

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzické geografie a geoekologie



**HODNOCENÍ ZMĚN STRUKTURY KRAJINY
V MODELOVÉM ÚZEMÍ KAČINA**

Evaluation of landscape structure changes in Kacina key study

Bakalářská práce

Anežka Paločková

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Třebíč 2010

Prohlašuji, že jsem zadanou bakalářskou práci vypracovala sama, a že jsem uvedla veškeré použité informační zdroje.

V Třebíči dne 20.5.2010

.....

podpis

Na tomto místě děkuji svému školiteli RNDr. Dušanovi Romportlovi, Ph.D. za pečlivé a zodpovědné vedení práce, jeho cenné rady a kritické připomínky.

Poděkování patří také Ing. Janu Skaloši, Ph.D. a Mgr. Pavlovi Kuklovi za poskytnutí dat a možnost odborné konzultace.

A v neposlední řadě velký dík patří mé veliké rodině a přátelům. Děkuji za Vaši podporu a trpělivost, kterou jste mě zahrnovali během celého studia.

Abstrakt

Práce se zabývá hodnocením změn krajinné struktury v dlouhých časových úsecích s využitím geoinformačních systémů. Obsahuje shrnutí problematiky hodnocení krajinné struktury pomocí ekologických indikátorů s využitím historických map formou rešerše a leteckých snímků a analýzu změn krajinné struktury v zájmovém území Kačina pomocí vybraných krajinných metrik.

Klíčová slova

Krajinná struktura, Ekologické indikátory, Krajinné metriky, Hodnocení změn struktury krajiny, Geografické informační systémy

Abstract

The study deals with the evaluation of changes in landscape structure for long periods of time using GIS. Contains a search from problematic of the evaluation of landscape structure using ecological indicators using historical maps and aerial photographs and analysis of changes in landscape structure in the area of interest Kačina using selected landscape metrics.

Keywords

Landscape structure, Ecological indicators, Landscape metrics, Evaluation of landscape structure changes, Geographic information systems

Obsah

1. Úvod	7
2. Hodnocení změn struktury krajiny v dlouhých časových úsecích	8
2.1. Krajinná struktura	8
2.1.1. Skladebné části struktury krajiny	8
2.1.2. Typy struktury krajiny	10
2.1.3. Heterogenita krajiny	11
2.2. Ekologické indikátory	12
2.2.1. Výběr indikátorů	13
2.2.2. Základní typy indikátorů	14
2.2.3. Krajinné indikátory	16
2.3. Krajinné metriky a počítačové programy pro jejich výpočet	17
2.3.1. Úrovně krajiny pro aplikaci metrik	17
2.3.2. Význam rozlišení – správná volba měřítka	19
2.3.3. Rozdělení metrik	21
2.3.4. Základní charakteristika vybraných metrik	24
2.3.5. Srovnání počítačových programů pro výpočet krajinných metrik	26
2.4. Problematika datových zdrojů	27
2.4.1. Typy datových zdrojů pro analýzu krajinné struktury	27
2.4.2. Mapové (analogové) podklady	28
2.4.3. Digitální data – satelitní a letecké snímky	30
3. Základní charakteristika zájmového území	33
3.1. Vymezení zájmového území	33
3.2. Geologické poměry	34
3.3. Geomorfologické poměry	35
3.4. Pedologické poměry	37
3.5. Klimatické poměry	38
3.6. Hydrologické poměry	39
3.7. Biogeografické poměry	40

4. Metodika a data	42
4.1. Datové zdroje a mapové podklady	42
4.2. Vybrané metriky pro analýzu zájmové oblasti	42
5. Změny struktury krajiny v zájmovém území	45
5.1. Kvantitativní změny krajinné struktury	45
5.1.1. Změny počtu, velikosti a délky okrajů plošek	45
5.1.2. Změny tvaru plošek	47
5.1.3. Změny rozmanitosti (diverzity) plošek	48
5.1.4. Změny fragmentace plošek	48
5.2. Zásadní dopady změn struktury krajiny na procesy v krajině	49
6. Diskuze metodiky a výsledků práce	51
7. Závěr	52
8. Zdroje	53
Přílohy	63

1. ÚVOD

Krajina je komplexní, dynamicky se měnící systém. V každém okamžiku dochází k jejím změnám, které jsou přírodního nebo antropogenního původu, přičemž stále vzrůstá intenzita změn antropogenních. V současnosti je krajina natolik pozměněná člověkem, že již téměř neexistuje v přírodní podobě a převažuje tedy krajina kulturní.

Sledování změn kvality a struktury krajiny patří mezi základní předměty studia krajinné ekologie. V 1. polovině 20. století v souvislosti se vznikem a rozvojem leteckého a později družicového snímkování a s možností zpracování těchto snímků pomocí výpočetní techniky získalo hodnocení krajiny, především z hlediska její struktury a dynamiky nový rozměr. Stále přesnější a efektivnější využití informačních technologií pro interpretaci snímků krajiny nám umožňuje kvalitní zhodnocení jejich změn a predikci možného vývoje do budoucna.

