

## Obsah

1. Úvod.....	3
Cíle práce: .....	3
2. Literární rešerše .....	5
2. 1 Krajina .....	5
2.1.1 Definice krajiny a její vlastnosti .....	5
2.1.2 Koridory .....	6
2.1.3 Princip krajinných změn a stabilita krajiny .....	7
2.1.4 Sídla a příměstská krajina .....	8
2.1.5 Suburbanizace .....	9
2.1.6 Hodnocení úrovně přirozenosti krajiny .....	12
2.1.7 Land use .....	12
2.1.8 Typizace krajiny podle družicových snímků a koeficient ekologické stability .....	13
2.1.9 Ochrana krajiny .....	15
2.2 Fragmentace .....	16
2.2.1 Pohyb organismů krajinou a bariéry pohybu .....	16
2.2.2 Fragmentace krajiny dopravou .....	18
2.2.3 Snižování velikosti populací vlivem fragmentace.....	19
2.2.4 Řešení a předcházení negativních vlivů fragmentace .....	21
2.3 Územní plánování.....	24
2.3.1 Definice .....	24
2.3.2 Hodnocení krajiny v oblasti územního plánování .....	24
2.3.3 Stavební zákon a zásady územního rozvoje .....	26
2.3.4 Územní systém ekologické stability.....	29
2.3.5 EECONET .....	29
3. Charakteristika studijního území.....	31
4. Metodika.....	35
4.1 Zdroje dat.....	35

4.2 Hodnocení .....	35
4.3 Stanovení hypotéz .....	38
5. Výsledky .....	39
5.1 Typy areálů, novodobé a nenovodobé .....	39
5.2 Velikosti areálů .....	41
5.3 Závislost velikosti areálů na kombinaci atributů sklon a třída ochrany ZPF .....	42
5.4 Závislost velikosti areálů na vzdálenosti k nejbližšímu sjezdu z dálnice .....	44
5.5 Závislost velikosti areálů na vzdálenosti od osy dálnice .....	45
6. Diskuse .....	47
7. Závěr .....	50
Pojmy: .....	51
Seznam použité literatury: .....	53

# 1. Úvod

Moderní dobu lze charakterizovat typickými změnami v krajině, které se mohou výrazněji lišit v závislosti na tom, v jaké zemi nebo kontinentu se tyto krajiny nacházejí. Česká republika následuje kulturní a ekonomický rozvoj západních zemí Evropy a krajinné změny, které zde probíhají lze tak jednodušeji předvídat a hodnotit (Sýkora 2002). Proměny struktury krajiny jsou přirozené, ačkoliv míra antropického ovlivnění nepochybně roste. Mezi výrazné moderní antropické vlivy patří urbanizace s veškerými jejími podobami, jako jsou průmysl, doprava, energetika a jiná infrastruktura, vývoj technologií, rozvoj měst a jiných sídel. Působení těchto vlivů na krajinu lze za pomoci geograficko-informačních technologií kvalifikovat a kvantifikovat.

Přestože obecné povědomí o významu přírodě blízkých ekosystémů roste, úbytek relativně přirozených ploch a jejich segregace jsou pro moderní antropické vlivy typické. Je proto nutné jednotlivé jevy v krajině hodnotit takovým způsobem, aby mohly být podchyceny nástroji rozumné politiky a plánování. Při rozhodování jakým způsobem postupovat při procesech územního plánování a povolování staveb je třeba přistupovat individuálně s ohledem na základní principy a nové poznatky z ekologie, které vycházejí z novodobých antropogenních změn v krajině, jež by měly být sledovány. Spolupráce ekologů, urbanistů, politiků i ekonomů je klíčovou podmínkou úspěchu správného řešení a usměrňování socio-hospodářského rozvoje.

Tato práce se zaměřuje na problematiku nerezidenční suburbanizace s vazbou na významné dálniční tahy. Jedná se o novodobou problematiku podpořenou hospodářským a technickým rozvojem. Neregulovaný rozvoj může vést k téměř nevratným změnám. Změny počínající zábořem půdy mohou končit plošným znečištěním, změnou hydrologických, pedologických a mikroklimatických podmínek a tím i změnou většiny ekologických toků. Je tedy potřeba zkoumat, které podmínky ovlivňují rozvoj a koncentraci nerezidenční suburbanizace. Pak je možné jevy předvídat a následně hledat východiska pro minimalizaci nežádoucích krajinných změn a spolu s nimi i ekologických škod. Nástroje politiky územního plánování budou tak efektivněji využitelné k usměrňování neregulované výstavby.

## **Cíle práce:**

1) Popis zkoumané plochy a vztahy vůči environmentálním jevům, jako jsou zvláště chráněná území, územní systém ekologické stability, migračně významná území a hydrologie.

- 2) Na základě volně dostupných map vytvoření dat o přítomnosti nerezidenčních areálů (komerční dálniční krajiny) podél zkoumané plochy a určení jejich relevantních charakteristik.
- 3) Statistické vyhodnocení dat z hlediska jednotlivých charakteristik komerčních areálů podél dálnice. Především vyhodnocení rozlohy komerční dálniční krajiny vůči jednotlivým prediktorům (sklon, třída ochrany zemědělského půdního fondu, vzdálenost od osy dálnice a vzdálenosti od nejbližších sjezdů dálnice) a hodnocení variability komerční dálniční krajiny. Určení typů nerezidenční výstavby a její kvantifikace.
- 4) Souhrn poznatků a doporučení ve vztahu k mitigaci negativních environmentálních impaktů výstavby k dálnicím přidružených komerčních staveb na krajinu.

## 2. Literární rešerše

### 2. 1 Krajina

#### 2.1.1 Definice krajiny a její vlastnosti

Krajina je složitý systém, který lze pochopit systémovým a celostním přístupem, kdy je třeba zkoumat vazby, procesy a principy v ní probíhající (Sklenička 2003). Každá krajina prochází vývojem a její formování je výsledkem několika působících mechanismů. Jedná se o specifické dlouhodobé geomorfologické pochody, osidlování krajiny jednotlivými organismy a místní krátkodobé disturbance jednotlivých ekosystémů (Forman, Godron 1986).

Z geografického pojetí lze definovat krajinu jako část zemského povrchu, která podle svého vnějšího obrazu a vzájemného působení svých jevů, tak jako vnitřních a vnějších vztahů polohy, tvoří prostorovou jednotku podobného charakteru, která na svých přirozených geografických hranicích přechází v krajiny jiného charakteru (Sklenička 2003 ex Troll 1950) skládající se ze složek abiotických, biotických i duchovních (Sklenička 2003 ex Bobek, Shmithusen 1949). Krajinně-ekologické pojetí chápe krajinu jako heterogenní část zemského povrchu skládající se ze souboru vzájemně se ovlivňujících ekosystémů, které se v dané části povrchu v podobných formách opakují (Sklenička 2003 ex Forman, Godron 1986). Z antropocentrického hlediska lze definovat krajinu v tzv. ekonomickém pojetí, kdy podstatou je využívání produkčního potenciálu či pouze prostorového rámce krajiny ve prospěch člověka bez ohledu na ekologické souvislosti, dopady a harmonické vztahy v krajině. Krajina prochází určitým hospodářským vývojem a je vhodná pro určité hospodářské využití. Mezi tyto aktivity patří zemědělství, lesnictví, těžba nerostných surovin a urbanizace. Dochází ke změnám v rovnováze prostorových a funkčních vazeb systému krajiny. Tyto ovlivněné ekosystémy pak ztrácejí přirozenou autoregulační schopnost (Sklenička 2003).

Krajina přírodní a přirozená je taková krajina, která je minimálně ovlivněna působením antropogenních faktorů. Setkáme se s ní většinou jen v obtížně přístupných či využitelných oblastech. Středoevropské krajiny jsou však již převážně kulturními. Kulturní krajina je kombinací přírody a kultury. Člověkem využívaná krajina je determinována prvky socioekonomickými. Samotnou kulturní krajinu pak lze rozdělit podle převažujícího způsobu využívání na podkategorie lesní, zemědělská, rybníčná, průmyslová a těžební, urbanizovaná a další. Proces transformace přírodní krajiny směrem k přeměněné urbanizované krajině je plynulý (Sklenička 2003). Urbanizovaný typ krajiny lze rozdělit podle jeho charakteru na vlastní městské prostředí center, prostředí industriálních, obytných a rekreačních zón a na prostředí suburbánní (Löw, Míchal 2003).

Krajinu spoluutvářejí nejen fyzikální a biologické, ale také antropogenní a estetické faktory. Na základě těchto faktorů, můžeme krajinu hodnotit (popisovat, klasifikovat a analyzovat). Hodnocení začíná průzkumem krajinných složek, toků mezi nimi a jejich změnami v čase. Hodnocení je důležité pro vhodný přístup k rozvoji určitého území a umožňuje pochopit vztahy mezi jednotlivými krajinnými složkami, které vytvářejí charakteristický ráz krajiny (Sklenička 2003). Krajiny ovlivněné člověkem se vyznačují strukturou s vysokým kontrastem, kterou ovlivňují aktivity, jako je zemědělství, lesnictví a urbanizace (Forman, Godron 1986).

### **2.1.2 Koridory**

Koridory v krajině mají mnoho podob a funkcí. Jsou využívány pro dopravu, ochranu, jako zdroje i estetická součást prostředí prostupují všemi krajinami. Jedná se o více či méně úzké pruhy země, které se liší od krajinné matrice na obou stranách. Mohou sice tvořit izolované pásy, ale obvykle navazují na plošku s podobnou vegetací. V tomto případě se jedná zejména o vegetační koridory spojující lesy. Koridory vysokého napětí spojují naopak otevřené plochy a silnice spojují sídla. Rozeznáváme pak 3 druhy koridorů (liniové, pásové a specifické). Nejčastěji se setkáváme s liniovými koridory, které představují pěšiny, silnice, železnice, meze, hráze, příkopy, živé ploty, vlastnické hranice, odvodňovací kanály nebo také vedení vysokého napětí. Širším typem jsou tzv. pásové koridory. Ty mají na rozdíl od liniových koridorů vnitřní prostředí a žijí tam typické druhy organismů. Specifické jsou koridory podél toků, které ohraničují vody a liší se v šíři podle velikosti toku (Forman, Godron 1986).

Koridory slouží jako migrační trasy, vodiče, stanoviště pro určité druhy živočichů a rostlin, překážky nebo filtry oddělující jednotlivá území nebo jako zdroje vlastních ekologických vlivů na své okolí. Liší se svým vznikem, šířkou, stupněm propojenosti (vytvářením sítě) a stupněm křivolakosti. Strukturální charakteristiky koridorů značně ovlivňují ekologii krajiny (Forman, Godron 1986).

Koridory jsou využívány buď jako kanály, nebo je organismy využívají k přechodu (Forman, Godron 1986). Tam, kde jsou koridory, se rušivé vlivy (v podobě např. požárů nebo výskytu určité choroby), jež se pohybují podél koridoru, rozšiřují rychleji (Forman, Godron 1986 ex Stenseth 1977). Koridory mohou ale také působit jako útlum (Forman, Godron 1986). Bariérovým efektem můžeme rozumět zamezení odtoku vody a eroze vegetačními koridory (Forman, Godron 1986 ex Ballard 1979), omezení volného pohybu větru, tepelné energie, větrem přesouvané půdy, aerosolů a pasivně transportovaných organismů vegetačními větrolamy (Forman, Godron 1986 ex Pollard et al. 1974).

Koridory se významně uplatňují v dopravě a slouží tak k přepravě lidí a zboží a tím jsou nositeli ekonomického rozvoje (Forman, Godron 1986). Urbanizační soustava je umožněna určitým stupněm veřejné dopravy. Laciná hromadná doprava umožnila vznik suburbanizačních procesů a formování celých krajinných celků sídelních aglomerací a koridorů provázaných urbanistickými funkcemi. V trasách významných dopravních os se rozvíjejí urbanizační koridory, jejichž společným znakem je kontinuální přelévání funkcí a absence výrazných center. Krajiny mimo hlavní dopravní koridory a mimo zázemí rozvojových pólů zůstávají více organizovány podle staré střediskové soustavy, rozvojové krajiny více podle soustavy urbanizační (Löw, Míchal 2003).

### **2.1.3 Princip krajinných změn a stabilita krajiny**

Horizontální struktura krajiny v nerušeném vývoji směřuje ke stejnorodosti. Běžně dochází k disturbancím a tím ke změnám v půdě, osidlování vegetace a dalšího šíření živočichů. Mírné disturbance vedou ke zvyšování heterogenity krajiny, vytvářejí v krajině více plošek a koridorů. Tam, kde se konkrétní disturbance objevují často nebo s určitou pravidelností, jsou na ně místní ekosystémy přizpůsobené, nebo je dokonce vyžadují. Naproti tomu silné disturbance mohou způsobit jejich zánik, což často spěje zpět ke stejnorodosti. Změny prostředí jsou dány rušivými vlivy, které jsou v daném prostředí vzácné. Ekosystémy nejsou na některé z nich připravené a schopnost regenerace je slabá a dlouhodobá. (Forman, Godron 1986).

Stabilitou potom rozumíme odolnost krajiny vůči narušení a její schopnost zotavení po narušení. Celková stabilita krajiny je výsledkem stability všech zastoupených typů krajinných složek. Významným činitelem mající vliv na stabilitu krajiny je množství biomasy v ní obsažené. Čím více biomasy, tím větší stabilita. Krajinné složky postrádající biomasu a bez fotosyntetizujícího povrchu, jako jsou např. dálnice, jsou prakticky neměnné. Naopak největší stabilitu mají zejména lesní ekosystémy, které se vyznačují vysokou odolností vůči narušení. Vlastnost rychlého zotavení po narušení mají ekosystémy s malým množstvím biomasy (Forman, Godron 1986)

Lidské aktivity patří mezi změny náhlé, neočekávané a můžeme je určit jako disturbance vedoucí k narušení krajiny. Doba, po kterou na Zemi působí člověk, je krátká. Ostatní druhy organismů neměly dost času se jeho vlivům přizpůsobit a v konfrontaci s hromadným lidským působením a při nedostatku času k adaptaci, může dojít k extinkci mnoha druhů organismů. Jiné druhy naopak lidského vlivu využívají ve svůj prospěch (Forman, Godron 1986).

### 2.1.4 Sídla a příměstská krajina

Jednou z nejnápadnějších a téměř všudypřítomných složek krajiny jsou lidské domovy a sídla. Při vzniku sídel dochází k narušením, jež vedou k částečnému nebo skoro úplnému zániku původního ekosystému na daném místě. Následuje výstavba budov a obvykle zavlečení nových druhů. Sídlu jako ploška zůstává po mnoho let až staletí stálé, pak zmizí. Lidé určují režim narušení, kterým se sídlu udržuje. Některé druhy rostlin jsou domácího původu, ale mnoho z nich je introdukovaných. To platí i pro živočichy, kteří se vyskytují v sídelních ekosystémech. Některé z těchto druhů mohou úspěšně kolonizovat přírodnější části příměstských krajin, kde se pak stávají významnými škůdci. Přesto jsou bezprostřední okolí měst nejrozmanitějšími, i když nejméně ekologicky pochopenými krajinami (Forman, Godron 1986).

Tento ekosystém sídel je velice umělý a jeho existence závisí na péči člověka. Lidská činnost se v čase mění a tak dochází i k nestálosti sídel. S tím souvisí pojem postupného osídlování krajiny, který se používá k označování historických změn v krajině. Ty jsou vyvolány tím, že území je postupně osídlováno různými kulturami. Tento proces představuje sérii stavů, kdy původní, převážně přírodní podmínky, jsou postupně měněny v krajinu s patrnými stopy silného antropického tlaku (Forman, Godron 1986). Současný rychlý růst intenzity využívání krajiny má potenciálně negativní efekt jak na životní prostředí, tak i dopravu a infrastrukturu ve městech i v příměstských lokalitách. Zhoršuje se kvalita vody i ovzduší. Odtok vody je mnohonásobně vyšší, než v běžné přirozené krajině, ovzduší je ovlivněno emisemi z rozvíjející se intenzity automobilové dopravy. Vzdálenosti při dojíždění za prací do měst se zvyšují. Rozvoj sídel vyžaduje další investice do infrastruktury, zatímco stávající infrastruktura ve městech již nemusí být zcela využívána. Náklady na infrastrukturu jsou pak v důsledku dvojnásobné – k udržení staré infrastruktury v centru sídel a vytvoření a podpory nové na předměstí (U.S. Department of Housing and Urban Development in Birch 2009).

Městské ekosystémy jsou označovány jako nové, protože kulturní a ekonomické aktivity lidí silně ovlivňují základní procesy a struktury (Pickett et al. 2001). Antropogenní ekosystémy jsou velice odlišné ve struktuře a funkci od těch přírodních, které nahrazují. Jedná se o dostupnost zdrojů, stresovou intenzitu, disturbanci a změny v prostorovém uspořádání ekosystémových komponentů (Kozlov, Zverava 2007). Městské nebo průmyslové ekosystémy v různých regionech jsou osídlovány určitými stejnými druhy rostlin a živočichů (Ursic et al. 1997). Městské ekosystémy působí na biotu silně stresově, půdy jsou charakterizovány změnou hydrologických podmínek, vyšším pH, vysokou koncentrací živin a vápníku, přítomností kamenů, rychlejším procesem dekompozice, menším objemem organické hmoty a větším objemem zhutněné směsi antropogenního materiálu v porovnání



s místním přirozeným materiálem (McDonnell et al. 1997). Dochází k nižší infiltraci a většímu odtoku než v systémech s větším výskytem půd (Pickett et al. 2001).

Městské ekosystémy, přes svoji novost, mohou obsahovat složky s abiotickými prvky, které jsou velice podobné přírodním stanovištím a kde se může odpovídající biota vyskytovat (Hobbs, Higgs a Harris 2009). Zpevněné plochy ve městech jsou považovány za analogické k přírodním skalním výchozům, útesům nebo oblázkovým plážím. Rostliny, které spontánně kolonizují tyto tvrdé podklady, se tak přirozeně stěhují ze svých přirozených stanovišť s mělkými půdami (Woodell 1979). Tyto ekosystémy pak reprezentují kompletně nové prostředí osidlované pouze nepůvodními ruderalními druhy a druhy tolerantními vůči stresu (Rishbeth 1948). Je obecně považováno, že solené dálnice jsou kompletně novým prostředím (Kowarik 1990), ale tato stanoviště jsou analogická těm, které osidlují halofytní druhy. Plochy v blízkosti silnic, které jsou pod vlivem solení, jsou cílovým stanovištěm druhů typických pro slaná jezera a mokřady. Původní biotop těchto druhů může být vzdálen i tisíce kilometrů daleko (Reznicek 1980).

### **2.1.5 Suburbanizace**

Suburbanizace je růst města prostorovým rozpínáním do okolní krajiny. Je zde nižší hustota osídlení s řidší, rozvolněnou zástavbou. Charakteristické jsou samostatně stojící nebo řadové rodinné domky s vlastní zahradou, které často vytvářejí sociálně homogenní rezidenční zóny, a také pásová komerční zástavba a průmyslové parky často lokalizované podél dálnic a jiných významných komunikačních os či v blízkosti jejich křižovatek. Urbanizaci umožňuje technický pokrok v dopravě a rozvoj dopravní sítě. Mezi faktory stimulující komerční suburbanizaci patří snadná dopravní dostupnost rozsáhlých a relativně levných pozemků (Sýkora 2002).

