zdroj: vlastní



Zdroj: vlastní

2a) Šabatka



Zdroj: vlastní

2b) Šabatka



Zdroj: vlastní

### 3a) Cholutice 1



Zdroj: vlastní

### 3b) Cholutice 1



Zdroj: vlastní