V současné době je hodnocením struktury krajiny předmětem mnoha studií (Griffith et al. 2000, Gustafson 1998, Jessel 2006, Lausch and Herzog 2002, Leitão et al. 2006, Lipský 2000, Nagendra et al. 2004, Umeaa et al. 2009).

Tato bakalářská práce se zabývá analýzou a hodnocením změn krajinné struktury v zájmovém území Novodvorská – Kačina, ležící nedaleko obce Kutná hora. Hodnocení proběhlo na základě dat získaných leteckým snímkováním a jejich analýzou pomocí moderních informačních technologií – geoinformačních systémů.

Cíle práce:

- Rešerše problematiky změn struktury krajiny a možností jejich hodnocení pomocí krajinných indikátorů s využitím geoinformačních systémů.
- Kvantifikace a zhodnocení změn krajinné struktury a jejich dopadů v zájmovém území Kačina.

Pracovní hypotéza:

- V 2. polovině 20. století došlo v zájmovém území k významným změnám krajinné struktury, které měly zásadní dopady na krajinné funkce.

2. HODNOCENÍ ZMĚN STRUKTURY KRAJINY V DLOUHÝCH ČASOVÝCH ÚSECÍCH

2.1. Krajinná struktura

Dle Formana a Godrona (1993) je krajinou „ekologicky heterogenní území, složené ze specifické sestavy ekosystémů, které jsou ve vzájemné interakci“. Heterogenitou rozumíme rozčlenění krajiny na velké množství jednotlivých složek, které vytváří určitou strukturu krajiny.

Krajinná struktura je vědci chápána v kontextu krajinné ekologie několika způsoby:

- „*Struktura krajiny je určována parametry krajinných elementů, a to parametry individuálními: ekologickým typem, rozlohou, tvarem, původem; a skupinovými: heterogenitou, počtem a konfigurací*“ (Mimra, 1995).
- „*Krajinná struktura vypovídá o prostorových vztazích mezi rozlišenými ekosystémy v krajině, které jsou ovlivněny rozdělením energie, materiálů a druhů ve vztahu k velikosti, počtu, tvaru, druhu a konfiguraci krajinných složek*“ (Turner 1989).
- Zonneveld (1995) definuje strukturu krajiny jako „*to, co z krajiny vidí oči ptáka ve směru kolmém nebo šikmém k povrchu zemskému*“.

Krajinná struktura je jeden ze tří základních předmětů studia krajinné ekologie. Společně s dynamikou a funkcí krajiny vytváří komplexní systém, jehož jednotlivé složky jsou ve vzájemné interakci. Krajinná ekologie vychází z předpokladu silné závislosti a interakce mezi krajinnou strukturou a ekologickými funkcemi a procesy (Gustafson 1998). Ovlivňuje tak většinu funkčních vztahů v krajině i její dynamiku (Buechner 1989, Gustafson 1996, Hanski and Ovaskainen 2003, Romero et al. 2009, Taylor 1993, Yao et al. 1999).

2.1.1. Skladebné části struktury krajiny

Z hlediska krajinné ekologie jsou rozlišeny tři základní skladebné části struktury krajiny, nazývané též krajinnými složkami či elementy, a to krajinná matrice (matrix), krajinné plošky (enklávy) a krajinné koridory (Forman a Godron 1993).

Matrice

Matrice je nejrozsáhlejší a prostorově nejspojitéjší skladebná součást krajiny (Sklenička 2003). Jedná se o relativně homogenní území (v daném měřítku) obklopující jednotlivé krajinné enklávy. Pro určení matrice v určitém území navrhli Forman a Godron (1993) tři základní kritéria: relativní plochu, spojitost a vliv na dynamiku krajiny.

Ploška

Jako *ploška (enkláva)* je dle Formana a Godrona (1993) označován „neliniový, tedy plošný útvar, vzhledem se lišící od svého okolí, často obklopený krajinnou maticí. Plošky se liší původem, velikostí, tvarem, typem, heterogenitou i vlastními hranicemi.“

Dle původu rozlišuje Lipský (1998) enklávy disturbanční (vzniklé narušením matrice), zbytkové (pozůstatky dřívější krajinné matrice), regenerující (vzniklé sukcesí z narušené krajinné matrice), zdrojové (existenčně vázané na určitý zdroj prostředí – př. pramen), introdukované (vzniklé v důsledku inrodukce nepůvodních druhů) a přechodné (podmíněné krátkodobými změnami faktorů prostředí).

Forman a Godron (1993) rozlišují tři nejtypičtější tvary plošek – isodiametrický (stejných rozměrů), protáhlý a úzký – a dva specifické tvary – prsteneček a poloostrov.

Koridor

Za *koridor* je považován „úzký pruh země, který se liší od krajinné matrice na obou stranách“ (Forman a Godron 1993). Koridory vznikají podobným způsobem jako plošky, ale vyznačují se výrazně protáhlým (liniovým) tvarem a specifickou funkcí v krajině (Lipský 1998).