Příměstské krajiny se vyznačují vzrůstajícím zastoupením liniových koridorů. Avšak doprovodná zeleň vodních toků se vytrácí. Mozaikovitost dosahuje v příměstské krajině téměř svého maxima a bohatství jednotlivých typů krajinných složek je obrovské (Forman, Godron 1986). Autoři Romportl, Chuman (2010) však uvádějí, že rezidenční suburbanizace se vyznačuje odlišnými trendy dopadů na heterogenitu krajiny. Kompaktní způsob výstavby snižuje heterogenitu krajiny a omezuje její funkce, avšak koncentruje negativní dopady procesu suburbanizace do jedné lokality. Naopak způsob výstavby menších areálů bez vazby na stávající sídelní strukturu sice zvyšuje celkovou diverzitu krajiny, ale vede k rozptýlení negativních doprovodných jevů do širšího okolí.

Krajina je vystavena tlaku narůstající lidské populace a obhospodařované plochy i zbytky původní vegetace jsou přeměňovány v plochy s jiným využitím (Forman, Godron 1986). Proces suburbanizace ovlivňuje krajinu ve třech základních rovinách:

1. kvality krajiny ve smyslu změny typu krajinného pokryvu, míry jeho antropogenního ovlivnění a dynamiky procesů,
2. struktury krajiny, tedy její celkové prostorové heterogenity, diverzity způsobů využití krajiny, fragmentace jejích částí do ploch izolovaných liniovými bariérami,
3. krajinných funkcí ve smyslu změn energomateriálových toků, biodiverzity, estetické, kulturní či duchovní hodnoty (Romportl, Chuman 2010).

Příměstská krajina má zvláštní typ dynamiky, protože se neustále rozšiřuje z města ven směrem do volné krajiny. Podle odhadů UNESCO bude dlouhodobě ve světě docházet k nárůstu příměstských krajin, přičemž každá z nich bude mít unikátní strukturu a oběh látek (Forman, Godron 1986).

Plochy křížení koridorů nazýváme uzly. Uzly silniční sítě jsou města. Koridory tedy spojují uzly a vznikají tak dopravní sítě (Forman, Godron 1986). Přibližováním okrajových částí měst a jejich postupným propojováním vznikají tzv. aglomerace, kde jedno ze sídel dominuje velikostí a významem nebo konurbací při srovnatelné velikosti a významu sídel (Gremlica 2002 in Sýkora 2002). Výsledkem nekonečné urbanizace je megalopolizace. Jedná se o proces formování většího počtu měst, která jsou obklopena svými předměstími. Konečným produktem megalopolizace je jedna obrovská příměstská krajina, uvnitř které jsou rozmístěna jednotlivá města. Jedná se pak o dva typy krajiny (městskou a příměstskou), které jsou navzájem pevně svázány. Optimalizace toků sítí se uskutečňuje pro pohyb lidí a je důležitá i pro jiné ekologické objekty v plánování a řízení krajiny. Vzájemné vazby spočívající v proudech lidí denně dojíždějících za prací, toku informací a přenosů znečišťujících látek spojují tyto dvě krajiny s různými funkcemi. Jedná se však o nestabilní systém s příliš velkými vstupy a výstupy, který je plně závislý na okolní neurbanizované krajině (Forman, Godron 1986). Rychlost a prostorové měřítko vývoje suburbanizace se v čase mění a roste. Každá struktura je určena typickými vývojovými praktikami, technologiemi, marketingovými strategiemi, architektonickými preferencemi a přístupy k životnímu prostředí (Hayden 2009 in Birch 2009).

V USA se čistě rezidenční funkce předměstí postupem času mění a čím dál více firem se z centra měst stěhuje ven. V roce 2000 zhruba tři z pěti zaměstnání byly situovány na předměstí. Až dvojnásobné množství obyvatel Spojených států dojíždí z předměstí do předměstí, kde se koncentrují pracovní příležitosti než z předměstí do měst. Předměstí jsou čím dál více preferovány jako sídla pro vědecko-výzkumné obory a obory v informační

oblasti. Podniky zabývající se špičkovými technologiemi se již dlouhodobě přesouvají na předměstí z mnoha důvodů. Je tam dostatek prostoru pro velké areály kampusového stylu, nižší kriminalita, nižší daňové zatížení a lepší příležitost pro vzdělávání pracovníků. V současnosti lze říci, že život ve městě je spíše otázkou životního stylu než ekonomického prospěchu (Kotkin 2006 in Birch 2009).

K rozvoji suburbánních, především rezidenčních lokalit v České republice docházelo již v meziválečném období, zejména podél železničních tratí vedoucích z velkých měst. Za komunismu se pak rozptýlená suburbanizace v podstatě zastavila. Poté se znovu začíná rozvíjet až v polovině 90. let. Kromě rezidenční suburbanizace se objevují moderní hypermarkety a následný rozvoj komerčních funkcí (maloobchod, velkoobchod, skladování, distribuce a výroba) na přelomu století začíná výrazně měnit příměstskou krajinu (Sýkora 2002). V současnosti je proces suburbanizace jasně geograficky diferencován. Rezidenční suburbanizace je vázána na již existující velká města, zatímco pro komerční suburbanizaci je podstatnější logisticky výhodná poloha nově budovaných areálů. Komerční suburbanizace je pak patrná se zřetelnou vazbou na významné komunikace, a to i ve větších vzdálenostech od významnějších sídel (Romportl, Chuman 2010). V 90. letech došlo k nárůstu komerčních i rezidenčních ploch zhruba ve stejné míře. V roce 2000 se zvětšily rezidenční plochy asi o 50 km<sup>2</sup> a komerční o 42 km<sup>2</sup> oproti roku 1990 (Chuman, Romportl 2008 in Dreslerova 2008). V 90. letech se výstavba odehrávala především bez návaznosti na stávající zastavěné plochy. K nejvýznamnějšímu nárůstu došlo v okolí Prahy. Největší nárůst obchodních a logistických center proběhl v bezprostředním okolí dálnic D1, D5 a D11. Dále došlo k významnému nárůstu komerční suburbanizace kolem Brna, v okolí Mladé Boleslavi, Ústí nad Labem, Plzně, Českých Budějovic, Pardubic, méně pak u Olomouce a Ostravy. Po roce 2000 se tento způsob komerční výstavby, navazující na stávající infrastrukturu, téměř zcela vytratil, což může být způsobeno vyčerpáním dostupných kapacit ve stávajících průmyslových či obchodních zónách. V posledním desetiletí dochází k masivnějšímu záboru volné krajiny bez jasné vazby na velká sídla, a to zejména v okolí významných dopravních tahů. Na jedné straně jsou nové komerční plochy budovány s přímou návazností na stávající zóny, dochází tak ke vzniku spojitých, plošně velmi rozsáhlých areálů. Snižuje se tak počet zastavěných plošek a naopak se často zvyšuje jejich průměrná rozloha. Častěji však dochází k zakládání nových obchodních, skladových, logistických či zábavních center bez přímé prostorové návaznosti na stávající objekty. Tento typ komerční suburbanizace se projevuje růstem počtu zastavěných plošek a snižováním jejich průměrné velikosti (Romportl, Chuman 2010). Většina měst střední a menší velikosti vytváří nové průmyslové zóny. Zatímco se rozvíjí výstavba na zelené louce za městem, u městských center zůstávají zdevastované plochy opuštěné průmyslovou výrobou (Sýkora 2002).

K novým výstavbám u nás dosud docházelo zejména na zemědělské půdě. Především se stavělo na orné půdě a trvalých travních porostech. (Chuman, Romportl 2008 in Dreslerova 2008). Aktivity spojené s rostoucím zábořem půdy a urbanizací je nutné spojit s managementem územního plánování, dopravního managementu a s předpokladem „rozumného růstu“ předměstí, přičemž je nutné zohledňovat prvky „brownfields“ se snahou o jejich opětovné využití. K dosažení příjemných podmínek života lidí ve městech a jejich předměstí je zapotřebí regionální spolupráce (U.S. Department of Housing and Urban Development 2009 in Birch 2009).

### **2.1.6 Hodnocení úrovně přirozenosti krajiny**

Stupeň přirozenosti vyjadřuje rozdíl mezi aktuálním a přirozeným stavem krajiny. Některá rostlinná společenstva lze označit jako původní vegetaci, která je v rovnováze s prostředím. Jedná se o poslední zbytky původních společenstev a některá z nich jsou chráněna zákonem. Společenstva rostlin složená z druhů stanovištně příslušných, avšak částečně ovlivněných zejména pěstebními zásahy, nazýváme přirozenou vegetací. Výrazně pozměněná společenstva, která tvoří převážnou většinu vegetace na území ČR a jejichž druhová skladba neodpovídá stanovištním podmínkám, nazýváme druhotné kulturní porosty (Sklenička 2003).

Sklenička (2003) určuje tato kritéria pro hodnocení stupně přirozenosti:

- změny struktury společenstva ve srovnání s přírodním společenstvem,
- podíl druhů původních organismů vzhledem k počtu druhů tvořících přírodní společenstvo,
- podíl vymřelých druhů původní bioty,
- podíl spontánních sekundárních organismů – členů autochtonní regionální bioty,
- podíl tzv. synantropních nebo ruderálních organismů,
- životní trvalost kultivovaných i spontánních druhů v ekosystému.

Míchal (1994) celkem rozlišuje 6 typů ekosystémů. Mezi antropogenní ekosystémy zařazuje ekosystémy umělé, přírodě cizí a přírodě vzdálené. Relativně přirozené ekosystémy jsou přírodě blízké, přirozené a přírodní (nedotčené).

### **2.1.7 Land use**

Využívání krajiny je spojeno s anglickým výrazem land use, který zahrnuje dvě základní složky – biofyzikální a socioekonomickou. Zahrnuje formu analýzy aktuálního či historického stavu a hodnocení krajiny z hlediska vhodnosti pro jednotlivé způsoby využívání. Každá z forem land use má specifické požadavky na danou lokalitu. Ty jsou dány požadovanými

krajinnými vlastnostmi. Srovnání těchto požadavků s land use typem může poskytnout informace o vhodnosti dané formy využívání krajiny (Sklenička 2003).

Sklenička (2003) uvádí základní členění land use v ČR, které je dáno oficiální klasifikační stupnicí podle údajů v katastru nemovitostí:

- orná půda,
- chmelnice,
- vinice,
- zahrady,
- ovocné sady,
- louky,
- pastviny,
- lesní půda,
- vodní plochy,
- zastavěné plochy a nádvoří,
- ostatní plochy.

Vhodnost krajiny pro její využívání můžeme definovat jako schopnost přizpůsobit se konkrétnímu využití (Driessen, Konijn 1992) nebo jako popis krajinných charakteristik a vlastností, které danou krajinnou jednotku předurčují pro určitý způsob využívání nebo schopnost krajinné jednotky poskytnout za podmínek trvalé udržitelnosti potenciál pro konkrétní způsob využívání. Faktory ovlivňující způsoby využívání krajiny jsou jednak přírodní a jednak kulturní a lidé mohou různými formami dodatečné energie zvýšit produkční potenciál půd (Sklenička 2003).

### **2.1.8 Typizace krajiny podle družicových snímků a koeficient ekologické stability**

Chceme-li vizualizovat data o krajině, získáváme nejdříve údaje pozemním nebo dálkovým průzkumem, např. sběrem dat v terénu nebo pomocí leteckých či družicových snímků, které transformujeme v reálná data o krajinné konfiguraci do dvourozměrného prostoru pro mapové vyjádření (Kovář 2008). Družicové snímkování umožnilo zpodrobnit data o průměrné velikosti okolo 600 ha. Snímky CORINE Land Cover nahrazují geodetické údaje typizací tzv. pixelů o minimální velikosti ploch 25 ha, které navíc zobrazují všechny lineární objekty širší než 100 m (řeky, železnice, dálnice). Všechna katastrální území jsou pak nahrazena polygony, složenými z více než 315 000 plošných jednotek. Nejmenší plošnou jednotkou zobrazení použitých satelitních snímků o výměře 25 ha charakterizuje převažující typ využití půdy (Lów, Míchal 2003).

Struktura využití půdy je výrazem aktuální biologické produktivnosti krajiny. Změny struktury využití půdy v krajině mohou stimulovat změny její regenerační kapacity a změny podmínek trvalé udržitelnosti využívání, a to jak v negativním, tak i pozitivním smyslu. Důležitým kritériem ochrany krajinného rázu je možná ekologická újma, způsobená poklesem ekologické stability a biologické rozmanitosti v důsledku antropogenní destrukce stanovišť a fragmentace společenstev (Löw, Míchal 2003).

Operativním nástrojem hodnocení rozlehlých území podle naznačených kritérií je snímkování z vesmírných družic Země, ovšem vždy v kombinaci s terestrickými průzkumy a mapovými díly. Tyto snímky lze libovolně kdykoliv aktualizovat. V rámci mezinárodního programu CORINE byl zpracován celoevropský katalog se 44 typy využití půdy, které jsou seřazeny podle míry ovlivnění člověkem (předpokládaný stupeň ekologické stability) do pětistupňové škály (Löw, Míchal 2003).

Míru ovlivnění člověkem lze charakterizovat výpočtem koeficientu ekologické stability (dále jen KES), který se počítá pro jednotlivé katastry ČR. KES je poměr mezi trvalými kulturami (ekosystémy) a krátkodobými kulturami a technickými objekty (technoantropocenózami). Čím vyšší je ukazatel KES, tím větší podíl zaujímají trvalé vegetační plochy, a tím příznivější jsou předpoklady pro ekologickou stabilitu v území. KES do 0,3 značí nadprůměrně využívaná území s jasným porušením přírodních struktur a přísluší ke krajinnému typu A – krajina zcela přeměněná člověkem. KES v rozmezí 0,4 – 0,8 představuje intenzivně využívanou kulturní krajinu s výrazným uplatněním (agro)industriálních prvků a náleží do krajinného typu A nebo B. Pásmo KES 0,9 – 2,9 indikuje běžnou kulturní krajinu a řadíme jej ke krajinnému typu B – krajině intermediární. Při KES nad 2,9 převažují relativně přírodní prvky a krajina náleží do krajinného typu B nebo C. Krajiny s KES nad 6,2 řadíme do krajinného typu C – krajiny relativně přírodní (Löw, Míchal 2003).

Průměrný KES se v posledních desetiletích paradoxně zvyšuje. Zatímco v polovině 19. století činil koeficient ekologické stability méně než 1, v roce 2001 se uvádí hodnota 1,24. Dynamika ukazatele v celostátním průměru však zakrývá pronikavé rozdíly v dílčích územích. Rozdíly KES souvisejí hlavně s rozdílnými vegetačními stupni. Podle údajů mezi lety 1845 a 2000 přibýlo přes 200 % „ostatních“ ploch, přes 180 % zastavěných ploch, přes 160 % trvalých zemědělských kultur, více než 120 % vodních ploch a 15,6 % lesních ploch, zatímco ubylo téměř 32 % trvalých travních porostů a přes 19 % orné půdy (Löw, Míchal 2003).

Tento způsob vyjádření ekologické stability lze použít pro orientační porovnání různých území k témuž okamžiku, není však vhodný pro vývojové srovnání, jelikož nezohledňuje historicky odlišnou ekologickou kvalitu a strukturu a tím stabilitu ploch v rámci jedné kategorie využití půdy (Lipský 2000).

### **2.1.9 Ochrana krajiny**

Krajinný ráz jako složka životního prostředí je chráněn ve smyslu zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů, který definuje ochranu krajinného rázu jako ochranu přírodní, kulturní a historické charakteristiky určitého místa či oblasti. Zásahy do krajinného rázu, jako jsou umisťování a povolování staveb, mohou být prováděny pouze se souhlasem orgánu ochrany přírody. Krajinný ráz je považován za součást lidského životního prostředí. Péče o něj je zaměřena zejména na ekologické a kulturní (estetické) hodnoty. Zároveň péče o krajinný ráz je dílčí složka péče o krajinu a ta má být dílčí složkou interdisciplinární péče o lidské životní prostředí a má přírodní, kulturní a sociální vrstvy. Kulturní krajina je ve vzájemné provázanosti působení tří subsystémů – přírodního, kulturně technického a sociálně psychologického (Löw, Míchal 2003).

Regulace konkrétních změn v krajině je svěřena různým orgánům státní správy, které mají dospět ve veřejném zájmu k jednoznačným stanoviskům. Otázky krajinného rázu jsou natolik komplexní a interdisciplinární, že musejí odrážet konsensus mezi resorty životního prostředí, místního rozvoje, kultury a zemědělství. K takovému konsensu je dosud velmi daleko (Löw, Míchal 2003).

Obecná ochrana přírody a krajiny se uskutečňuje ze zákona spoluúčastí v procesu územního plánování a stavebního řízení. Ochrana hodnot, které tvoří krajinný ráz, patří k základním cílům územního plánování (Löw, Míchal 2003).

Dalším nástrojem ochrany je Evropská úmluva o krajině sepsaná ve Florencii v roce 2000, přičemž signatáři této úmluvy jsou členské státy Rady Evropy. Cílem této úmluvy je podpořit ochranu a péči o krajinu a její uspořádání a organizovat evropskou spolupráci v této oblasti. Tato úmluva v mezinárodní platnosti zasahuje mimo jiné do oblasti ochrany a péče o přírodní a kulturní dědictví a územního plánování (Löw, Míchal 2003).

## 2.2 Fragmentace

### 2.2.1 Pohyb organismů krajinou a bariéry pohybu

Mnoho druhů organismů se pohybuje napříč krajinou nebo podél koridorů (Forman, Godron 1986) a některé využívají k pohybu jednodušší krajinné prvky, jako je roztroušená zeleň nebo jednotlivé dřeviny v krajině (Haddad et al. 2003). Některé krajinné složky umožňují nepřetržitý pohyb, pokud jsou homogenní a nejsou na nich žádné překážky ani nehostinná místa, která by je zpomalovala. Živočich, jehož cesta začíná v heterogenní oblasti, kde jsou krajinné složky spíše nehostinné, se obvykle pohybuje pomalu. Jakmile vstoupí do homogennějšího úseku, může ho překonat rychleji. Naopak pokud vyráží z homogenního prostředí, pak zpomalí v heterogenní krajině s nepříznivými ploškami (Forman, Godron 1986). Fragmentace tedy vede ke zvyšování heterogenity krajiny, ale současně může ohrožovat existenci některých druhů (Sklenička 2003).

Šíření živočichů se vztahuje k jednosměrnému pohybu živočicha z domovského okrsku, kde se narodil, do nového. Obvykle se rozptylují dospívající živočichové, kteří opouštějí rodiče a zakládají nové domovské okrsky a usazují se v nich. Díky šíření se může zvětšit celkový areál druhu. Migrací pak rozumíme periodický pohyb živočichů mezi oddělenými oblastmi, které jsou využívány v různých obdobích a za jiným účelem. Takovéto přesuny se dějí přes několik krajinných oblastí (Forman, Godron 1986).

Hranice jsou místa, kudy živočichové musejí přejít z jedné složky krajiny do druhé (Forman, Godron 1986). Jedná se o fragmentační bariéry, které rozdělují území na dílčí části. Může to být souvislý pás konkrétního biotopu nebo dálniční stavba či hluková zátěž vysoké intenzity. Základními vlastnostmi bariéry jsou délka a propustnost (Anděl et al. 2005). Živočich, který se pohybuje v prostorově homogennějším prostředí, překračuje hranice méně často, a tak se v krajině pohybuje rychleji (Forman, Godron 1986). Zatímco přirozeně se vyskytující fragmentační bariéry mohou biodiverzitu zvýšit (Quinn, Harrison 1988), bariéry způsobené člověkem mohou biodiverzitu naopak ohrožovat (Li et al. 2010). Hilty et al. (2006) rozlišují strukturální a funkční spojitost krajiny. Pohyb organismů může záviset nejen na vzdálenosti subpopulací (jejich agregace), ale také na fyzikálních charakteristikách vlastní matrice. Ta může obsahovat stanovištní plošky, které jsou sice příliš malé pro osídlení, ale poskytují možnost pohybu v krajině. Tudíž strukturální spojitost představuje fyzikální charakteristiky krajiny mezi ploškami stanovišť a funkční spojitost je stupeň (míra), jakým se jedinci nebo genetický materiál v krajině pohybují, který je ovlivněn jak strukturální spojitostí, tak i dynamikou místních subpopulací.



Příčiny fragmentace lze rozdělit do dvou základních skupin. První je skupina faktorů neantropogenního původu, do níž zahrnujeme přirozené požáry, zalednění, vnější osidlování (Knick, Rotenberry 1997) a klimatické změny. Faktory antropogenního původu jsou činnosti zemědělství, odlesňování, těžba, výstavba silnic nebo skládkování odpadů (Médail et al. 1998). Celosvětový problém fragmentace krajiny je čím dál významnější (Qin et al. 2003), ve skutečnosti je problém fragmentace důsledek dlouhodobé synergie všech zmíněných faktorů (Knick, Rotenberry 1997).

Dvouproudé silnice nejsou z hlediska koridorů bariérami pro relativně velké živočichy. Tyto komunikace a jejich lemy však většinou neslouží jako migrační kanály. Nižší kategorie komunikací jejich funkci snad zastávají. Jako kanály slouží větrolamy. Drobnější vodoteče obvykle nejsou bariérou, ale velké toky ano. Efekt bariéry pak může vést ke genetickým odchylkám, a tím k diferenciaci oddělených populací (Forman, Godron 1986).

Nefragmentované oblasti jsou předmětem zájmu ochrany krajiny (Anděl et al. 2005). Velké biotopové plošky jsou důležité pro mnoho druhů a propojení těchto plošek je důležité pro zachování ekologických toků (Li et al. 2010). Celistvost krajiny je chráněna legislativou, a to prostřednictvím zvláště chráněných území, soustavou Natura 2000, územním systémem ekologické stability, ochranou krajinného rázu, krajinných památkových zón a oblastmi ticha (Anděl et al. 2005).

Intenzifikace hospodaření a urbanizace v krajinné matici má zásadní vliv na biodiverzitu v posledních zbytcích polopřirodních stanovišť (Watts 2010). Zemědělství, průmysl, výstavba obytných souborů a dopravní infrastruktura jsou v současnosti hlavními rizikovými aktivitami z hlediska fragmentace krajiny (Anděl et al. 2005). V současné době způsobují fragmentaci krajiny a populací zejména dva typy bariér. Jedná se o zástavbu sídly a průmyslovými areály, kde je hlavním rizikovým trendem rozšiřování zástavby do volné krajiny mimo intravilány obcí tzv. urban sprawl (Anděl 2009), což je prostorově roztrášená a chaotická zástavba realizovaná bez plánování a řízení využití pozemků. Jedním z rysů urban sprawl je koncentrace komerční zástavby do pásů podél hlavních dopravních tepen (Seltzer 2002 in Sýkora 2002). Druhým typem jsou dopravní stavby, především dálnice, rychlostní silnice a vysokorychlostní železnice. V současnosti je tento faktor významný proto, že dálniční síť České republiky se ještě dostavuje a nyní přijatá řešení budou ovlivňovat situaci na další desítky let (Anděl 2009). Nejzávažnější fragmentační účinek je přisuzován dopravním stavbám. Ty vytvářejí v krajině dlouhé linie, které nemohou živočichové nijak obejít (Anděl et al. 2005). Propustnost rychlostních silnic a dálnic lze řešit výstavbou migračních objektů. Fragmentace způsobená vznikem rozšiřování sídel je však těžko řešitelným problémem (Anděl et al. 2009).

Základním nástrojem krajinného managementu je z praktického hlediska územní plánování, které formou zonace vymezuje prostor pro různé vlastnosti území. Dalším nástrojem k řešení problematiky fragmentace může být zákon č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů. Z pohledu hodnocení fragmentace bariérami jsou jednotlivé investiční záměry a celé koncepce předmětem procesu EIA (Environmental Impact Assessment), resp. SEA (Strategic Environmental Assessment) (Anděl et al. 2005). Proces EIA má klíčové postavení v ochraně přírody a krajiny a tedy i jednotlivých biotopů před fragmentací. Pokud nebude toto hledisko zahrnuto jako automatická součást do všech rozhodovacích procesů či analýz, nebude možné dostatečnou ochranu krajiny zajistit (Anděl 2009).

## **2.2.2 Fragmentace krajiny dopravou**

Fragmentace je proces, kdy se krajinné celky dělí vytvářením bariér na dílčí části. Tyto části pak ztrácejí potenciál k vykonávání původních funkcí. Zároveň proces fragmentace zahrnuje postupné snižování kvality (Anděl et al. 2005). Fragmentace stanovišť je pak proces, během něhož je rozlehlé stanoviště děleno na řadu menších částí. Jednotlivé fragmenty původního stanoviště od sebe zpravidla oddělují méně hodnotné plochy, mající často charakter bariéry pro některé organismy. Extrémní formy fragmentace způsobují minimální zastoupení až eliminaci vnitřního prostředí ekologicky stabilnějších ekosystémů a vedou k izolaci ekologicky hodnotných biotopů v nehostinné matici. Tyto důsledky jsou příčinou výstavby dálnic, železnic, elektrických vedení, plotů, produktovodů, kanálů a dalších abiotických bariér (Sklenička 2003). Prillewitz (1997) udává 3 základní a nejvýznamnější důsledky fragmentace:

- úbytek absolutní plochy původního stanoviště,
- izolace stanovištních plošek,
- výskyt okrajového efektu.

Forman (1997) uvádí 3 hlavní ukazatele, jejichž kombinace mohou ovlivňovat různorodost ekologického efektu silnic:

- hustota silniční sítě,
- umístění a vedení trasy silnice,
- zóna narušení (tzv. road-effect zone).

Ekologické faktory určující zónu narušení ovlivňují stanoviště, organismy, půdu a vodu (National Research Council 1997). Velikost a rozsah zóny narušení může být různý od několika metrů až po kilometry. Ekologické vlivy se tak mohou široce lišit v závislosti nejen na vzdálenosti od tělesa silnice, ale liší se i na různých stranách podle svažitosti, směru proudění větru a typu přilehlého stanoviště (Forman et al. 1997 in Canters 1997). Rozdělení

krajiny vysoce frekventovanými komunikacemi, jako jsou dálnice, představují pro pohyb volně žijících druhů živočichů často nepřekonatelnou překážku. S tím je spojena i řada souvisejících problémů, jako jsou ztráta biotopu, mortalita v důsledku kolize s vozidly, disturbance, znečištění (Anděl et al. 2005), změna hydrologického režimu, eroze a přerušení horizontálních ekologických toků (Forman, Alexander 1998). Dochází k redukci migračního i kolonizačního potenciálu, náchylnosti částí krajiny k invazím nepůvodních druhů i zmenšení loveckých možností místních druhů (Sklenička 2003). Podél silnic, jejich okrajů i přilehlých oblastí se pak živočichové pohybují jen zřídka (Forman 1995). Podél hlavních dopravních tahů, jako jsou dálnice nebo železnice, dochází k nadměrnému hlukovému zatížení (Forman 2000), které může snižovat schopnost reprodukce různých druhů živočichů (Slabbekoorn, Ripmeester 2008; Halfwerk et al. 2011). Nefragmentovaná krajina má význam i pro životní pohodu člověka s možností odpočinku a rekreace (Anděl 2005). Kirby (1997) uvádí, že vývoj samotné infrastruktury (cesty, železnice, potrubní a elektrické vedení) může mít jen relativně malý (i když ne nevýznamný) podíl příčiny přímé ztráty biotopu. Významným problémem je spíše charakter přilehlé vegetace kolem cest. Je-li daná trasa malá, tak její fragmentační efekt je minimální, ale může být navýšen právě v budoucnosti. Z nebezpečných zemních cest se stávají silnice, úzké silnice s jedním jízdním pruhem se rozšiřují v dálnice se všemi dalšími změnami jako je změna povrchu, šířky a dalšími souvisejícími znaky, jako jsou příkopy a intenzita dopravy. Stejně tak železniční tratě a elektrická vedení mohou být umístovány společně podél již těch existujících zjednodušením si tak jejich plánování a výstavbu.

Výstavba nových silnic vede k dalšímu rozvoji, a tím k dalším ztrátám stanovišť, druhů a přirozených toků v krajině (Forman et al. 1997 in Canters 1997). Podle odhadů je celá pětina území Spojených států ovlivněna silnicemi (road-effect zone) a do budoucna tyto údaje budou spíše růst než klesat (Forman 2000).

Ačkoliv se silnice vyznačují převážně negativními dopady na krajinu, Forman a Alexander (1998) uvádějí, že mohou mít i vlivy pozitivní. Silnice mají nejen socioekonomický význam (přeprava lidí a zboží), ale přítomnost silnic může v jejich bezprostřední blízkosti udržovat existenci přirozených travních společenstev v intenzivně obhospodařované zemědělské krajině. Bývají to jediná místa v krajině, která mohou v lokálním měřítku využívat někteří ptáci k hnízdění.

### **2.2.3 Snižování velikosti populací vlivem fragmentace**

Fragmentace biotopů byla označena jako hlavní příčina celosvětového vymírání druhů (Saunders et al. 1991) a Hodgson et al. (2009) uvádějí, že fragmentace spolu s dalšími

důsledky lidských aktivit (ztráta stanovišť a degradace ekosystémů) ovlivňuje globální změnu klimatu.

Hlavními ekologickými vlivy silniční sítě je narušení procesů a toků v krajině a ztráta biodiverzity (Forman, Alexander 1998). Silnice, které jsou postaveny přímo na konkrétních ploškách, způsobují přímou ztrátu biotopu, a tím i ztrátu všech populací v něm žijících. Vzniká okrajový efekt se specifickým mikroklimatem, kde převládají okrajové druhy organismů. Dochází ke zvýšené mortalitě v důsledku kolizí s projíždějícími vozidly (Forman 1999). Klesá potravní nabídka a roste počet predátorů, parazitů a rozšíření nemocí (Saunders et al. 1991) S rostoucí intenzitou dopravy se zvětšuje vzdálenost rušivých vlivů od osy silnice. Celkový bariérový efekt působí na rozdělení původních velkých populací do více malých populací, pro které lze očekávat větší demografické kolísání (Forman 1999), fragmentace zabraňuje výměně jedinců mezi subpopulacemi, což vede k jejímu celkovému oslabení a zvýšení inbreedingu (Caughley 1994). Malá genetická variace zvyšuje pravděpodobnost k vymření (Forman 1999). Fragmentace krajiny snižuje zastoupení vnitřního prostředí, které je podstatné k zachování biodiverzity a může být popsána na principech ostrovní biogeografie (Mac Arthur, Wilson 1967).

Životaschopnost populací je závislá na velikosti stanoviště, kvalitě stanoviště, prostorovém uspořádání stanovišť (agregace a spojitosti) spolu s vlastnostmi okolní matrice (Hodgson et al. 2009). Stav velikosti a kvality stanoviště má však podle Hodgsona et al. (2011) větší vliv, než odchylky v prostorovém uspořádání stanovišť nebo vlastnosti okolní matrice a pouze metapopulace na pokraji svého vyhynutí jsou prokazatelně limitované spojitostí krajiny. U některých druhů studie prokázaly, že je efektivnější chránit stanoviště jako celky, nikoliv obnovovat strukturální spojitost krajiny (Mortelliti 2011). Doerr et al. (2011) však zdůrazňuje, že všechny zmíněné prvky určují míru funkční spojitosti krajiny a žádný z nich nemá na populaci zcela přímý vliv, nezávislý od ostatních.

Fragmentace mohou podporovat rozšiřování invazivních druhů, které dále negativně zasahují do přirozené biodiverzity (Ding et al. 2008). Nelze však tvrdit, že nefragmentované oblasti jsou vždy druhově bohatší. Nízký počet druhů lze nalézt jak ve vysoce fragmentovaných oblastech, tak i v oblastech téměř nefragmentovaných. Oblasti s nejnižší fragmentací a nejvyšší druhovou diverzitou (tzv. black box) jsou nejvhodnějšími pro územní ochranu, zatímco v území s vysokou fragmentací i vysokou druhovou diverzitou je vhodné vytvářet jednotlivá nápravná opatření. Naopak místa s vysokou fragmentací a nízkou druhovou diverzitou mohou spíše obsahovat individuální druhovou ochranu. Toto by mělo být bráno v potaz a zohledněno při budoucím plánování dopravních staveb (Li et al. 2010).

## 2.2.4 Řešení a předcházení negativních vlivů fragmentace

Základní výchozí principy pro řešení ochrany krajiny před fragmentací jsou:

- 1) Velkoplošná stanoviště s velkými populacemi jsou významnější než malá stanoviště s malými populacemi.
- 2) Stanovištní celky, které se vyskytují blízko u sebe, jsou lepší, než ty, které jsou od sebe vzdálené.
- 3) Stanoviště v souvislých celcích jsou lepší než fragmentovaná stanoviště.
- 4) Propojené stanovištní celky jsou lepší než izolované celky.
- 5) Stanoviště nepřístupné lidem jsou lepší než přístupné (Bennett 1997 in Canters 1997).

Tyto principy jsou aplikovatelné k dosažení těchto cílů:

- 1) aby byla stanoviště dostatečně velká k umožnění činnosti ekologických procesů k udržení populací a to jak lokálních populací tak i metapopulací a udržení úrovně která je dostačující k udržení náhodných demokratických výkyvů;
- 2) aby byla stanoviště propojená a poskytovala možnost rozptylu, migrací a genetické výměně mezi místními populacemi a tím zvyšovala pružnost prostřednictvím optimalizace velikosti populací, maximalizace genetické variability a největším možným obsazení vhodných stanovišť;
- 3) aby kvalita životního prostředí byla udržena na úrovni, která nezpůsobí přerušení ekologických procesů (Bennett 1997 in Canters 1997).

Strategií ochrany biodiverzity v boji proti fragmentaci mohou být tzv. ekologické sítě. Tyto sítě jsou důležité pro roztržité fragmentované, původně rozsáhlé ekosystémy, ve kterých setrvává mnoho druhů v metapopulacích. Síť, které jsou vytvořeny pomocí krajinných analýz, je však málo. Je to ale nezbytná alternativa pro podporu velkoplošných propojení, která jsou jednak náročná a také nákladná. Nedostatek obecně přijatelných nástrojů a podpůrných empirických dat může být limitující pro přijetí dalších funkčních přístupů (Watts et al. 2010).

Pro ochranu migrace velkých savců lze určit a navrhnout následující prvky v krajině:

- 1) migračně významná území,
- 2) migrační koridory,
- 3) migrační trasy (Anděl et al. 2009).

Tyto prvky jsou seřazeny kategoricky od největších, které zhruba a rámcově představují hlavní směry pohybu velkých savců, přes užší, které lze využít v oblasti územního plánování

až po konkrétní trasy, které jsou vhodné pro tvorbu lokálního ÚSES (územní systém ekologické stability) nebo konkrétní technická řešení při realizaci staveb (Anděl et al. 2009).

Primárně je důležité chránit čím dál vzácnější nefragmentovanou krajinu. Tzv. oblasti nefragmentované dopravou (UAT – unfragmented areas by traffic) jsou polygony, které vymezují část krajiny, která je ohraničená silnicemi s vyšší intenzitou dopravy než 1000 vozidel/24 hod nebo vícekolejnými železničními tratěmi, přičemž vnitřní rozloha polygonů je vyšší než 100 km<sup>2</sup>. Tyto polygony jsou vytvořené pro Českou republiku na základě sčítání dopravy v roce 2000 a 2005. V případech, kde je třeba rozhodovat o nové obytné nebo průmyslové zástavbě nebo nových dopravních stavbách, je možné tyto materiály využít jako jeden z podkladů pro komplexní zhodnocení optimálních variant. Je žádoucí, pokud to situace dovolí, preferovat taková řešení, která nelikvidují dosud nefragmentované oblasti (Anděl 2009). Jedním z měřítek jak hodnotit úroveň fragmentace krajiny je tzv. efektivní velikost plošky – „effective mesh size“, která představuje pravděpodobnost, s jakou jsou dvě náhodná místa v krajině spojena – nejsou rozdělena nepřekonatelnými bariérami. Jinak řečeno, jedná se o průměrnou velikost plochy, která je pro náhodně umístěného živočicha v krajině přístupná, aniž by bylo pro něj nutné překonat jakoukoliv překážku (Jaeger 2000).

V českém prostředí se při řešení problematiky fragmentace krajiny používá zásad ostrovní biogeografie (Sklenička 2003). Určitým řešením pro zpřístupnění a propojení již fragmentované krajiny je ochrana migračních koridorů. Z praktického hlediska lze přijmout určitá zjednodušení a aplikovat metodické postupy na populace velkých savců, které jsou fragmentací krajiny nejvíce postiženy. Ve většině případů se jedná o dálkové migrace, což znamená, aby migrační koridor byl prostupný v celé své délce. Jejich určení probíhá vymezením migračně významných území, migračních koridorů a jednotlivých migračních tras, které představují detailní řešení určitých dílčích kritických úseků migračních koridorů a měly by být řešeny vždy v rámci konkrétních technických projektů (Anděl 2009). Konstrukce zajišťující prostupnost silničních staveb mohou být různé velikosti i různého charakteru podle cílového druhu, který má migrační objekt užívat. Jejich velikosti mohou být různé od 0,2 až 200 m šířky. Tunely pro obojživelníky mohou být široké kolem 25 cm, menší savci mohou využívat propustky o šířce cca 1 - 3 m. Větší živočichové pak využívají hlavně podchody a nadchody (ekodukty) o šířce větší než 20 m (Forman et al. 1997).