Dle Lipského (1998) mezi jejich nejdůležitější funkce patří:

- umožnění a usměrnění pohybu ekologických objektů v krajině
- bariérový účinek
- propojení krajinných enkláv
- působení na okolní matici
- poskytnutí útočiště, případně i trvalých existenčních podmínek některým biotickým druhům.

Jelikož mají koridory téměř identický způsob vzniku jako plošky, mají také dle vzniku stejné typologické rozdělení.

Základními charakteristikami krajinných koridorů jsou tvar, délka, šířka a spojitost.

Dle prostorově funkčních hledisek se rozlišují tři základní typy koridorů (Lipský 1998):

- ❖ liniové – úzké koridory bez vnitřního prostředí (např. meze, silnice, živé ploty)
- ❖ pásové – širší pruhy s vlastním prostředím (př. široké pruhy vedení vysokého napětí)

❖ proudové – různě široký pás například podél vodních toků.

Specifickou funkci v krajině plní biokoridory (biotické koridory). Jsou to krajinné segmenty spojující biocentra a umožňující migraci organismů mezi nimi (Lipský 1998). Řadíme mezi ně například živé ploty, vodní toky či větrolamy. Vyznačují se bohatým druhovým složením a příznivým stabilizačním působením na okolní krajinu. Hrají také významnou estetickou roli (Lipský 1998).

2.1.2. Typy struktury krajiny

Jednotlivé skladebné části nacházející se v krajině vytvářejí dohromady celkovou strukturu krajiny. Dle prostorového rozložení daných složek krajiny můžeme krajinu klasifikovat a vytvářet její typologie.

Pro vyjádření celkové krajinné struktury – uspořádání krajinných složek – se v angličtině používá výraz „pattern“ (O’Neill et al. 1988) do češtiny jen obtížně přeložitelný, interpretuje se jako „prostorový vzor“ (Lipský 1998).

Typy struktury krajiny jsou vytvářeny na základě určitých charakteristik. Nejdůležitější z nich shrnuje Lipský (1998):

- Mozaikovitost
- Poréznost
- Kontrast
- Krajinná diverzita
- Konektivita
- Zrnitost
- Tvar hranic

Dle uspořádání krajinných prvků Forman a Godron (1993) rozlišují čtyři základní typy rozmístění: pravidelné, ve shlucích, lineární a paralelní.

Základní klasifikaci uspořádání krajinných složek z hlediska povahy jednotlivých krajinných složek (množství, velikost, tvary, typy) i z hlediska celé kompozice složek vytvořil Zonneveld (1995):

- ❖ Mozaika – více či méně pravidelná struktura s minimálním zastoupením koridorů, jednotlivé elementy jsou si velikostně podobné. Nejpravidelnější formou je „šachovnice“, tato forma se ale v přírodě běžně nevyskytuje.
- ❖ Mřížka – tvořena převážně liniiovými prvky, které mohou být uspořádány nahodile či pravidelně.
- ❖ Izolované enklávy – tvořeny navzájem izolovanými krajinnými elementy, pokud jsou tyto prvky relativně malé, můžeme strukturu označit jako bodovou.
- ❖ Prolínaná struktura – jednotlivé prvky se vzájemně prolínají. Často mají členité okraje.

- ❖ Zonace – strukturní prvky jsou souběžně uspořádané a dochází ke gradačnímu přechodu. Pokud dochází v uspořádání k pravidelnému střídání komponentů, je tento jev označován jako „alternace“.
- ❖ Postupný přechod – prvky postupně přechází z jednoho typu v druhý s těžce rozeznatelnou či nerozeznatelnou hranicí mezi nimi.

Pro kvantifikaci krajinné struktury rozlišuje McGarigal (2002) krajinnou kompozici a konfiguraci. *Krajinná kompozice* vypovídá o přítomnosti a počtu jednotlivých tříd krajinných prvků bez určení jejich prostorového rozložení, naproti tomu *krajinná konfigurace* popisuje prostorové rozmístění jednotlivých tříd prvků v krajině, vlivu jejich vzájemné interakce na rozmístění a rozlohu plošek nebo podává informace o tvaru plošek.

2.1.3. Heterogenita krajiny

Každá krajina je na určité úrovni heterogenní, vyznačující se velkou složitostí a proměnlivostí v čase i prostoru (Gustafson 1998). Při stanovení míry heterogenity je proto zásadní použít měřítko, ve kterém krajinu hodnotíme.

Pro charakteristiku uspořádání krajinných složek se především ve střední Evropě rozlišují dva typy heterogenity – mikroheterogenita a makroheterogenita.

Mikroheterogenita znamená, že soubor typů krajinných složek v blízkosti určitého bodu je podobný všude tam, kde se tento bod v krajině vyskytne (Forman a Godron 1993). Příkladem může být ovocný sad, mozaika živých plotů či pravidelných poliček.