Ne však všechny lesní krajiny a sítě mají stejný potenciál k ochraně biodiverzity. Jak uvádí Watts (2010), je důležité rozlišovat plošky a menší sítě, které zůstávají izolované, přestože se nacházejí ve vzájemné relativní blízkosti s těmi, které jsou ve funkčním spojení, ačkoliv od sebe více vzdálené. Existují různé názory autorů v problematice SLOSS (single large or several small), zda je pro biodiverzitu výhodnější menší počet rozsáhlých, nebo naopak větší

počet menších chráněných území při zachování jejich celkové rozlohy. Přičemž záleží na významu přítomnosti vnitřního prostředí, resp. okrajového efektu a jeho hodnoty pro živočichy, kteří se v krajině pohybují (Sklenička 2003)

## 2.3 Územní plánování

### 2.3.1 Definice

Územní plánování (dále jen ÚP) je ze zákona činností, která soustavně a komplexně řeší funkční využití území, stanoví zásady jeho organizace a věcně a časově koordinuje výstavbu a jiné činnosti ovlivňující rozvoj území. Vytváří předpoklady k zabezpečení trvalého souladu všech přírodních a kulturních hodnot v území, zejména se zřetelem na péči o životní prostředí a ochranu jeho hlavních složek. ÚP řeší vzájemnou provázanost všech hmotných složek v krajině se společenským prostředím a má potenciál komplexního řešení krajiny (Sklenička 2003).

Územní plánování rozlišujeme od tzv. environmentálního plánování, které představuje rozhodování, jakým způsobem nakládat s přírodními zdroji, finančním kapitálem, technologiemi a lidskými zdroji k zajištění udržitelné a zdravé společnosti s vysokou kvalitou života. Environmentální plánování pracuje s třemi typy land use:

- 1) přírodní oblasti – přirozená stanoviště, vodní zdroje, většina pobřežních a přímořských oblastí, národní parky,
- 2) pracovní krajina – farmy, pastviny, lesy, doly a rekreační oblasti,
- 3) zastavěné prostředí – města a předměstí zahrnující dopravní, kanalizační, vodárenskou infrastrukturu a veřejná prostranství (Daniels, Daniels 2003 in Birch 2003).

Všechny typy land use jsou ve vzájemné interakci a cílem environmentálního plánování je ochrana a zlepšení stavu ovzduší, kvality vody, podpora farmaření, lesnictví, ochrana přírody i zdrojů energie, snižování rizika výskytu přírodních katastrof a udržování přírodních prvků i zastavěného prostředí (Daniels, Daniels 2003 in Birch 2003).

### 2.3.2 Hodnocení krajiny v oblasti územního plánování

Hodnocení krajiny je nezbytným předpokladem zpracování studií, generelů, plánů a projektů charakteru krajinného plánování či návrhů krajinného managementu a je rozhodujícím faktorem pro zvolení nejvhodnějšího přístupu k rozvoji daného území (Sklenička 2003). Hodnocení krajiny umožňuje pochopit vztah mezi jednotlivými krajinnými složkami, které vytvářejí charakteristický ráz krajiny (Fladmark et al. 1991). Klíčové krajinné charakteristiky mohou definovat nové tvary, barvy, měřítko, orientaci navržených staveb, „otevřít“ nové pohledy a celkově tak přispět k vytvoření harmonické krajiny (Sklenička 2003).

Zpracovávání hodnocení krajiny se provádí pro účely plánovacích činností, managementů krajiny, expertních činností, jako je například EIA, a dalších jiných speciálních aktivit.



Požadavky zpracování hodnocení krajiny může tedy vzejít z mnoha impulsů. Snaha centrálních i místních úřadů o racionální management krajiny a hrozba úbytku či devastace půdního fondu jsou nejčastějšími argumenty realizace systémů monitorující krajinné změny. Systematický monitoring vybraných krajinných atributů se u nás provádí v NP a CHKO, na území hlavního města a některých dalších větších měst. Na centrální úrovni se sledují změny land use s ohledem na konverzi zemědělství a pro účely odhadů sklizně zemědělských plodin. Systematická je také rebonitace zemědělských půd v ČR a monitoring realizovaný v rámci desetileté obnovy lesních hospodářských plánů. Trendy ve vývoji krajiny v posledních letech zachycují územní plány (Sklenička 2003).

Při usměrňování výstavby v rámci územního plánování se bere na zřetel krajinářská hodnota dílčích území. Při jejím nedostatku je třeba uvažovat, zda může nebo musí být znovu vytvářena. Při nadbytku krajinářské hodnoty je nutné určit, které z dílčích hodnot je třeba územně chránit jako kulturní památky, památkové či rekreační zóny nebo jako enklávy přírodního prostředí vysoké úrovně. Krajinářskou hodnotu určujeme dle tzv. krajinných typů, které vycházejí nejen z estetického a ekologického hodnocení krajiny na celostátní úrovni (Löw, Míchal 2003). Estetická hodnota krajiny byla vždy chápána v závislosti na estetické normě. Jejím obsahem jsou nejčastěji vnější formy objektů, jejich vlastnosti, principy utváření a vzájemné vztahy. Estetické normy jsou typem sociálního regulativu v oblasti estetična. Normy jsou úzce spjaty s dobou, v které byly formulovány a jsou fixovány zkušenostmi z minulých estetických hodnocení (Vorel 1999 in Vorel, Sklenička 1999):

- krajinný typ A – krajina plně antropogenizovaná, dominantní, až výlučný výskyt sídelních a industriálních nebo agroindustriálních prvků (v ČR 29,3 %),
- krajinný typ B – krajina intermediární, masový výskyt přírodních a agrárních, omezený výskyt sídelních a ojedinělý výskyt industriálních prvků, může mít úplnou převahu prvků přechodného charakteru nebo mozaiku menších ploch odpovídajících střídavě krajinným typům A a C (v ČR 61,7 %),
- krajinný typ C – krajina relativně přírodní - „antagonická“, dominantní až výlučný výskyt přírodních prvků při ojedinělém výskytu agrárních, sídelních a při absenci industriálních prvků (v ČR 9 %) (Löw, Míchal 2003).

Pro krajinné typy A, B, C existují diferencované, i když nepsané estetické normy a při jejich hodnocení je třeba zohlednit individuální vkus posuzovatele. Krajináři při řešení estetické problematiky by tak měli spolupracovat v různých případech s urbanisty, sadovníky, zemědělskými nebo průmyslovými architekty. Z hlediska péče o životní prostředí platí, že snížená úroveň krajinářské hodnoty je ukazatelem potřeby vytvářet nové kladné ekologické a estetické hodnoty v území (Löw, Míchal 2003).

V České republice se nachází nejvíce krajinný typ B s průměrnou krajinářskou hodnotou (38 %) a krajinný typ A s průměrnou krajinářskou hodnotou (28 %). Nejméně pak krajinný typ C se sníženou krajinářskou hodnotou (0,1 %) a krajinného typu A se sníženou krajinářskou hodnotou (0,1 %). Současný trend vede díky rozvoji společnosti (i při stagnující populaci) ke stálému zvyšování krajinného typu A. Krajina intermediární vzniká a udržuje se pouze lidskou činností, ale dnes jejímu přechodu ke krajinnému typu A může zabránit jen cílevědomé usměrnění lidských aktivit. Zatímco krajinný typ C čeká nevyhnutelný ústup úměrně zvýšenému čerpání přírodních zdrojů a růstu nároků na využívání území. Z hlediska zastoupení stupňů krajinářské hodnoty existuje velké rozpětí názorů. V současné Evropě roste povědomí o silícím negativním vlivu na hodnoty krajiny, jako ochuzování, narušování, až likvidace krajových specifických, růst uniformity, nivelizace a monotónnost (Löw, Míchal 2003).

Bereme-li v potaz rámcové zásady ochrany krajinného rázu podle příslušnosti ke krajinářskému typu, jsou z hlediska priority rekultivací a tvorby nových přírodních a kulturních hodnot všechny krajinné typy, které se vyznačují zvýšenou krajinářskou hodnotou, a to včetně krajinného typu A, které zdaleka nemusí být předurčeno záporným externalitám rozvoje. Orgány ochrany přírody a krajiny zde dohlížejí na dodržování obecně závazných předpisů v rámci svých kompetencí. Prosazování vysoké ekologické a estetické úrovně do krajiny v oblastech vysoké koncentrace obyvatelstva je úkolem zejména urbanismu (Löw, Míchal 2003).

V současnosti čím dál více zemí chápe klíčové principy environmentálního managementu. Nepokládají životní prostředí jen jako něco, co má být chráněno před rozvojem, ale spíše jako zdroj, který má být pečlivě řízen na udržitelných základech. Dále chápou, že územní plánování je nezbytně závislé na přírodních zdrojích, která jsou k dispozici danému sídlu – přičemž to má zpětně vliv na stav výchozích zdrojů. Proto je klíčové pochopit tento vzájemný vztah mezi životním prostředím a rozvojem (Moor, Warah 2009 in Birch 2009). Při tvorbě územního plánu velkoměst se využívá tzv. ekologického zónování. Na zřetel se bere hlavně geologie, vegetace a klima. Hranice zón jsou určeny několika faktory v regionu, ze superpozice jejich zmapování, konfrontace jejich přesahů a volby demarkační linie na základě podobností v jejich uspořádání. Tyto zóny lze uskupovat do čtyř kategorií: agrární, přechodné, lesní a atypické (Kovář 2008).

### **2.3.3 Stavební zákon a zásady územního rozvoje**

Významným faktorem, který ovlivňuje podobu krajiny, jsou politická rozhodnutí, která jsou nástrojem pro změny v krajině ovlivněné člověkem (Forman, Godron 1986).

Zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), v platném znění, upravuje cíle, úkoly a nástroje územního plánování, vyhodnocování vlivů na udržitelný rozvoj území, možnosti sloučení postupů s postupy posuzování vlivů záměrů na životní prostředí a podmínky pro výstavbu a rozvoj území.

Tento zákon mění strukturu a obsahovou náplň jednotlivých stupňů územně plánovací dokumentace a převádí proces posuzování vlivů na životní prostředí do své působnosti. Předmětem hodnocení vlivů je pouze návrh Zásad územního rozvoje (ZÚR), který je součástí územně plánovací dokumentace. Lze jej charakterizovat jako „manuál“ určený pro orgány územního plánování v rámci kraje. Součástí ZÚR jsou kromě vymezených koridorů a ploch nadmístního významu také požadavky na využití území, kritéria a podmínky pro rozhodování o změnách v území a úkoly pro územní plánování. Hodnocení vlivů na obyvatelstvo a složky životního prostředí ve všech případech vychází z identifikace potenciálních vlivů a z expertního odhadu jejich rozsahu a významnosti. Návrhové části ZÚR jsou posuzovány na základě své pozice vůči environmentálním limitům (Krajíček 2009):

- zastavěná území sídel, lázeňská území,
- chráněné oblasti přirozené akumulace vod, ochranná pásma vodních zdrojů, svrchní útvary podzemních vod, vodní toky, vodní plochy, záplavová území, ochranná pásma přírodních léčivých zdrojů,
- zemědělský půdní fond a třídy ochrany, plochy pozemků určených k plnění funkcí lesa,
- ložiska nerostných surovin, poddolovaná území, svahové deformace,
- zvláště chráněná území, územní systém ekologické stability (ÚSES), přírodní parky a ostatní území se zvýšenou hodnotou krajinného rázu, Natura 2000, polygony UAT, lokality zvláště chráněných druhů,
- památkové zóny a rezervace, archeologické lokality (Krajíček 2009).

V rámci územního plánování působí složky životního prostředí převážně ve funkci limitů využití území. Navržené priority územního plánování jsou posuzovány ve vztahu k vnitrostátním cílům ochrany životního prostředí. Tyto cíle jsou dány analýzou relevantních národních a krajských koncepčních dokumentů (Krajíček 2009).

Zásady územního rozvoje zpřesňují vymezení rozvojových oblastí a rozvojových os vymezených v Politice územního rozvoje ČR a vymezují další rozvojové oblasti, které svým významem přesahují území několika obcí – tzv. rozvojové oblasti a rozvojové osy nadmístního významu. U rozvojových oblastí a rozvojových os se předpokládá zvýšená četnost požadavků na změny ve využívání území v souvislosti s rozvojem veřejné infrastruktury a umístováním aktivit mezinárodního, republikového nebo regionálního

významu (Krajíček 2009). ZÚR se pořizují pro celé území kraje a vydávají se formou opatření obecné povahy podle správního řádu (zákon č. 183/2006 Sb.). V roce 2010 schválila vláda Zásady urbánní politiky, které mají přispět k rozvoji měst, přičemž jsou vyjádřeny 6 zásadami (Postránecký 2010):

- 1) regionální charakter urbánní politiky,
- 2) polycentrický rozvoj sídelní soustavy,
- 3) strategický a integrovaný přístup k rozvoji měst,
- 4) podpora rozvoje měst jako pólů rozvoje v území,
- 5) péče o městské životní prostředí,
- 6) prohlubování spolupráce, vytváření partnerství a výměna zkušeností při udržitelném rozvoji měst (Postránecký 2010).

V rámci zásady 2 je cílem předcházet negativním projevům suburbanizace (zejm. urban sprawl) a posilovat rozvojové oblasti a osy republikového významu stanovené Politikou územního rozvoje ČR z roku 2008. Jedním z cílů zásady 3 je využívat komunitní plánování, místní Agendu 21 a další strategické nástroje rozvoje území. Zásada 4 mimo jiné usiluje o efektivní využívání starých průmyslových areálů a upadajících ploch a provádění jejich asanací. V rámci zásady 5 jsou uvedeny cíle pečovat o krajinu a chránit přírodní prostředí ve městech a v silně urbanizované krajině (města a příměstské oblasti), pečovat o systém sídelní zeleně, zlepšovat jeho strukturu a umisťovat zelené pásy kolem městských sídel, chránit plochy zeleně a nezastavěných pozemků s potenciálem naplnění rekreačních a ekologických funkcí v zájmu udržitelného rozvoje systému sídelní zeleně (Postránecký 2010).

Plochou nadmístního významu se rozumí plocha, která svým významem, rozsahem nebo využitím ovlivní území více obcí nebo krajů. Koridor nadmístního významu je plocha vymezená pro umístění trasy dopravní nebo technické infrastruktury, případně pro opatření nestavební povahy (§ 2 odstavec (1) písmeno (h) zákona č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu [stavební zákon], v platném znění). Variantní koridory vymezené v ZÚR lze považovat za „konceptní varianty“, které jsou předmětem posouzení v rámci procesu SEA. Invariantní koridor by měl být vymezen tak, aby umožňoval umístění více „projektových subvariant“, jejichž hodnocení vlivů na životní prostředí je realizováno v rámci procesu EIA. Vymezení koridoru je posuzováno ve vztahu k hlavním „environmentálním limitům“ dotčeného území. SEA by v tomto případě měla dát odpověď na otázku, zda a za jakých podmínek je možné z hlediska vlivů na složky životního prostředí v rámci koridoru záměr umístit. Závěry SEA mohou obsahovat doporučení orientovaná na minimalizaci vlivů na složky životního prostředí (Krajíček 2009).

### **2.3.4 Územní systém ekologické stability**

Fragmentovanou krajinu můžeme vnímat z pohledu ostrovní biogeografie, která je teoretickým základem pro koncepcí územních systémů ekologické stability. Vymezení ÚSES zajišťuje uchování a reprodukci přírodního bohatství, příznivé působení na okolní méně stabilní části krajiny a vytvoření základů pro mnohostranné využívání krajiny. Charakteristikami fragmentovaných stanovišť jsou velikosti posuzovaných enkláv s velikostí a vzdáleností okolních zdrojů populací (Sklenička 2003).

ÚSES je členěn do tří hierarchických úrovní (místní, regionální a nadregionální), přičemž tyto dále navazují na ekologickou síť EECONET (European Ecological Network). Základními skladebnými prvky ÚSES jsou biocentra, biokoridory a interakční prvky. Biocentra umožňují trvalou či dlouhodobou existenci cílových druhů a společenstev, mají vysoký stupeň ekologické stability na celé své ploše. Biokoridory umožňují propojení biocenter a podporují tak pohyb a migraci organismů. Interakční prvky jsou menšího rázu a pozitivně působí na okolní ekologicky labilnější krajinu, přičemž nemusejí být propojeny, tak jak je to vyžadováno u biocenter (Sklenička 2003)

Respektujeme určité zásady při vymezení ÚSES, které vycházejí z pěti základních principů. Princip reprezentativnosti znamená, že prvky ÚSES musejí zahrnovat všechny typické ukázky přirozených společenstev daného regionu. Princip limitních prostorových parametrů je dán minimální velikostí biocentra, minimální šířkou biokoridoru a maximální délkou biokoridoru. Princip prostorových vztahů znamená absenci nepropustných bariér v propojení biocenter biokoridory, princip aktuálního stavu krajiny vyjadřuje přednostní zapojení přírodních elementů s vyšším stupněm ekologické stability a princip společenských limitů a záměrů zamezuje střetům ekologických a ostatních společenských požadavků (Sklenička 2003).

### **2.3.5 EECONET**

Problematika fragmentace, krajinné a ekologické spojitosti, se stala klíčovým tématem významných evropských a mezinárodních úmluv – Globální strategie ochrany biodiverzity (1992), Směrnice o stanovištích (1992), Celoevropská strategie ochrany biologické a krajinné rozmanitosti (1995) a Strategie EU ochrany biodiverzity (1998). EECONET (European Ecological Network) byla schválena dohodou EU v roce 1991 s cílem podpořit pozvolný rozvoj ekologických sítí v mnoha zemích Evropy (Jongman 1995). Evropská ekologická síť je založena na principu potřeby (znovu) zakládání spojení mezi přírodními a částečně přírodními prvky v krajině odstraněním fyzických překážek mezi nimi, jež jsou důsledkem silné intenzifikace využívání krajiny v různých částech Evropy posledních několik desetiletí. Koncepcí EECONET spočívá jak v ochraně jádrových území, tak i ve vytváření ochranných

pásem, udržování a znovuzakládání ekologické spojitosti a přírodní obnově. Klíčovým zájmem je spojitost, která umožňuje volný pohyb pro volně žijící živočichy v jinak fragmentované a často nevlídné krajině. Její koncept poskytuje nástroj pro ekologické plánování, které umožní vzájemné působení s ostatními typy land use. Ekologické sítě mohou být tvořeny na kontinentální, regionální i místní úrovni ([www.eeconet.org](http://www.eeconet.org)).

Rada Evropy spolu s Evropským střediskem ochrany přírody (ECNC) byly pověřeny koordinací založení sítě v rámci kostry PEBLDS (Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy). Celoevropská ekologická síť usiluje o zabezpečení toho, aby:

- ekosystémy, stanoviště, druhy a krajiny evropského významu byly chráněny,
- stanoviště byla dostatečně velká pro příznivý stav chráněných druhů,
- byly dostatečně příznivé podmínky pro rozptyl a migraci druhů,
- zničené části klíčových environmentálních systémů byly obnovovány,
- klíčové environmentální systémy byly územně chráněny (tlumeny nárazníkovými zónami) před potenciálními hrozbami ([www.eeconet.org](http://www.eeconet.org)).

Jedním z cílů PEBLDS je založení Celoevropské ekologické sítě, která by měla být postavena na základě existujících Nature 2000, Bernské, Bonnské a Ramsarské konvence a biogenetických rezervací určených Radou Evropy a dalšími existujícími národními i regionálními ekologickými sítěmi (Bennett 1997 in Canters 1997). Hlavní filozofií založení Celoevropské ekologické sítě je umožnit spolupráci mezi existujícími politikami životního prostředí, krajinného plánování a urbanizací. Hlavními nástroji k vytvoření EECONET jsou Natura 2000 a síť programu Smaragd. Tyto programy usilují o integraci požadavků ochrany přírody do evropských politik v oblasti zemědělství, regionálního rozvoje a dopravy ([www.eeconet.org](http://www.eeconet.org)).

### 3. Charakteristika studijního území

Území dálnice D5 prochází Středočeským a Plzeňským krajem (obr. č. 1). Dálnice spojuje hl. město ČR Prahu s dálniční sítí Německa a je součástí Evropské silnice E50 (obr. č. 2) a transevropské dopravní sítě (dále jen TEN-T). TEN-T byla založena Rozhodnutím Evropského parlamentu a Rady č. 1692/96/ES a zahrnuje sítě silniční, železniční a vnitrozemské vodní dopravy, námořní a vnitrozemské přístavy, letiště a jiné body vzájemného propojení (<http://eur-lex.europa.eu>), aktualizované v roce 2004 Rozhodnutím č. 884/2004/ES (Sedmidubský 2007).

Česká republika  
Dálnice D5



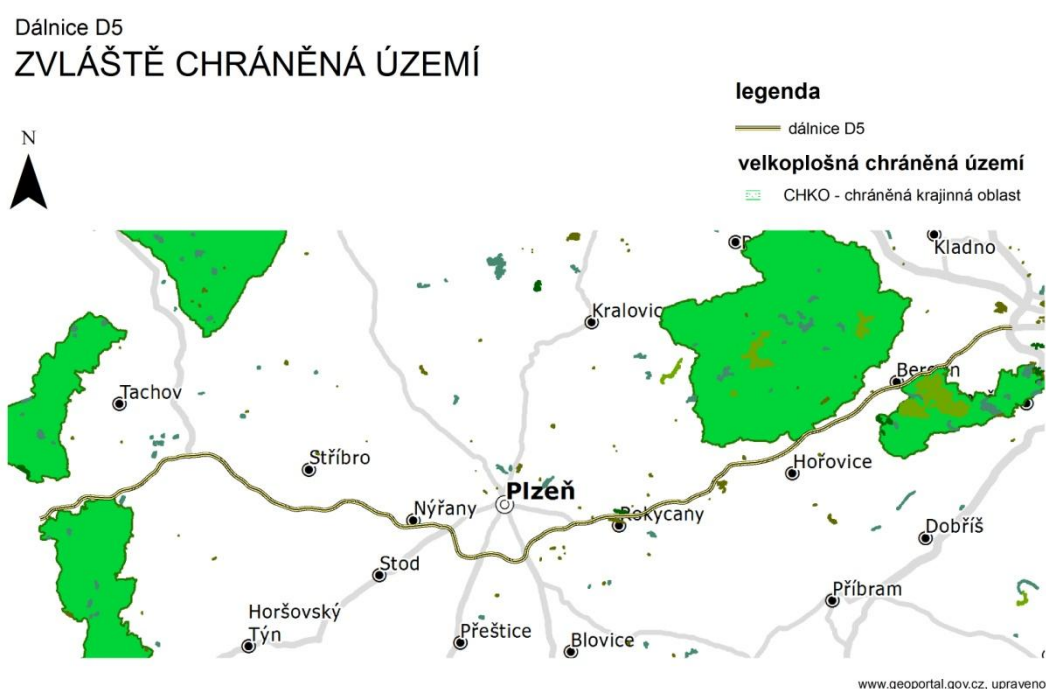
Obr. č. 1: Česká republika, dálnice D5.



Obr. č. 2: Silnice E50.

Stavba D5 byla zahájena v roce 1977 a k úplnému dokončení došlo až v roce 2006. Její celková délka od Prahy k hranicím u Rozvadova činí 151 km (rsd.cz). V roce 2007 činila střední intenzita dopravy 20,1 tis aut/24 hod. Největší intenzita dopravy je dlouhodobě monitorována v oblasti mezi Prahou a Rudnou u Prahy 46,3 tis aut/24 hod (ceskedalnice.cz).

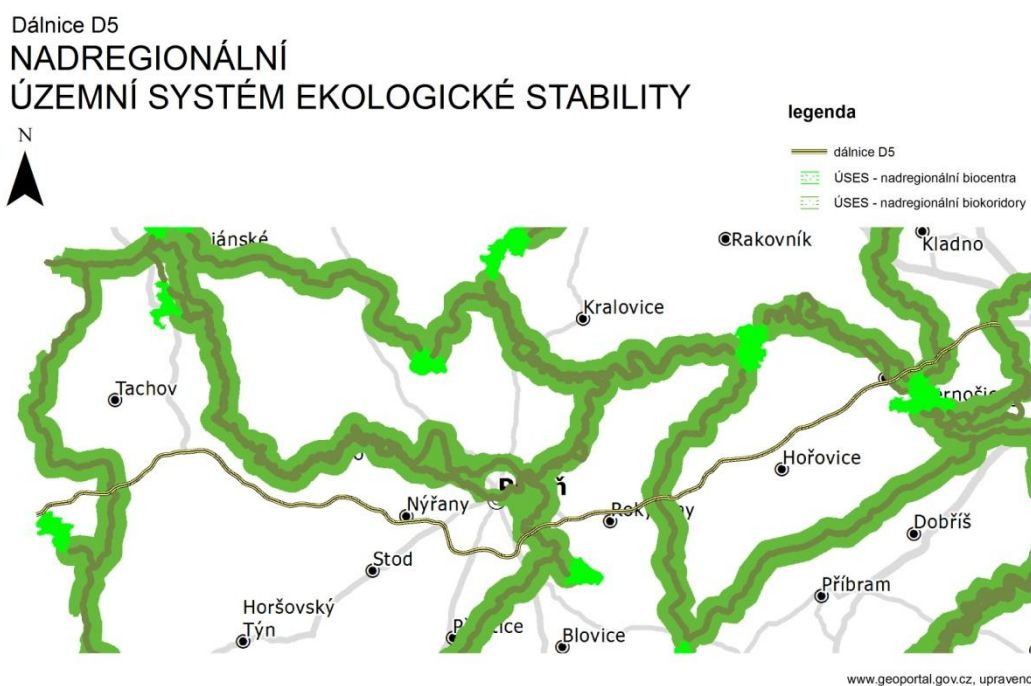
Směrem od Prahy se těleso dálnice dotýká ze severní strany hranice CHKO Český Kras, dále se z jižní strany dotýká až téměř protíná CHKO Křivoklátsko. Téměř u hranic s Německem rozděluje dálnice CHKO Český les na dvě (severní a jižní) části (obr. č. 3). V bezprostřední blízkosti dálnice se vyskytuje celá řada maloplošných chráněných území (geoportal.cenia.cz).



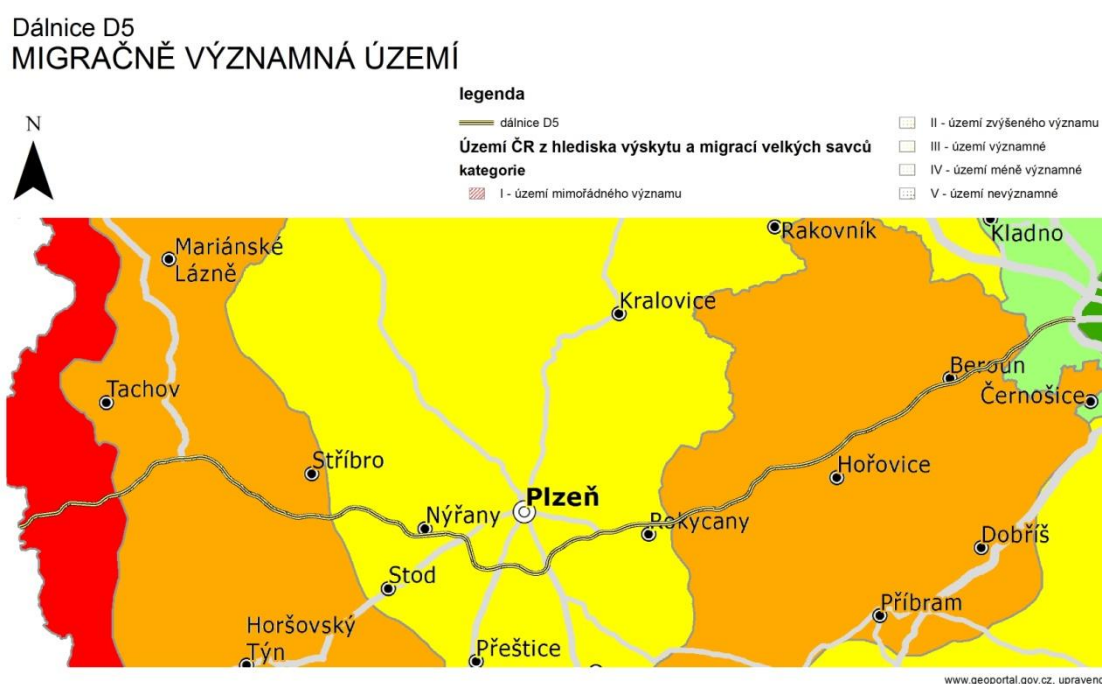
**Obr. č. 3: Dálnice D5 a zvláště chráněná území.**

D5 protíná 5 nadregionálních biokoridorů (nadreg. BK). První již v samotném začátku (0,00 km) dálnice u Prahy, v oblasti Loděnice až k Berounu (6,9 – 17,35 km) je dvojitý nadreg. BK, který dálnice protíná v délce 10 km. Po směru od Prahy třetí nadreg.BK je před Rokycanama a prochází obcí Holoubkov (52,45 – 56,5 km). Čtvrtý je těsně před Plzní protínající Starý Plzenec (69,95 – 74,8 km). Před Rozvadovem se nachází pátý a poslední nadreg. BK u obce Přimda (137,85 – 142,2 km). U hraničního přechodu se D5 nachází v bezprostřední blízkosti nadregionálního biocentra Diana (obr. č. 4). Dálnice také protíná rozsáhlá významná území z hlediska migrace velkých savců (obr. č. 5). Zejména se jedná o úsek v blízkosti CHKO Český les (geoportal.cenia.cz).





Obr. č. 4: Dálnice D5 a nadregionální ÚSES.



Obr. č. 5: Dálnice D5 a migračně významná území.

Nejbližší chráněná oblast přirozené akumulace vod se nachází JV od úseku mezi Hořovicemi a Rokycany, asi 5 km od dálnice. V 12 km úseku počínající u obce Žebrák (34,4 - 46 km) prochází dálnice dvěma ochrannými pásmy vodních zdrojů, dále pak jedním na úrovni města

Plzeň. Ochranná pásma vodních zdrojů menší rozlohy se pak nacházejí v úseku mezi Heřmanovou hutí a Kladruba (105. km) a mezi Přimdou a státními hranicemi (144. km) ([heis.vuv.cz](http://heis.vuv.cz); [ceskedalnice.cz](http://ceskedalnice.cz)).

## 4. Metodika

### 4.1 Zdroje dat

K vyhodnocení proměny krajinné struktury vlivem komerční suburbanizace bylo využito volně dostupných dat z portálu [www.geoportal.cenia.cz](http://www.geoportal.cenia.cz), resp. [www.geoportal.gov.cz](http://www.geoportal.gov.cz), veřejně přístupné mapové projekty základní charakteristiky BPEJ (bonitovaná půdně ekologická jednotka) <http://www.sowac-gis.cz> a oblastní plány rozvoje lesů [http://geoportal2.uhul.cz/wms\\_oprl?SERVICE=WMS](http://geoportal2.uhul.cz/wms_oprl?SERVICE=WMS).

Pro vymezení osy dálnice D5 a komerčních (průmyslových, zemědělských aj.) areálů byla použita podkladová ortofotografická mapa z leteckých snímků [cenia\\_b\\_ortorgb05m\\_sde](#). Na základě této mapy byla za použití ESRI ArcGIS 9.2 vytvořena liniová vrstva znázorňující osu dálnice D5 a polygonová vrstva představující veškeré komerční, průmyslové, zemědělské a jiné nerezidenční areály nacházející se ve vzdálenosti zhruba do 1000 m od osy dálnice.

Pro lokalizaci migračně významných území a nadregionálních biokoridorů a biocenter bylo využito dat [cenia\\_uses](#) a [cenia\\_uat\\_aktual](#).

Hodnoty svazitosti a třídy ochrany ZPF (zemědělský půdní fond) pro jednotlivé polygony byly převzaty z mapy základních charakteristik BPEJ.

Změny ve využití zemědělské půdy vztažené k roku 2000 byly určeny podle vrstvy [cenia\\_corine\\_zmeny](#) pro ornou půdu.

### 4.2 Hodnocení

Vzdálenosti 1000 metrů byla určena jako vzdálenost možného vlivu dálnice na její okolí. Toto bylo orientační území a veškeré analýzy probíhaly právě na této ploše. Zahrnuty byly i areály, které nebyly dále jak 2násobek stanovené vzdálenosti, tj. do 2000 m.

Jednotlivé areály byly rozděleny do různých typů, souhrnně pak nazývány KA (komerční areály):

1) Komerční - nákupní centra, autobazary, logistické areály, parkovací plochy; zábavní, rekreační zpevněné plochy a zázemí.

2) Komerční a průmyslové - výrobní haly s logistickým zázemím, továrny pro průmyslovou výrobu, areály k zabezpečení infrastruktury (energetika, doprava, vodní hospodářství aj.), skládky odpadů, sběrný pro zpracování odpadu.

4) Zemědělské - areály určené k zemědělské výrobě, uskladnění zemědělských strojů, farmy, areály určené k ustájení hospodářských zvířat, zpracování a výroby zemědělských produktů.

5) Těžební - těžby a zpracování nerostů, pily a areály určené ke zpracování dřeva.

6) Čerpací stanice - areály čerpacích stanic a jejich přilehlé okolí (parkoviště, ubytovací zařízení, občerstvení).

7) Ostatní - areály nerezidenčního typu, které svou povahu neodpovídají žádné výše uvedené kategorii (např. hraniční přechody, opuštěné, nově vznikající nebo jinak neidentifikované areály).

Areály komerčního typu, komerčního a průmyslového typu a ostatní byly rozlišeny na novodobé a starší. Toto rozlišení bylo stanoveno odhadem podle orientační poznávacích znaků (architektura, umístění).

Byly určeny charakteristiky jednotlivých polygonů KA:

- svažitost
  - dle převažující hodnoty:
    - 1 - rovina 0°- 3°
    - 2 – mírný sklon 3°- 7°
    - 3 – střední sklon 7°- 12°
    - 4 – výrazný sklon 12° – 17°
    - 5 – příkrý sklon, sráz 17° – 25°, >25°,
  
- třída ochrany ZPF
  - dle převažující hodnoty:
    - I. třída ochrany – bonitně nejcenější půdy v jednotlivých klimatických regionech, převážně na rovinatých nebo jen mírně sklonitých pozemcích, které je možno odejmout ze zemědělského půdního fondu pouze výjimečně, a to převážně pro záměry související s obnovou ekologické stability krajiny, případně pro liniové stavby zásadního významu,
    - II. třída ochrany - zemědělské půdy, které mají v rámci jednotlivých klimatických regionů nadprůměrnou produkční schopnost. Ve vztahu k ochraně zemědělského půdního fondu jde o půdy vysoce chráněné, jen podmíněně odnímatelné ze

ZPF a to s ohledem na územní plánování, jen podmíněně využitelné pro stavební účely,

- III. třída ochrany - v jednotlivých klimatických regionech se jedná převážně o půdy vyznačující se průměrnou produkční schopností, které je možné využít v územním plánování pro výstavbu a jiné nezemědělské způsoby využití,
  - IV. třída ochrany - zahrnuje v rámci jednotlivých klimatických regionů převážně půdy s podprůměrnou produkční schopností, jen s omezenou ochranou, využitelné pro výstavbu a i jiné nezemědělské účely,
  - V. třída ochrany - sdružuje zbývající bonitované půdně ekologické jednotky (BPEJ), které představují půdy s velmi nízkou produkční schopností, jako jsou mělké půdy, hydromorfní půdy, silně skřetovité a silně erozně ohrožované. Tyto půdy jsou většinou pro zemědělské účely postradatelné. Lze připustit i jiné, efektivnější, využití než zemědělské. Jedná se zejména o půdy s nízkým stupněm ochrany, s výjimkou vymezených ochranných pásem a chráněných území (ms.sowac-gis.cz),
  - PUPFL – pozemek určený k plnění funkce lesa, nebyla-li data k dispozici,
- vzdálenost nejbližšího sjezdu z dálnice ve směru do Prahy (m), zaokrouhleno na 100 m (podélná vzdálenost)
    - dálnice rozdělena na 100 m segmenty, vzdálenost spočítaná jako absolutní hodnota rozdílu segmentu nejbližšího sjezdu a segmentu odpovídajícího pomyslné kolmici areálu k ose dálnice,
  - vzdálenost nejbližšího sjezdu z dálnice ve směru z Prahy (m), zaokrouhleno na 100 m (podélná vzdálenost)
    - dálnice rozdělena na 100 m segmenty, vzdálenost spočítaná jako absolutní hodnota rozdílu segmentu nejbližšího sjezdu a segmentu odpovídajícího pomyslné kolmici areálu k ose dálnice,
  - kolmá vzdálenost od osy dálnice (m), zaokrouhleno na 50 m
    - měřeno nástrojem Measure v nástrojové liště Tools jako kolmá vzdálenost od geometrického středu polygonu k ose dálnice,
  - celková zastavěná plocha (m<sup>2</sup>)
    - spočítáno funkcí Calculate Geometry v atributové tabulce polygonů, zvolením Area,

- zemědělské změny
  - 1 – pozemek vyňatý ze ZPF k roku 2000,
  - 2 – orná půda, stav k roku 2000,
  - 3 – úbytek orné půdy od roku 2000.

Ve sledovaném území byly určeny plochy a hranice procházejícího nadregionálního ÚSES a kategorizace území ČR z hlediska výskytu a migrace velkých savců.

Z hodnocení byly vyřazeny areály, které se nacházejí mimo území ČR (resp. na území Německa).

V rozsahu stanové zóny narušení (buffer 1000 m od osy dálnice) byly zakresleny prvky ÚSES a migračně významná území a kategorizovány na:

- nadregionální biocentrum, nadregionální biokoridor,
- území mimořádného významu, území zvýšeného významu, území významné, území méně významné, území nevýznamné.

#### **4.3 Stanovení hypotéz**

$H_0$ : Velikost komerční dálniční krajiny se nemění v závislosti na prediktorech.

$H_A$ : Velikost komerční dálniční krajiny se mění v závislosti na prediktorech.

Závislá proměnná je velikost (rozloha) jednotlivých areálů komerční dálniční krajiny.