Makroheterogenita je charakteristická tím, že se soubor krajinných složek markantně odlišuje v jednotlivých částech sledovaného území (Forman a Godron 1993). Jasně je tento typ heterogenity patrný například v horských oblastech, kde v nižších partiích převládá lesní vegetace a s rostoucí nadmořskou výškou se mění v klečovou, dále následuje alpský vegetační stupeň a oblast bez vegetačního pokryvu.

Důležité je, že žádná krajina není jen mikroheterogenní či jen makroheterogenní (Forman a Godron 1993).

Kvantifikace krajinné heterogenity je již řadu let předmětem zájmu mnoha ekologů z celého světa (Li and Reynolds 1994, McGarigal 2002, O'Neill et al. 1988). Bylo vyvinuto velké množství kvantitativních indikátorů pro měření krajinné struktury, které se snaží popsat prostorovou heterogenitu. Ovšem jako jediný všeobecně platný závěr se doposud může uvést argumentace, že kvantifikace heterogenity krajiny je velice obtížná,

jelikož jde o velmi komplexní jev (Gustafon 1998), a protože prvky krajinné heterogenity nejsou prozatím přesně definovány (Li and Reynolds 1994).

2.2. Ekologické indikátory

Pro vyjádření jak kvalitativních, tak kvantitativních hodnot krajiny bylo vyvinuto velké množství specifických indikátorů, které popisují krajinu a její složky z mnoha různých úhlů a v různých měřítkách. Doposud ovšem není ustálen jednotný univerzálně uznávaný soubor aplikovatelných indikátorů pro popis jednotlivých krajinných struktur.

Základním krokem je samotná formulace ekologického indikátoru, jeho významu a využití, o kterou se pokusilo mnoho vědců. Zde jsou příklady některých definic:

- *Ekologický indikátor je definován jako „ukazatel, který poskytuje vhled do ekologického problému v širším významu nebo odhaluje trendy či jevy, které nejsou na první pohled patrné“ (Hammond et al. 1995).*
- *Indikátory v ekologii a environmentálním plánování rozumíme ukazatele přítomnosti a velikosti ekologicky významných jevů pro zjištění či hodnocení environmentálních podmínek nebo změn, popřípadě pro sestavení environmentálních cílů. Ekologicky významnými jevy jsou: tlaky, stavy a reakce. (OECD 2003)*
- *Indikátor je zjištěná hodnota reprezentující zkoumaný jev či prvek. V zásadě indikátory slouží ke kvantifikaci ekologických informací získaných shromážděním relevantních dat. (EEA 2003)*
- *Dle Otta (1978) význam indikátoru spočívá v redukci velkého množství dat a vytvoření co nejjednodušší formy, která zachová výpovědní hodnotu dat a bude obsahovat odpovědi na otázky dané problematiky.*
- *Důležitost ekologických indikátorů zdůrazňuje OECD (1999): „Ekologické indikátory jsou významnými zdroji informací pro vytváření politiky. Tvoří důležitý podklad pro ekologická rozhodnutí, monitoring a hodnocení, jelikož poskytují hodnotné a komplexní informace relativně dostupnou cestou.“*

2.2.1. Výběr indikátorů

V současné době existují a jsou využívány stovky indikátorů v závislosti na typu a charakteru řešeného problému, zemi, ve které jsou aplikovány, a subjektivním výběru pracovníka. Mnoho indikátorů vzájemně koreluje, částečně či úplně se překrývají a snižují tak celkovou výpovědní hodnotu. (Uuemaa et al. 2009)

Výběr relevantních indikátorů pro řešení specifického problému je poměrně složitou záležitostí, jelikož je důležité zvážit velké množství faktorů, které mají vliv na daný problém. Pro základní orientaci a správný výběr indikátorů byly vytvořeny tzv. koncepční struktury, které umožňují organizaci indikátorů v kontextu „příčinného sledu“. (Hammond et al. 1995; OECD 1999; Wascher 2004). Nejznámějšími a nejpoužívanějšími z nich jsou koncepty DPSIR, PSR a DSR. Ačkoliv jsou mezi nimi jisté rozdíly, především v terminologii, všechny jsou založené na stejném principu.

PSR

Koncept PSR obsahuje komponenty pressure (tlak) – state (stav) – response (reakce). Koncepcie je založena na předpokladu, že tlak sociálních a ekonomických aktivit na životní prostředí vede ke změně stavu životních podmínek, a to vede k odpovídající reakci společnosti (OECD 1999).

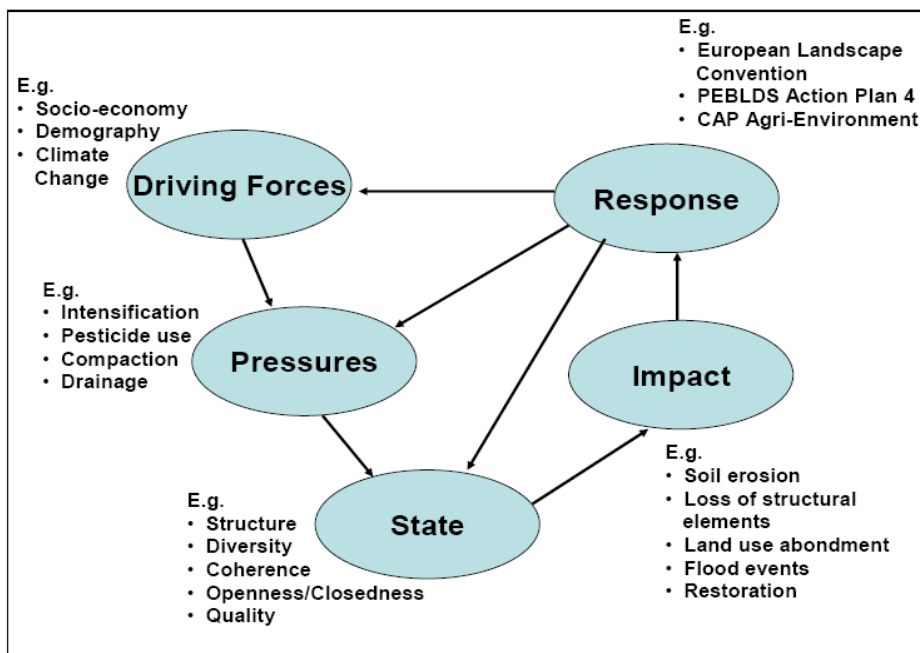
DSR

Další struktura, DSR, je velice podobná předcházejícímu schématu. Jejími složkami jsou driving forces (hnací síly) – state (stav) – response (reakce). V této koncepci je složka tlak nahrazena hnací silou, která zahrnuje širší působení vlivů na životní prostředí. Zatímco tlaky jsou pojaté jako negativní vlivy na prostředí, hnací síla může mít i pozitivní dopady. Hnacími silami je myšlen vliv zemědělství, politických, sociálních ekonomických a kulturních faktorů. (OECD 1999)

DPSIR

DPSIR (Smeets and Weterings 1999) zahrnuje driving forces (hnací síly) – pressure (tlak) – state (stav) – impact (dopady) – response (reakce). Tato struktura zahrnuje všechny komponenty z předchozích schémat a navíc je rozšířena o dopady na prostředí, lidské zdraví, ekologické systémy a další subjekty. Jako samostatné komponenty jsou zde zahrnuty jak tlaky, tak hnací síly. Přitom hnací síly způsobují určité tlaky. Vzájemné působení a vztahy mezi jednotlivými komponenty jsou zobrazeny na obrázku 2.

Obr. 2: Struktura DPSIR



Zdroj: Wascher 2004

Dle dalších autorů jsou významná různá kritéria pro výběr indikátorů. Schomaker (1997) preferuje souhrn kritérií SMART: specific (specifické), measurable (měřitelné), achievable (dostupné), relevant (významné), time-bound (nadčasové). Indikátory by tedy měly být jednoznačně definované, měřitelné v oblasti kvalitativních či kvantitativních dat, dostupné v rámci daných zdrojů dat, odpovídající pro dané území, situaci či stav a citlivé na změny v rámci politických koncepcí. OECD (2001) navrhuje pouze tři výběrová kritéria: politicky relevantní, analyticky korektní a měřitelné. Stanovením kritérií pro výběr ekologických indikátorů se zabývá mnoho dalších vědců (Dale a Beyeler 2001; NRC 2000; Pannell a Glenn 2000; Kurtz et al. 2001; EEA 2005).

Niemeijer a Groot (2008) tato kritéria uspořádali do jednotného přehledu společných kritérií pro výběr indikátorů. Tento přehled se skládá ze sedmi základních okruhů – dle rozměru kritérií – vědecký rozměr, historický, systematický, „intrinsic dimension“ finanční a praktický, dle náročnosti a možnosti získání dat, politický a řídicí rozměr. Celkově tak vymezili a rozčlenili 31 druhů kritérií.

2.2.2. Základní typy ekologických indikátorů

Ekologické indikátory se využívají k monitoringu životního prostředí v rámci krajinné sféry. Kvůli jejich velkému počtu jsou pro snadnější orientaci rozděleny do skupin dle různých kritérií.

Jedno ze základních dělení člení ekologické indikátory na fyzikální, biologické a chemické (Smeets a Weterings 1999).

Popisné, normativní a hybridní indikátory

Podle účelu aplikace jsou indikátory zařazeny do třech základních skupin – popisné, normativní a hybridní. *Popisné indikátory* slouží k popisu stavu systému (Walz 2000) či analýze environmentálních změn (McGeoch 1998). *Normativní indikátory* jsou dle Rempela et al. (2004) využívány pro stanovení budoucích podmínek v rámci řešeného problému (předpisující indikátory) a testování, zda předpovězených podmínek bylo dosaženo (hodnotící indikátory). Někteří vědci (Noss 1990) používají koncept *indikátorů hybridních*, tzn. soubor více či méně od sebe odlišených indikátorů popisných i normativních.