Nezávislé proměnné byly určeny následující:

- typ výstavby
- sklon území
- třída ochrany ZPF
- vzdálenost od osy dálnice
- vzdálenost k nejbližšímu sjezdu dálnice ve směru Rozvadov – Praha (východ)
- vzdálenost k nejbližšímu sjezdu dálnice ve směru Praha – Rozvadov (západ)

Statistické vyhodnocení bylo realizováno pomocí mnohonásobné regrese s použitím modelu postupné dopředné regrese.

## 5. Výsledky

### 5.1 Typy areálů, novodobé a nenovodobé

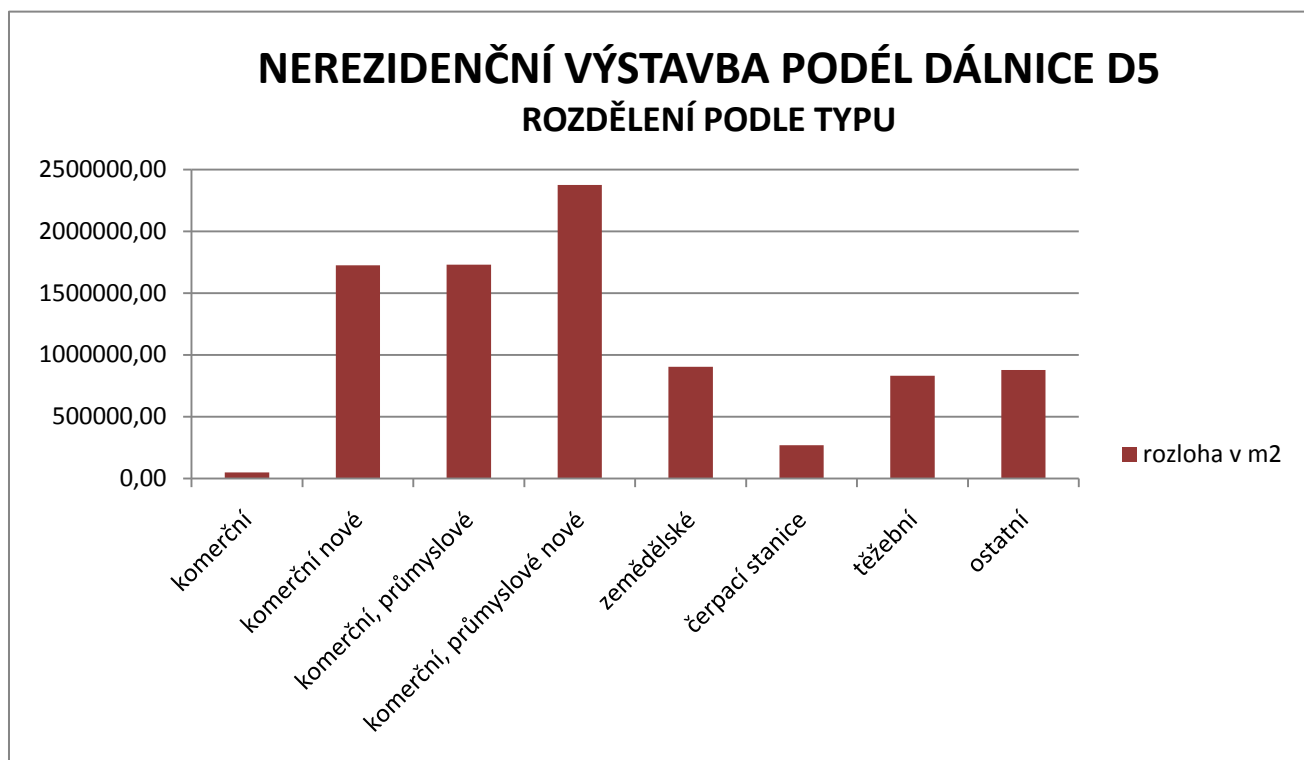
Z celkového počtu areálů výrazně převažuje v počtu typ komerční a průmyslový. Pokud si rozdělíme tento typ areálů na novodobé a ne-novodobé, v celkové výměře převažují areály novodobé. Jejich výměra je téměř o třetinu vyšší, ačkoliv počet jednotlivých ploch je asi o polovinu menší. Starší, čistě komerční areály počtem i rozlohou jsou nevýznamné, nicméně je zde vidět výrazný vzestup novodobých komerčních areálů v porovnání s nenovodobými, je jich téměř devětkrát více a jejich rozloha je asi 34x vyšší. Z toho je patrné, že velikost souvisle zastavěné plochy novodobých komerčních a průmyslových areálů roste. Tab. č. 2 rozděluje areály podle doby vzniku a jejich celkové rozlohy. Čerpací stanice jsou uvedeny jako zvláštní skupina, která v našem případě může představovat jak novodobé (vázané na samotnou dálnici), tak i starší, které se vyskytují v okolí sídel. Převážně se však jedná o ty novodobé. Je tedy evidentní, že rozloha novodobých KA zhruba odpovídá rozloze těch původních. Zemědělské, těžební a ostatní areály zaujímají ve zkoumaném území zhruba stejnou rozlohu. Celkový počet a rozlohy areálů jsou uvedeny v tab. č. 1 a na obr. č. 7. Prostorové zobrazení komerční suburbanizace v okolí dálnice podle jednotlivých typů areálů je v příloze č. 4.

typy areálů	počet	rozloha v m <sup>2</sup>
komerční	6	50957,38
komerční novodobé	52	1725746,73
komerční, průmyslové	87	1730966,59
komerční, průmyslové novodobé	47	2375576,69
zemědělské	37	905681,01
čerpací stanice	17	270416,93
těžební	6	833051,30
ostatní	13	879459,19
<b>celkem</b>	<b>265</b>	<b>8771855,83</b>

Tab. č. 1: Počet a celková rozloha areálů rozdělených podle typů.

areály	výměra v m <sup>2</sup>
novodobé	4101323,43
čerpací stanice	270416,93
jiné	4400115,47

Tab. č. 2: Rozdělení areálů z hlediska doby (novodobé x nenovodobé) jejich vzniku.



Obr. č. 7: Graf celkové rozlohy zastavěné plochy jednotlivých typů areálů.

Většina areálů je postavena na půdě vedené jako I. třída ochrany ZPF a s klesající třídou ochrany klesá i počet areálů. Tedy na pozemcích I. třídy je hodně malých areálů a na pozemcích V. třídy je areálů málo, tyto areály však mají velkou rozlohu. Naprostá většina je postavena na rovině a na pozemcích vyňatých ze ZPF k roku 2000 a čtvrtina všech areálů stojí na dosud zemědělské půdě, viz tab. č. 3.

AREÁLY CELKEM							
	I	II	III	IV	V	PUPFL	mimo data
<b>třída ochrany</b>	86	64	48	25	21	10	11
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>			<b>PUPFL</b>	<b>mimo data</b>
<b>svažitost</b>	161	77	6			10	11
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>				
<b>zemědělské změny</b>	169	67	29				

Tab. č. 3: Roztřídění počtu areálů do jednotlivých kategorií vybraných atributů.

V příloze č. 1 jsou tyto údaje rozdělené pro jednotlivé typy areálů a příloha č. 5 graficky zobrazuje komerční suburbanizaci v okolí dálnice podle atributu zemědělské změny.

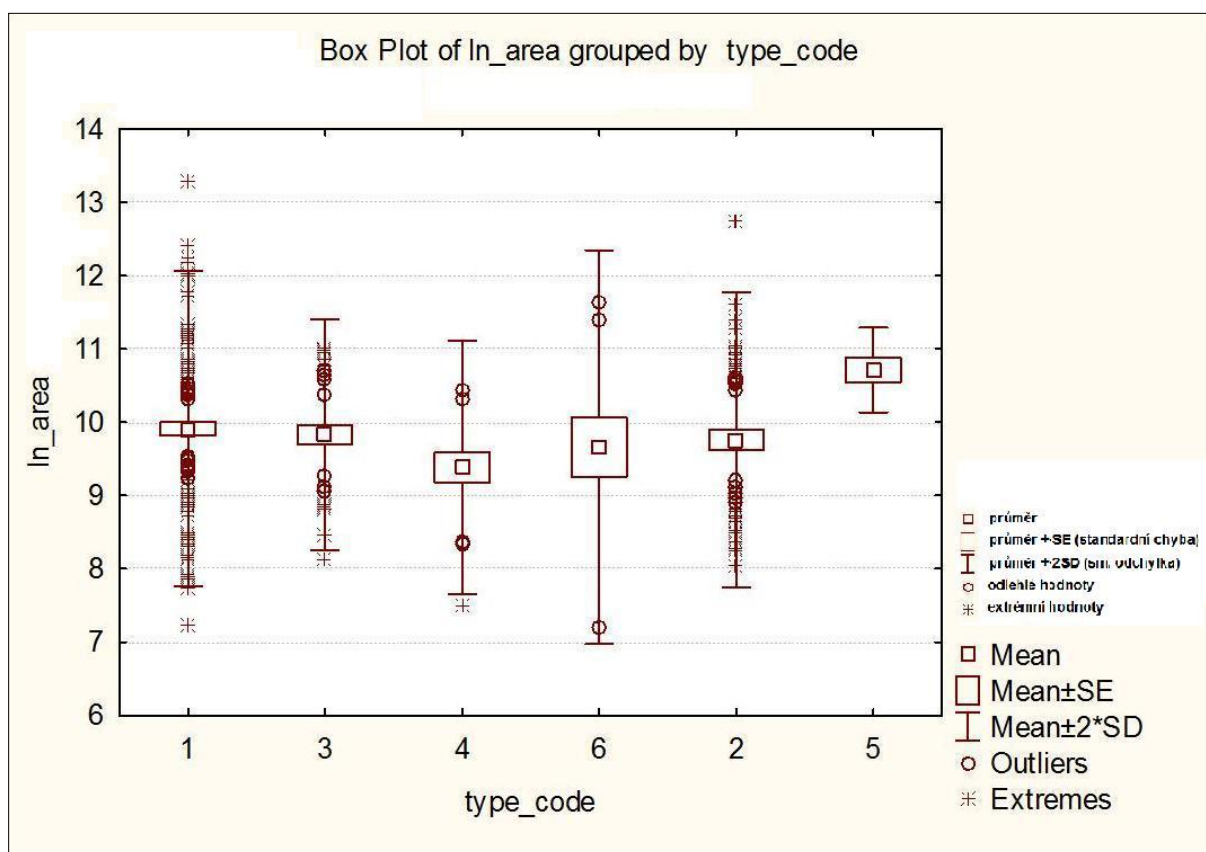
Výstavba se nevyhýbá ani úsekům zóny dálnice, které jsou významné z hlediska ÚSES a také z hlediska migrační významnosti pro velké savce. Na úsecích, které kombinují nadregionální biokoridory (nebo biocentra) a migračně významná území lze nalézt řadu



komerčních areálů vyjma území mimořádného významu. Mapa ÚSES a migračně významných území s vyznačenými KA je v příloze č. 6.

## 5.2 Velikosti areálů

Obrázek č. 9 graficky znázorňuje průměrné hodnoty velikosti jednotlivých typů areálů s vyznačením směrodatné odchytky, je zde patrné, jak se hodnoty liší od průměrných hodnot, hodnot odlehlých a extrémních. Nejvíce extrémních hodnot vykazují areály komerční, komerční a průmyslové a zemědělské. Všechny typy areálů mimo těžebních vykazují několik odlehlých hodnot. Největší rozptyl ve velikosti vykazují typy komerční a průmyslové a ostatní. V tomto případě jsou extrémní hodnoty irelevantní a lze je očekávat, jelikož neexistují žádná závazná pravidla pro charakter výstavby KA.



Obr. č. 9: Krabicový graf průměrných hodnot velikostí jednotlivých typů areálů, standardní chyby průměru, směrodatné odchytky, odlehlé hodnoty a extrémy.

Největší průměrné a střední hodnoty vykazují těžební areály v kontrastu s nejmenšími čerpacími stanicemi. Ostatní typy nevykazují významné vzájemné rozdíly. Viz tab. č. 4.

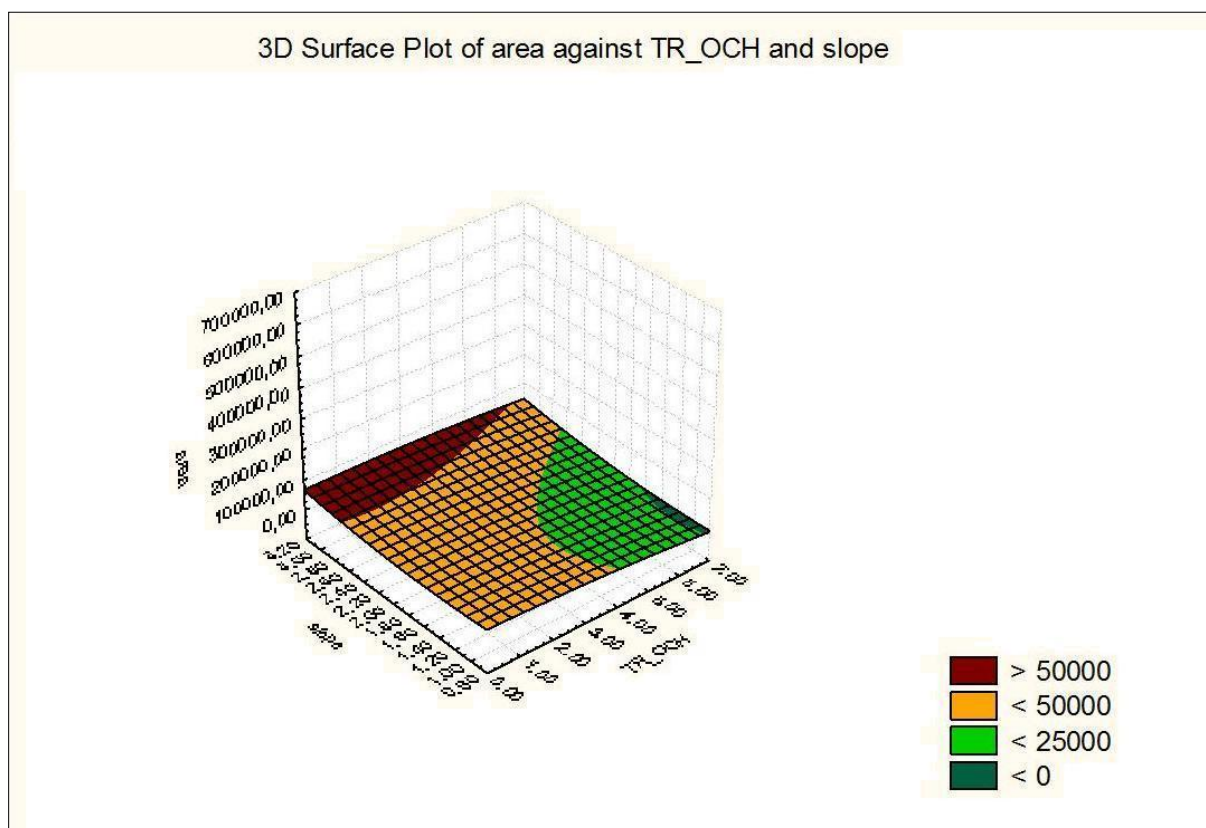
	medián	arit. průměr	sm. odchylka
Areály celkem	19 726,49	36 402,40	64 536,63
1 (komerční a průmyslové celkem)	20 468,16	37 174,06	61 921,24
2 (komerční celkem)	15 068,91	30 632,83	47 599,44
3 (zemědělské)	16 387,40	24 477,87	17 276,78
4 (čerpací stanice)	11 728,21	15 906,88	10 440,86
5 (těžební)	86 075,56	138 841,88	137 271,09
6 (ostatní)	21 751,74	67 650,71	136 577,00

Tab. č. 4: Medián, průměr a směrodatná odchylka jednotlivých typů areálů.

### 5.3 Závislost velikosti areálů na kombinaci prediktorů sklon a třída ochrany ZPF

Prostřednictvím regresní rovnice bylo provedeno hodnocení závislosti velikosti komerční dálniční krajiny na prediktorech sklonu a třídy ochrany zemědělského půdního fondu.

Se zvyšující se třídou ochrany ZPF a zároveň se snižujícím se sklonem území klesá rozloha areálů. A naopak se snižující třídou ochrany ZPF a zvyšující se sklonitostí rozloha areálů roste, tak jak to znázorňuje obr. č. 10. Mezi největší areály (o rozloze větší než 100000 m<sup>2</sup>) patří komerční, komerční a průmyslové, těžební a ostatní.



Obr. č. 10: Graf závislosti plochy na sklonu a třídě ochrany ZPF (hodnoty v legendě jsou uvedeny v m<sup>2</sup>).

V příloze č. 2 jsou uvedeny tabulky početnosti areálů u jednotlivých tříd ochrany ZPF a sklonitosti území, které odpovídají jednotlivým charakteristikám atributů typ areálu a zemědělských změn.

V příloze č. 7 je grafické zobrazení komerční suburbanizace v okolí dálnice dle sklonu a v příloze č. 8 je znázornění dle ochrany ZPF.