Jednoduché a komplexní

Indikátory lze dále rozčlenit dle toho, zda jsou jednoduché či složené z několika dalších indikátorů. Příkladem jednoduchého indikátoru může být počet prvků v daném ekosystému, komplexním indikátorem je například hustota, pro jejíž výpočet je třeba zjistit další údaje. Základní charakteristikou jednoduchých indikátorů je možnost jejich přímého měření, zatímco komplexní indikátory jsou měřeny nepřímou, většinou pomocí matematických výpočtů zahrnujících další indikátory (Heink, Kowarik 2010). Jednoduché a komplexní indikátory jsou ve vzájemné interakci.

Kvalitativní x kvantitativní

Podle toho, zda je či není možné určitou charakteristiku zkoumaného jevu vyjádřit číselně, lze rozdělit indikátory na kvalitativní a kvantitativní. Kvalitativní indikátory jsou většinou předmětem lidského vnímání a psychologického působení prvků či jevů na člověka.

Všeobecně je spíše snaha o kvantifikaci ukazatelů a o možnost matematického zápisu jejich výpočtu, jelikož tento postup nabízí objektivnější hodnocení.

Existují mnohá další dělení indikátorů, které jsou založeny například na účelu výzkumu, oblasti aplikace (Dale, Beyeler 2001) a jiné.

2.2.3. Krajinné indikátory

Krajinná ekologie se zabývá zkoumáním krajiny z třech nejvýznamnějších hledisek – struktury, funkce a dynamiky krajiny (Turner 1989). Dle zvoleného hlediska hodnocení je možné aplikovat různé indikátory.

Strukturní a funkční indikátory

Strukturní indikátory slouží k hodnocení krajinné struktury – množství, rozlohy, rozložení a vzájemné interakci strukturních prvků. Funkční indikátory vypovídají o fungování krajinných ekosystémů – využívají se tedy například pro hodnocení produkčních, regulačních, informačních funkcí, funkční kapacitě ekosystému etc. (Jessel 2006). Pro hodnocení dynamiky se využívají strukturní či funkční indikátory porovnatelné v různých časových horizontech.

Kvalitativní x kvantitativní indikátory

Ačkoliv při hodnocení krajiny jsou využívány převážně kvantitativní indikátory, podložené přesnými algoritmy, kvalitativní ukazatelé mají také významnou a nezastupitelnou roli, a to především při hodnocení estetiky krajiny (Uuemaa et al. 2009). Její objektivní kvantifikace je velice obtížná až nemožná, jelikož závisí na individuálním psychickém vnímání jedince.

Strukturní indikátory

Pro hodnocení struktury krajiny jsou využívány výhradně kvantitativní indikátory založené na exaktních výpočtech pomocí jasně definovaných matematických algoritmů. Tyto indikátory jsou nazývány jako „krajinné metriky“ (McGarigal 2002). Metriky měří strukturu krajiny jak z hlediska kompozice, tak i z hlediska konfigurace strukturních prvků (Leitão et al. 2006). Jsou zde zahrnuty jednoduché (např. počet plošek) i komplexní indikátory (např. Shannon's diversity index). Velký význam při jejich výběru má zvolené měřítko pro hodnocení krajiny.

2.3. Krajinné metriky a počítačové programy pro jejich výpočet

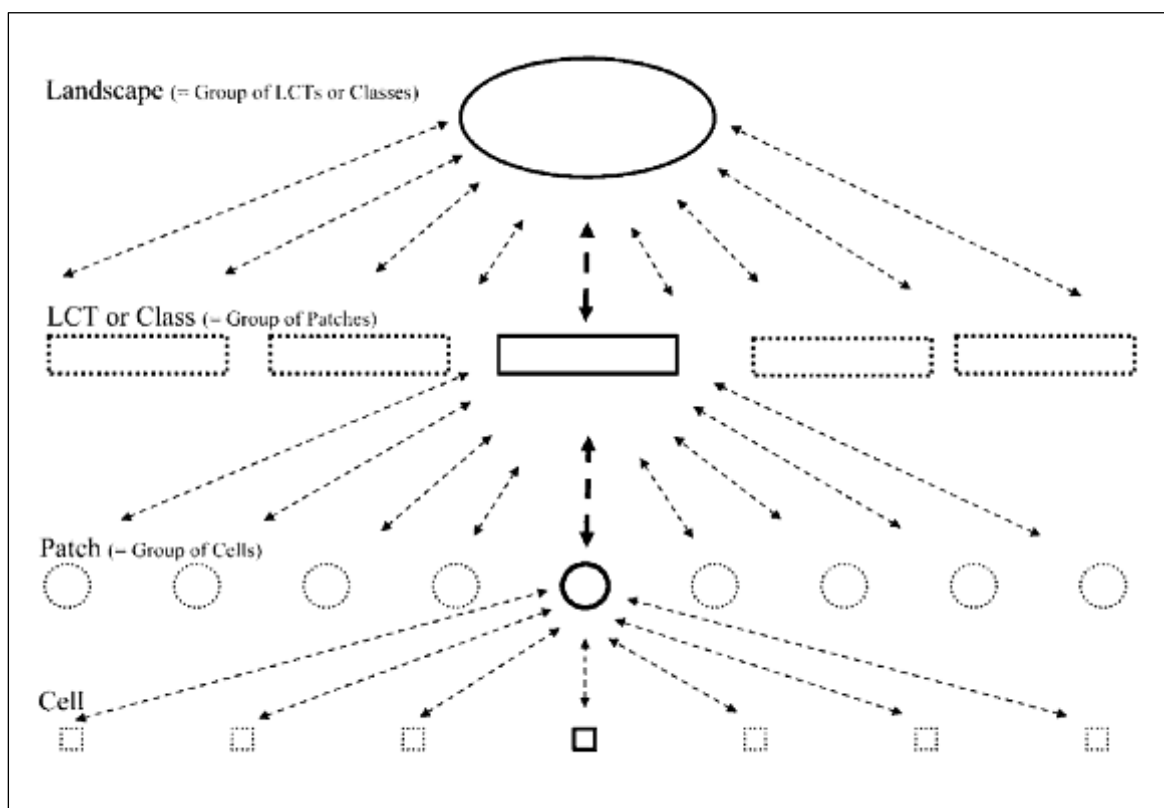
Krajinné metriky se využívají ke kvantifikaci krajinné struktury. Měří a popisují prostorovou strukturu plošek, tříd plošek i celé krajinné mozaiky, podávají informace o celkové kompozici i konfiguraci krajiny (Leitão et al. 2006).

Pro rychlejší a přesnější výpočty krajinných metrik bylo naprogramováno mnoho různých softwarových aplikací v rámci tzv. geoinformačních systémů. Nejznámější a nejrozšířenější z nich jsou extenze Patch Analyst (Rempel et al. 1999), Land Change Modeler (Eastman 2005) a V-LATE (Lang et al. 2003) programu ArcGIS od firmy ESRI, dále FRAGSTATS vytvořený pod záštitou University of Massachusetts Amherst (McGarigal et al. 2002).

2.3.1. Úrovně krajiny pro aplikaci metrik

Krajinu lze analyzovat na čtyřech různých úrovních v závislosti na požadovaném výstupu (Obr.3): úroveň buňky (cell) – možné jen v případě rastrového podkladu, úroveň plošky, třídy a celé krajiny (Leitão et al. 2006). Existují stejné metriky aplikovatelné na všechny typy úrovní, ale i specifické metriky aplikovatelné jen na danou úroveň.

Obr. 3: Konceptní diagram čtyř úrovní krajiny pro aplikaci metrik



Zdroj: Leitão et al. 2006

Jednotlivé úrovně výstižně popisuje Leitão et al. (2006):

Úroveň buňky

Buňkou je nejmenší rozlišovací jednotka, na které je možno provádět výpočty. V případě rastrových dat je to pixel.

Metriky pro tuto úroveň nejsou dosud příliš propracované a aplikovatelné.

Úroveň krajinné plošky

Krajinná ploška je relativně homogenní oblast, která se odlišuje od okolní matrice. V případě vektorových dat je ploška zastoupena bodem, linií či polygonem klasifikovaným jako specifický typ krajinného pokryvu. V případě rastrových dat se jedná o shluk podobných pixelů založený na metodě nejbližšího souseda. Metriky kvantifikují vlastnosti jednotlivých plošek – např. velikost, plocha, vzdálenost nejbližšího souseda – a podávají tak informace o jednotlivých elementech, jejich rozložení v daném území a vzájemných vztazích mezi nimi.

Úroveň třídy

Třídou je skupina prvků stejného typu – např. krajinného pokryvu. U vektorových dat jde o skupinu bodů, linií či polygonů klasifikovaných jako určitý (stejný) typ prvku. V případě rastrových dat je třída skupinou pixelů se stejným klasifikačním zařazením. Metriky jsou počítány pro celé třídy a zahrnují celkovou plochu (velikost), průměrnou velikost prvku, stupeň agregace či fragmentace a další. Většina metrik aplikovaných na úrovni tříd mohou být interpretovány jako indikátory míry fragmentace krajiny, jelikož měří konfiguraci jednotlivých typů prvků. Ve většině studií jsou metriky na úrovni třídy zohledněny jako základní a nejdůležitější a je na ně brán velký zřetel.

Úroveň krajiny

Krajina je zde chápána jako soubor všech krajinných prvků nacházejících se v zájmové oblasti. V rámci vektorových dat se jedná o celkový soubor všech bodů, linií či polygonů v zájmovém území bez ohledu na jejich typ. V případě rastru jsou zahrnuty všechny pixely reprezentující danou oblast také nezávisle na jejich typu. Metriky na úrovni krajiny kvantifikují vlastnosti uspořádání krajinných prvků, rozmanitost prvků, jejich průměrnou velikost, stupeň agregace či fragmentace a výstupem je většinou jediná hodnota pro celou krajinu. Metriky aplikované na této úrovni podávají informace o celkové kompozici a konfiguraci krajinných prvků nezávisle na jejich typech či specifických vlastnostech jednotlivých prvků. Většina krajinných metrik pro charakteristiku celé krajiny může být interpretována jako indikátory heterogenity krajiny. Velké množství metrik je

odvozeno z metrik pro úroveň prvků či tříd nejčastěji sumarizací či průměrováním hodnot za všechny prvky nebo třídy.