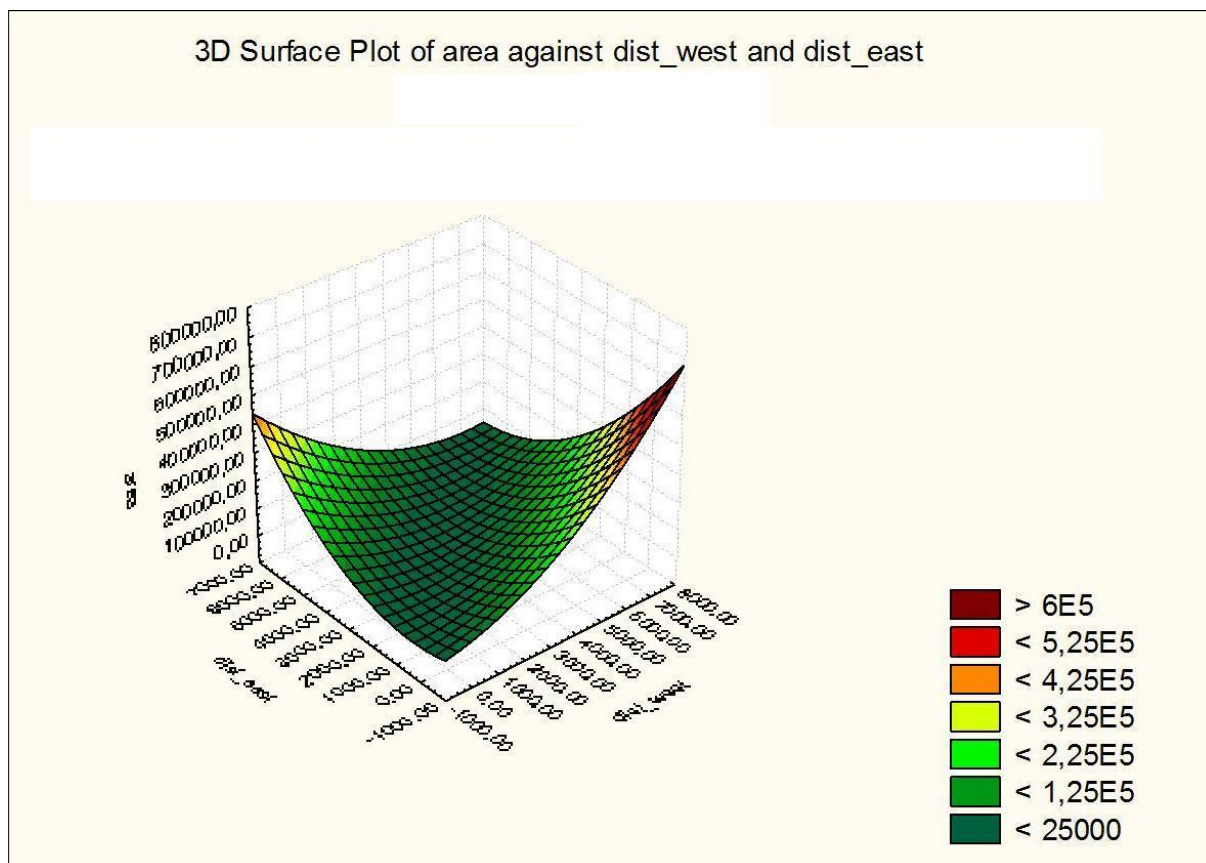
Hypotéza  $H_0$  nebyla zamítnuta na hladině významnosti 0,05. Velikost komerční dálniční krajiny se tedy mění v závislosti na prediktorech. Byla prokázána pouze marginální statisticky významná závislost při kombinaci svažitosti a třídy ochrany ZPF [ $F(2,251) = 2,1890$   $p < 0,11416$ ]:

Regression Summary for Dependent Variable: area  
 $R = ,13093331$   $R^2 = ,01714353$  Adjusted  $R^2 = ,00931201$   
 $F(2,251) = 2,1890$   $p < ,11416$  Std.Error of estimate: 51586,

	b*	Std.Err.	b	Std.Err.	t(251)	p-value
Intercept			35564,10	9281,388	3,83177	0,000161
TR_OCH	-0,142046	0,068220	-5081,98	2440,695	-2,08219	0,038339
slope	0,069485	0,068220	6787,90	6664,306	1,01855	0,309399

## 5.4 Závislost velikosti areálů na vzdálenosti k nejbližšímu sjezdu z dálnice

Regresní rovnicí nebyla prokázána závislost velikosti komerční dálniční krajiny na vzdálenosti k nejbližšímu sjezdu z dálnice a to jak ke sjezdu směrem k Praze (východ), tak i ke sjezdu směrem k hranicím (západ). V blízkosti dálnice se vyskytuje velké množství malých areálů a s rostoucí vzdáleností roste jejich velikost. Viz obr. č. 11.



Obr. č. 11: Graf závislosti velikosti areálu na podélné vzdálenosti od nejbližšího sjezdu z dálnice k pomyslné kolmici od geometrického středu areálu (hodnoty v legendě a na svislé ose z jsou uvedeny v m<sup>2</sup>).

Střední hodnota vzdálenosti je okolo 1 km, ale nejčastěji se areály vyskytovaly ve vzdálenosti 200 m a to ve směru jak na východ, tak na západ, viz tab. č. 5. Nejbliže ke sjezdům se vyskytují všechny areály komerční, komerční a průmyslové a čerpací stanice. Detailnější rozdělení jednotlivých typů areálů je možno nalézt v příloze č. 3.

	modus	medián	arit. průměr	sm. odchylka
vzdálenost k nejbližšímu sjezdu ve směru na západ	200,00	1 000,00	1 276,23	1 209,52
vzdálenost k nejbližšímu sjezdu ve směru na východ	200,00	900,00	1 247,92	1 128,77

Tab. č. 5: Statistické ukazatele vzdálenosti areálů od nejbližšího sjezdu.

V následující tabulce (tab. č. 6) jsou uvedeny všechny areály, které se vyskytují ve vzdálenosti 3 a více kilometrů od nejbližšího sjezdu z dálnice. Relativně nejvíce se takových areálů vyskytuje v kategorii ostatních (nespecifikovaných) a komerčních. Maximální

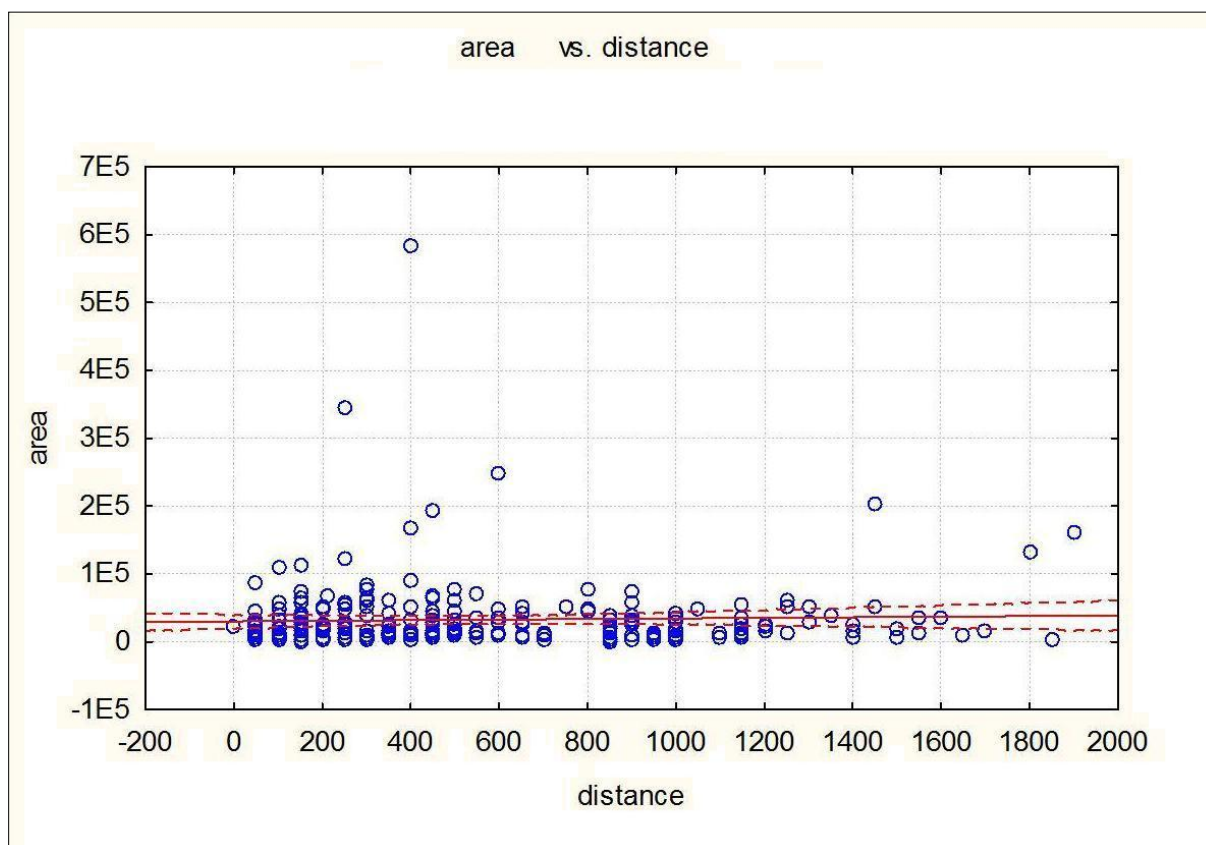
vzdálenost od nejbližšího sjezdu činí 6,9 km. Z celkového počtu (tedy 265 areálů) se však jedná o velmi nízký počet, asi 8 %.

> 3 km od nejbližšího sjezdu směrem na východ			> 3 km od nejbližšího sjezdu směrem na západ		
typ areálu	počet	relativní počet	typ areálu	počet	relativní počet
ostatní	5	38,5%	ostatní	5	38,5%
komerční	1	16,7%	komerční	2	33,3%
zemědělské	5	13,5%	komerční, průmyslové nové	5	10,6%
komerční, průmyslové nové	2	4,3%	komerční nové	4	7,7%
komerční nové	4	7,7%	zemědělské	3	8,1%
komerční, průmyslové	2	2,3%	čerpací stanice	1	5,9%
těžební	0	0,0%	komerční, průmyslové	2	2,3%
čerpací stanice	0	0,0%	těžební	0	0,0%

Tab. č. 6: Areály vzdálené 3 a více km od nejbližšího sjezdu.

### 5.5 Závislost velikosti areálů na vzdálenosti od osy dálnice

Použitím regresní rovnice byla hledána závislost velikosti areálů na kolmé vzdálenosti od osy dálnice. Z následujícího obrázku č. 12 je zřejmé, že vzdálenost od dálnice neurčuje velikost areálu. S rostoucí vzdáleností jejich hustota výskytu (počet) řídne.



Obr. č. 12: Graf závislosti velikosti areálů na vzdálenosti od osy dálnice (hodnoty na vodorovné ose x jsou uvedeny v m, hodnoty na svislé ose y jsou uvedeny v m<sup>2</sup>).

Podle statistický ukazatelů střední hodnota vzdálenosti od osy dálnice činí 400 m a nejčtenější hodnota 50 m, viz tab. č. 7. Areály s největší střední hodnotou vzdálenosti jsou zemědělské a těžební. V příloze č. 3 je detailnější rozdělení podle typů areálů.

	modus	medián	arit. průměr	sm. odchylka
vzdálenost areálů od osy dálnice	50,00	400,00	542,12	435,07

Tab. č. 7: Statistické ukazatele vzdálenosti areálů od osy dálnice.

Areály vzdálené více než 1 km kolmo od dálnice jsou uvedené v tab. č. 8 a patří mezi ně zejména zemědělské a komerční a průmyslové novodobé. Tvoří asi 16 % z celkového počtu areálů.

> 1000 m od osy dálnice		
typ areálu	počet	relativní počet
zemědělské	16	43,2%
komerční, průmyslové nové	11	23,4%
komerční	1	16,7%
těžební	1	16,7%
komerční, průmyslové	11	12,6%
komerční nové	2	3,8%
ostatní	1	7,7%
čerpací stanice	0	0,0%

Tab. č. 8: Areály vzdálené 1000 a více metrů od osy dálnice.

## 6. Diskuse

Z výsledků je zřejmé, že tendence výstavby nových komerčních areálů je silná. Rozvoj průmyslu a obchodu je hlavním znakem zkoumaného území. Některé areály mohou vznikat velmi blízko u sebe a tvořit tím skupiny velkých areálů. Takto vzniklé skupiny pak tvoří rozsáhlou souvisle zpevněnou plochu. Plocha novodobých areálů již téměř dosahuje rozlohy areálů nenovodobých, tedy těch, které vznikaly zhruba do 90. let 20. století. Naprostá většina areálů byla postavena na původně zemědělské půdě, což souvisí s dlouhodobým procesem úbytku orné a celkově zemědělské půdy, jak uvádí Lipský (2000). Je překvapující, že celá třetina všech areálů je postavena na bonitně nejcennějších půdách.

Jak definice I. třídy ochrany ZPF, tyto půdy je možno odejmout ze zemědělského půdního fondu pouze výjimečně, a to převážně pro záměry související s obnovou ekologické stability krajiny, případně pro liniové stavby zásadního významu (ms.sowac-gis.cz). Boom výstavby komerčních center v bezprostředním okolí dálnice D5 nastal především v novodobé historii posledních 10 až 15 let. Obchodní a průmyslová zástavba spojená s existencí dálnice se v rámci České republiky začala rozšiřovat zejména až po roce 1989. Hlavní příčinou toho byl pravděpodobně jednak samotný rozvoj dopravní infrastruktury, ale i možnost vstupu zahraničních investorů na český trh, který před rokem 1989 nebyl možný (Miko, Hošek 2009). Celkový úbytek zemědělsky obhospodařované půdy však nesouvisí pouze s novou výstavbou, v současné době není obděláváno přes 300 000 ha ležící ladem zemědělské půdy s ročním přírůstkem 25 000 ha (Lipský 2000).

Nedá se říct, jaké velikosti lze očekávat u jednotlivých typů areálů. Nejstabilnější hodnoty vykazují areály těžební, které však nelze hodnotit jako typicky komerční. Jejich rozloha je většinou dána účely jejich vzniku, tedy těžbou a případně zpracováním nerostů, které vyžadují ze své podstaty rozsáhlý zábor území.

Příčiny krajinných změn mohou být socioekonomické nebo přírodní, jako je úrodnost půdy, sklonitost, zamokření či dostupnost pozemků (Lipský 2000). Areály stavěné na nižších třídách ochrany ZPF (bonitně cennějších) a s nízkým sklonem (většinou na rovině) mívají menší rozlohu než ty, které jsou postaveny na bonitně méně cenných půdách a zároveň půdách o vyšším sklonu. To může být dáno praktickou ochranou ZPF, což ale neodpovídá počtu areálů na bonitně nejcennějších půdách. Dalším vysvětlením, proč tomu tak je, může být skutečnost, že stavět malé areály na špatně přístupném či jinak nerovném terénu není z ekonomického hlediska výhodné. Obecně se dá říci, že bonitně nejcennější půdy se nacházejí nejčastěji v údolích a nivách řek a tyto území jsou rovinného charakteru. Území s vyšším sklonem a zároveň s vhodným geologickým podložím by mohla být vhodná pro

těžbu nerostných surovin a tyto areály bývají plošně rozsáhlejší. Podle výsledků však těžební areály nepatří mezi ty největší. Lipský (2000) uvádí, že k nejmenším změnám dochází na úrodných půdách v nížinách a nízkých pahorkatinách, nicméně útlumový program českého zemědělství odhadoval již v r. 1992, že přibližně 15 % ZPF bude dočasně nebo trvale vyřato ze zemědělského využívání. Zvláštní případ představují okraje sídelních aglomerací, kde dochází k záboru zemědělské půdy z důvodu výstavby nebo k opuštění obdělávání i na úrodných půdách.

Samotná přítomnost liniové stavby v podobě dálnice v těsné lokalizace velkých měst zapřičiňuje rozvoj obytné a komerční zástavby, čímž způsobuje nevratné změny v krajinné struktuře a záboru půdy (Lipský 2000; Miko, Hošek 2009). Na základě analyzovaných dat lze toto tvrzení jednoznačně potvrdit samotnou vizuální kontrolou zájmového území, viz příloha č. 4, kdy při aglomeracích velkého významu (Praha, Plzeň) dochází k hustější zástavbě z pohledu komerční průmyslové krajiny.

Variabilita výskytu areálů ve vzdálenosti od nejbližšího sjezdu je velká. Nelze tedy tvrdit, že se areály staví hlavně nebo pouze u dálničních sjezdů. Ačkoliv nejbližší areály patří do kategorie komerčních a komerčních a průmyslových, nedá se říci, že by byl tento ukazatel relevantní, neboť právě tyto typy spolu s čerpacími stanicemi mají svůj modus i medián nejbliže ke sjezdům z dálnice. To se však nedá říct u kategorie ostatních, jejichž modus i medián má nejvyšší hodnoty ze všech kategorií. Čerpací stanice se tedy koncentrují nejbliže ke sjezdům a nevyskytují se jako izolované plošky u dálnice. Romportl a Chuman (2010) uvádějí, že pro komerční suburbanizaci je podstatná logisticky výhodná poloha a méně výrazně spojitost se sídelními strukturami.

Sjezdy z dálnice představují propojení dálničního koridoru se sídly a považujeme-li čerpací stanice za typ komerční výstavby, je v tomto případě spojitost se sídly neméně důležitá. Sjezdy z dálnice představují funkční propojení nejen dálnice s komerčním areálem, ale také dálnice s blízkými sídly a výhodné propojení areálů s oběma prvky může přinášet řadu výhod.

Velikost areálů se nemění v závislosti na vzdálenosti od dálnice. S rostoucí vzdáleností však klesá jejich počet. Lze konstatovat, že většina areálů se vyskytuje v oblasti ovlivněné dálnicí, tzv. road-effect zone. Koncentrují se ve vzdálenosti do 1 km a ve vzdálenosti 1,5 km od osy dálnice je hustota zástavby značně nízká.

Rozsah road-effect zone kolísá v závislosti na intenzitě dopravy, povětrnostních podmínkách, sklonu území a typu stanoviště, které dálnice rozděluje a může dosahovat vzdálenosti přes 1000 m po stranách (Forman, Alexander 1998, Forman 1999). Paradoxně dálnice procházející zastavěnou oblastí vykazují v daném úseku zónu ovlivnění menší, zatímco



zemědělské, trvale travní nebo lesní porosty vykazují tuto vzdálenost mnohem větší (Forman, 2000). Zastavěním sice zmenšíme velikost této zóny, ale původní (zemědělské) nezastavěné stanoviště je touto zónou zasaženo více.

## 7. Závěr

Komerční dálniční krajina je různorodá s vazbou jak na přítomnost dálnice samotné (vzdálenost bez vazby na dálniční sjezdy), tak i na funkční propojení s dálnicí (vzdálenost k dálničním sjezdům). Nelze však potvrdit, že největší areály vznikají právě v její bezprostřední blízkosti, nebo snad u jejího funkčního napojení. Výstavba je tedy roztroušená a velikostně nestejnorodá, probíhá zejména na zemědělské půdě a kvalitní půdy nejsou dostatečně chráněny před tlakem investorů. Dochází tím k úbytku půdy vhodné pro zemědělství, ale také k úbytku ploch, které se mohou využít k rozšíření a ochraně systému ekologické stability. Toto je potřeba zahrnout do úkolu kvalitního územního plánování, které zjevně na těchto místech chybí. Berem-li v úvahu existenci road-effect zone, výstavba situovaná v bezprostřední blízkosti dálnice nemusí způsobit velké ekologické škody, ačkoliv může být na bonitně velmi kvalitní půdě. Samotná přítomnost dálnice již tuto oblast svým způsobem degraduje. Komerční dálniční krajina potom už jenom tlumí šířící se efekt směrem od dálnice. Otázkou zůstává vliv výstavby na prostupnost pro volně žijící živočichy. Dálnice samotná je bariérou, a pokud existují prvky (ekodukty, mosty) umožňující její přechod, je jakákoliv výstavba v jejich okolí nežádoucí. Především v místech, která jsou pro migraci živočichů klíčová. Roztroušenost zástavby nemusí být vhodná pro celkovou prostupnost krajiny a je důsledkem absence územního plánování, které bere ohledy v oblasti limitů ochrany hodnot půdního fondu, přírody a krajiny. Bylo by proto dobré zabývat tím, zda jsou území k zajištění ekologické stability chráněna před touto nekoncepční výstavbou. Zda a do jaké míry výstavba respektuje přítomnost dálničních přechodů pro volně žijící živočichy a do jaké míry může komerční dálniční krajina přispívat ke zvyšování fragmentace krajiny.

## Pojmy:

*Agenda 21* – souhrnný akční plán, který může být pojat a vytvořen na globální úrovni, národní i lokální a to organizacemi Spojených národů, vládami nebo pracovními skupinami a to v každé oblasti, kde se projevuje vliv lidského působení na životní prostředí. Globální Agenda 21 vznikla na Summitu Země v Rio de Janeiru v roce 1992 ([www.un.org](http://www.un.org)). Zástupci 170 zemí se dohodli na tom, jak systematicky postupovat k udržitelnému rozvoji. Místní Agenda 21 představuje nástroj pro zavádění udržitelného rozvoje na místní a regionální úrovni. Jedná se o proces, který prostřednictvím zkvalitňování správy věcí veřejných, strategického plánování a řízení a zapojování veřejnosti zvyšuje kvalitu života ve všech jeho aspektech ([www.mzp.cz](http://www.mzp.cz)).

*Brownfields* – pozemky a budovy v urbanizovaném území, které ztratily svoje původní využití. Často způsobují ekologické škody ([www.brownfields.cz](http://www.brownfields.cz)).

*Inbreeding* – křížení mezi blízkými příbuznými, jako jsou rodiče a jejich potomci, sourozenci, bratraci a sestřenice, nebo samooplození u oboupohlavních druhů. Dochází k němu když selhávají mechanismy bránící příbuzenskému křížení, zejména pokud je populace velmi malá a výběr partnera není náhodný (Primack et al. 2001).

*Matrice* – plošně převládající, nejvíce zastoupený a prostorově nejpropojenější typ krajinné složky, který hraje dominantní roli ve fungování krajiny ([suburbanizace.cz](http://suburbanizace.cz)).

*Metapopulace* – regionální populace skládající se z určitého počtu prostorově oddělených, avšak vzájemně čas od času komunikujících subpopulací obývajících „ostrov“ s vhodnými podmínkami pro její alespoň krátkodobou existenci (Sklenička, 2003).

*Natura 2000* – celistvá evropská soustava území se stanoveným stupněm ochrany, která umožňuje zachovat přírodní stanoviště a stanoviště druhů v jejich přirozeném areálu rozšíření ve stavu příznivém z hlediska ochrany nebo případně umožní tento stav obnovit (Anděl et al. 2005)

*Okrajový efekt* – dochází k němu v případě rozdělení stanoviště (fragmentací) a projevuje se vyššími výkyvy v množství dopadajícího světla, teploty, vlhkosti a rychlosti větru. Je typický pro ekotony (okrajová stanoviště), tedy hraničního území mezi původním a narušeným stanovištěm (Primack et al. 2001).

*Ploška* – nelineární území na zemském povrchu, lišící se nápadně od okolí. Vyznačuje se variabilitou ve velikosti, tvaru, heterogenitě a leží na pozadí okolní matrice (Kovář 2008).

*Politika územního rozvoje ČR* – celostátní nástroj územního plánování, který slouží pro koordinaci územního rozvoje na celostátní úrovni. Určuje strategii a požadavky na konkretizaci úkolů územního plánování. Stanovuje republikové priority územního plánování pro zajištění udržitelného rozvoje území ([www.mmr.cz](http://www.mmr.cz)).

*(sít) Smaragd* - (1989), síť oblastí zvláštního zájmu ochrany (Areas of Special Conservation Interest), je založena na základě Úmluvy o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť (Bernská úmluva) a je formálně považována za přípravu ke Směrnici o biotopech 92/43/EEC. Je založena na principech Natury 2000 a představuje rozšíření do zemí mimo ES. Sekretariát Úmluvy sídlí v Radě Evropy ([www.eeconet.org](http://www.eeconet.org)). Kromě 40 evropských států se k dohodě připojily Senegal, Burkina-Faso a Tunisko (Primack et al. 2001).

*Rada Evropy* – evropská instituce usilující v rámci Evropy o rozšíření základních demokratických principů založených na základě Evropské úmluvy o lidských právech a základních svobod a jiných dokumentech v oblasti ochrany jednotlivců ([www.coe.int](http://www.coe.int)).

*Road-effect zone* – plocha, na kterou působí významné ekologické vlivy rozšiřující se ven od silnice. Často je tato plocha širší než samotný povrch silnice s bezprostředními okraji. Šíře této plochy je vůči silnici asymetrická a průměrná vzdálenost od silnice činí asi 600 m (Forman, Deblinger 2000).

*Urban sprawl* – forma suburbanizace, která se vyznačuje prostorově velmi roztráštěným a nekompaktním rozvojem, extrémně nízkou hustotou osídlení a velmi vysokou segregací funkcí (Downs 1999). Tato forma je ekonomicky nákladnější a k životnímu prostředí nepříznivější než koncentrovaná forma suburbanizace (Sýkora 2002) a nespĺňuje kritéria kladená na udržitelný rozvoj osídlení a krajiny (EC 1996).

*ÚSES* - vzájemně propojený soubor přirozených i pozmeněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu. Rozlišuje se místní, regionální a nadregionální systém ekologické stability (zákon č. 114/1992 Sb.)

## Seznam použité literatury:

### Publikovaná literatura:

- Anděl P., 2009: Fragmentace krajiny a proces EIA. EIA – IPPC – SEA XIV/2: 4 – 6.
- Anděl P., 2005: SEA a fragmentace krajiny. EIA – IPPC – SEA 4: 2 – 3.
- Anděl P., Gorčicová I., Hlaváč V., Miko L. et Andělová H., 2005: Hodnocení fragmentace krajiny dopravou, metodická příručka, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Anděl P., Andreas M., Gorčicová I., Hlaváč V., Mináriková T., Romportl D., Strnad M. et Zieglerová A., 2009: Koncepce ochrany migračních koridorů velkých savců a územní systém ekologické stability. ÚSES – zelená páteř krajiny: 5 – 12.
- Bennett G., 1997: Habitat fragmentation: The European dimension. in Canters K. (ed.): Habitat Fragmentation & Infrastructure. Proceedings of the international conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering, 17 – 21 September 1995: Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, Maastricht and The Hague, The Netherlands: 61 – 69.
- Daniels T. L. et Daniels K., 2003: Environmental Planning, from The Environmental Planning Handbook for Sustainable Communities and Regions. in Birch E. L. (ed.): The Urban and Regional Planning Reader: Routledge, Oxon: 298 – 306.
- Ding J., Mack R.N., Lu P., Ren M. et Huang H., 2008: China's booming economy is sparking accelerating biological invasions. Bioscience 58: 317 – 324.
- Doerr, V.A.J., Barrett, T. et Doerr, E.D., 2011: Connectivity, dispersal behaviour, and conservation under climate change: a response to Hodgson et al. Journal of Applied Ecology, 48:143 – 147.
- Downs, A., 1999: Some realities about sprawl and urban decline. Housing Policy Debate 10 (4): 955 – 974.
- Driessen, P.M. et Konijn, N.T., 1992: Land-use Systems Analysis. Wageningen Agric. Univ., Wageningen.
- EC, 1996: European Sustainable Cities. European Commission, Brussels, Luxembourg.
- Fladmark, J.M., Mulvagh G.Y. et Evans, B.M., 1991: Tomorrow's architectural Heritage. Countryside Commission for Scotland: Mainstream Publishing, Edinburgh.

Forman R.T.T., 1995: Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge Univ. Press. Cambridge, UK.

Forman R. T. T. et Godron M., 1986: Landscape Ecology. John Wiley & Sons, Inc.

Forman R., 1999: Spatial Models as an Emerging Foundation of Road System Ecology and a Handle for Transportation Planning and Policy. In Evink, G.L., Garrett, P. et Zeigler, D. (eds.): Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. FL-ER-73-99. Florida Dept of Transportation, Tallahassee, Florida: 119–124.

Forman R. T. T., Fridedman D. S., Fitzhenry D., Martin J. D., Chen A. S., et Alexander L. E., 1997: Ecological effects of roads: Toward free summary indices and an overview for North America. in Canters K. (ed.): Habitat Fragmentation & Infrastructure. Proceedings of the international conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering, 17 – 21 September 1995. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, Maastricht and The Hague, The Netherlands: 40 – 54.

Forman R. T. T. et Alexander L. E., 1998: Roads and their Major Ecological Effects, Annual Reviews Ecol. Syst. 29: 207 – 231.

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. et Deblinger R. D., 2000: The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban Highway. Conservation Biology 14: 36 – 46.

Gremlica T., 2002: Neuspořádaný, neregulovaný a z dlouhodobého hlediska neudržitelný růst městských aglomerací. In Sýkora L. (ed.) Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky. Ústav pro ekopolitiku, o. p. s., Praha: 21 - 38.

Haddad, N.M., Bowne, D.R., Cunningham, A., Danielson, B.J., Levey, D.J., Sargent, S. et Spira, T., 2003: Corridor use by diverse taxa. Ecology 84: 609 – 615.

Halfwerk W., Holleman L.J.M., Lessells C(Kate).M. et Slabbekoorn H., 2011: Negative impact of tradic noise on avian reproductive Access. Journal of Applied Ecology 48: 210 – 219.

Hayden D., 2009: The Shapes of Suburbia, From Building Suburbia: Green Fields and Urban Growth, 1820 – 2000 (2003). in Birch E. L. (ed.): The Urban and Regional Planning Reader. Routledge, Oxon: 83 – 87.

Hilty, J.A., Lidicker, W.Z. et Merenlender, A.M., 2006: Corridor Ecology. The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation. Island Press, Washington, D.C.

Hobbs, R.J., Higgs, E. et Harris, J.A., 2009: Novel Ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 599 – 605.

Hodgson, J.A., Thomas, C.D., Wintle, B.A. et Moilanen, A., 2009: Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46: 964 – 969.

Hodgson, J.A., Moilanen A., Brendan A. W. et Thomas, C.D., 2011: Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology* 48: 148 – 152.

Caughley G., 1994: Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215 – 244.

Chuman T. et Romportl D. 2008: Spatial pattern of suburbanization in the Czech Republic. In Dresslerova J. (ed.): *Venkovská krajina 2008*. Sborník z 6. ročníku mezinárodní mezioborové konference konané 23. – 25. května v Hostětíně. Bílé Karpaty, CZ-IALE, Kostelec nad Černými lesy.

Jaeger, J. A. G., 2000: Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115 – 130.

Jongman, R. H. G., 1995: Nature conservation planning in Europe: developing ecological network. *Landscape and Urban Planning* 32: 169 – 183.

Kotkin J., 2009: Suburbia: Homeland of the American Future, *The Next American City* (2006). in Birch E. L. (ed.): The Urban and Regional Planning Reader. Routledge, Oxon: 41 – 46.

Kirby K. J., 1997: Habitat fragmentation and infrastructure: Problem and research. In Canters K. (ed.): *Habitat Fragmentation & Infrastructure*. Proceedings of the international conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering, 17 – 21 September 1995. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, Maastricht and The Hague, The Netherlands: 32 – 39.

Knick, S. T. et Rotenberry J. T., 1997: Landscape characteristics of disturbed shrubsteppe habitats in southwestern Idaho (U.S.A.). *Landscape Ecology* 12: 287–297.

Kovář P., 2008: Ekosystémová a krajinná ekologie (textové teze). Univerzita Karlova v Praze, Karolinum, Praha.

Kowarik, I., 1990: Some responses of flora and vegetation to urbanization in central Europe. In Sukopp H., Hejny S. et Kowarik I. (eds): *Urban Ecology*. SPB Academic Publishing, The Hague: 45 – 74.

Kozlov M. V. et Zverava E. L., 2007: Industrial barrens: extreme habitats created by non-ferrous metallurgy. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 6: 231 – 259.

Krajíček L., 2009: Zásady územního rozvoje, SEA a udržitelný rozvoj. EIA – IPPC – SEA XIV/3: 6 – 11.

Li T., Shilling F., Thorne J., Li F., Schott H., Boynton R. et Berry A. M., 2010: Fragmentation of China's landscape by roads and urban areas. *Landscape Ecology* 25: 839 – 853.

Lipský Z., 2000: Sledování změn v kulturní krajině. Lesnická práce, s. r. o., ČZU, Kostelec nad Černými lesy.

Löw J. et Míchal I., 2003: Krajinný ráz. Lesnická práce, s.r.o., Písek.

McDonnell M.J., Pickett S.T.A., Groffman P., Bohlen P., Pouyat R.V., Zipperer W.C., Parmelee R.W., Carreiro M.M. et Medley K., 1997: Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems* 1: 21 – 36.

Mac Arthur R.H. et Wilson E.O., 1967: *The Theory of Island Biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton.

Médail F., Roche P. et Taton T., 1998: Functional Gross in phytoecology: an application to the study of isolated plant communities in Mediterranean France. *Acta Oecologica* 19 (3): 263 – 274.

Míchal I., 1994: *Ekologická stabilita*. Veronica. Brno.

Miko L. et Hošek M. (eds.) 2009: *Příroda a krajina České republiky: Zpráva o stavu 2009*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.



Moor J. H. et Warah R., 2009: The State of the World's Cities, Global Outlook: International Urban Research Monitor (2002). In Birch E. L. (ed.): The Urban and Regional Planning Reader. Routledge, Oxon: 7 – 13.

Mortelliti A., Giovanni A., Capizzi D., Cervone C., Fagiani S., Pollini B. et Boitani L., 2011: Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. *Journal of Applied Ecology* 48: 153 – 162.

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.

Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Nilon C.H., Pouyat R.V., Zipperer W.C. et Costanza R., 2001: Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 127–157.

Postránecký J., 2010: Zásady urbánní politiky. *Urbanismus a územní rozvoj* XIII/3, 3 – 8.

Prillewitz F.C., 1997: Fragmentation, not for ever. In Canters K. (ed.): *Habitat Fragmentation & Infrastructure. Proceedings of the international conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering*, 17 – 21 September 1995. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, Maastricht and The Hague, The Netherlands: 26 – 30.

Primack R. B., Kindlmann P., Jersáková J., 2001: *Biologické principy ochrany přírody*. Portál, s. r. o., Praha.

覃风飞, 安树青, 卓元午, 项华均, 郑建伟, 2003: 陈兴龙景观破碎化对植物种群的影响 (Qin F., An S., Zhuo Y., Xiang H., Zheng J. et Chen X., 2003: Effect of landscape fragmentation on plant populations). *Chinese Journal of Ecology* 22 (3): 43 – 48.

Quinn J.F. et Harrison S.P., 1988: Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness-evidence from biogeographic patterns. *Oecologia* 75: 132 – 140.

Reznicek A.A., 1980: Halophytes along a Michigan roadside with comments on the occurrence of halophytes in Michigan. *The Michigan Botanist* 19: 23 – 30.

Rishbeth J., 1948: The flora of Cambridge walls. *Journal of Ecology* 36: 136 – 148.

Romportl D. et Chuman T., 2010: Změny struktury krajiny vlivem rezidenční a komerční suburbanizace v České republice. Suburbanizace.cz.

Saunders D. A., Hobbs R. J., Margules C. R., 1991: Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18 – 32.

Sedmidubský V., 2007: Hlavní koncepce rozvoje v sektoru doprava. *Urbanismus a územní rozvoj* X/3, 30 – 38.

Seltzer E., 2002: Suburbanizace a její ekologické, ekonomické a sociální důsledky: poučení z vývoje v Portlandu. In Sýkora L. (ed.) *Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky*. Ústav pro ekopolitiku, o. p. s., Praha: 81 – 100.

Sklenička P., 2003: *Základy krajinného plánování*. Naděžda Skleničková, Praha.

Slabbekoorn, H. et Ripmeester, E.A.P., 2008: Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology* 17: 72 – 83.

Sýkora L. (ed.), 2002: *Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky*. Ústav pro ekopolitiku, o. p. s., Praha.

Ursic K. A., Kenkel N.C. et Larson D. W., 1997: Revegetation dynamics of cliffs faces in abandoned limestone quarries. *Journal of Applied Ecology* 34: 289 – 303.

U.S.. Department of Housing and Urban Development, 2009: *Megaforces Shaping the Future of the Nation's Cities*, from *The State of the Cities* (2000). In Birch E. L. (ed.): *The Urban and Regional Planning Reader*. Routledge, Oxon: 14 – 20.

Vorel I., 1999: Prostorové vztahy a estetické hodnoty. In: Vorel I. et Sklenička P. (eds): *Péče o krajinný ráz: cíle a metody*. ČVUT, Praha: 20 – 27.

Watts K, Eycott A. E., Handley P., Ray D., Humphrey J. W. et Quine Ch. P., 2010: Targeting and evaluating biodiversity conservation action within fragmented landscapes: an approach based on generic focal species and least-cost networks. *Landscape Ecology* 25: 1305 – 1318.

Williams N. S. G., Schwart, M. W., Vesk P.A., McCarthy M. A., Hahs A. K., Clemants S. E., Corlett R. T., Duncan R. P., Norton B. A., Thompson K. et McDonnell M.J., 2009: A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of Ecology* 97: 4 – 9.

Woodell S.R.J., 1979: The flora of walls and pavings. In Laurie I.C. (ed): Nature in Cities. John Wiley & Sons, New York: 135 – 156.

### **Legislativa:**

Zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), ve znění pozdějších předpisů.

### **Internetové zdroje:**

Jackson J., 2003: Brownfields klasifikace a kategorizace. Brownfields Papers Seriál, IURS.

<http://www.brownfields.cz/ceske-zdroje/clanky-a-prispevky/clanky-brownfields/>

staženo 15.4.2011

<http://www.ceskedalnice.cz/dalnice/d5>

<http://www.ceskedalnice.cz/schema/d5>

staženo 13.3.2011

<http://www.coe.int/aboutcoe/index.asp?page=quisommesnous&l=en>

staženo 15.4.2011

<http://commons.wikimedia.org/wiki/Category:E50>

staženo 28.3.2011

<http://www.eeconet.org/eeconet/index.html>

staženo 27.11.2010

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31996D1692:CS:HTML>

staženo 4.4.2011

<http://www.mmr.cz/Uzemni-planovani-a-stavebni-rad/Koncepce-Strategie/Politika-uzemniho-rozvoje-Ceske-republiky>

staženo 15.4.2011

<http://ms.sowac->

[gis.cz/mapserv/dhtml\\_zchbpej/index.php?project=dhtml\\_zchbpej&layers=kraj](http://gis.cz/mapserv/dhtml_zchbpej/index.php?project=dhtml_zchbpej&layers=kraj)

staženo 10.3.2011

[http://www.mzp.cz/cz/mistni\\_agenda\\_21](http://www.mzp.cz/cz/mistni_agenda_21)

staženo 15.4.2011

Dálnice D5 Praha – Plzeň – Německo: Ředitelství silnic a dálnic ČR.

<http://www.rsd.cz/Silnicni-a-dalnicni-sit/Dalnice>

staženo 16.10.2010

[http://www.suburbanizace.cz/slovnicek/kraj\\_matrice.htm](http://www.suburbanizace.cz/slovnicek/kraj_matrice.htm)

staženo 20.4.2011

<http://www.un.org/esa/dsd/agenda21/>

staženo 15.4.2011

## Mapové servery:

<http://geoportal.cenia.cz>, resp. <http://geoportal.gov.cz>

data z roku 2011

[http://geoportal2.uhul.cz/wms\\_opr!?SERVICE=WMS](http://geoportal2.uhul.cz/wms_opr!?SERVICE=WMS)

data z roku 2011

<http://www.sowac-gis.cz>

data z roku 2011

<http://heis.vuv.cz/data/webmap/isapi.dll?>

data z roku 2011