2.3.2. Význam rozlišení – správná volba měřítka

„Krajina je zajímavá právě tím, že nám poskytuje 'nekonečné' množství informací. Čím blíže ji zkoumáme, tím více detailů zachytíme.“ (Goodchild, Quattrochi 1997)

Jedním z nejdůležitějších kroků ve výzkumech a analýzách krajinné ekologie je explicitní stanovení měřítka, ve kterém bude výzkum proveden, jelikož na různých úrovních rozlišení dochází k významným změnám pozorovaných strukturních a funkčních prvků krajiny. Je proto nutná velká pečlivost a opatrnost při srovnávání krajiny v různých měřítkách (McGarigal 1995).

Měřítka lze chápat v kontextu prostoru – geografické, prostorové měřítka -, či v časovém rozmezí – měřítka časové, ale i v mnoha dalších dimenzích výzkumu (Goodchild, Quattrochi 1997).

Prostorové měřítka

Výhodou dálkového průzkumu Země a geografických informačních systémů je možnost modelování krajiny v různých rozlišeních – od lokální úrovně po globální (Bian 1997). Na každé úrovni je však potřeba vhodně přizpůsobit zkoumaná data – generalizací, agregací či naopak fragmentací. V případě leteckých či satelitních snímků je primárně měřítka zobrazených dat určeno zorným polem přístroje (skeneru, radiometru) a výškou přístroje nad Zemí. Jeho změny pak probíhají pomocí funkcí v GIS programech. Na základě volby měřítka se provádí různé typy klasifikace.

Nelze jednoznačně stanovit ideální rozlišení pro hodnocení krajinné struktury. Výběr měřítka má rozhodující vliv především na heterogenitu krajiny. Krajina, která se v určitém rozlišení jeví jako homogenní, v jiném měřítku může být heterogenní a naopak. Krajinná heterogenita tak silně omezuje přenos informací z jednoho měřítka na jiné (Quattrochi et al. 1997).

Zurlini et al. (2006) na základě výzkumu retrospektivní resilience současných stanovišť v krajině severní Itálie v různých měřítkách popisuje výpovědní schopnosti krajiny na různých úrovních rozlišení:

- *nízké rozlišení (malé měřítka)* – zobrazuje především vliv klimatu a geomorfologických procesů na krajinnou strukturu, krajina v tomto měřítku se jeví jako relativně stabilní a málo náchylná ke změnám

- *střední rozlišení* – krajinná struktura více ovlivněna rozlohou a rozmístěním krajinných prvků, vegetačním pokryvem a zastavěnými plochami. Na této úrovni jsou již dobře rozeznatelné následky některých, především antropogenních, disturbancí.
- *vysoké rozlišení (velké měřítko)* – v krajinné struktuře jsou patrné lokální disturbance a přírodní interakce. Na této úrovni se krajina jeví jako velice proměnlivá a nestabilní.

Základní úrovně hodnocení krajiny a vhodná prostorová měřítka dle Stejskalové (2004) jsou rozlišeny v následující tabulce:

Tab. 1: Měřítka pro úrovně hodnocení krajiny

Úroveň	Velikost území	Odpovídající měřítka map
globální	Země	1 : 10 000 000 – 100 000 000
evropská	Evropa	1 : 1 000 000 – 20 000 000
nadregionální (národní)	Česká republika	1 : 200 000 – 1 000 000
regionální	okres - region	1 : 50 000 – 200 000
lokální	katastry	1 : 5 000 – 25 000

Zdroj: Stejskalová 2004

Časové měřítko

Multitemporální snímky a historické mapy umožňují srovnávání krajinné struktury v různých časových dimenzích. Volba časových intervalů musí být provedena v závislosti na analyzovaném území a účelu výzkumu. Rozmezí časových horizontů je nutné volit tak, aby byly relevantní pro hodnocení daného problému a zachycovaly všechny důležité změny. V zásadě platí, že čím menší prostorové měřítko je zvoleno - menší rozlišení, tím větší bude měřítko časové - větší časové rozestupy (Goodchild, Quattrochi 1997).

2.3.3. Rozdělení metrik

Dle oblasti zájmu, na kterou se soustředí, lze metriky uspořádat do několika skupin. Přehledné a výstižné uspořádání vytvořil McGarigal (2002) a využil ho v počítačovém programu FRAGSTATS. Metriky jsou zde rozděleny do osmi skupin:

Area/density/edge metrics

Soubor metrik měřících počet, rozlohu plošek a délku hranic vytvořených těmito ploškami. Rozloha a délka plošek, tříd či celé krajiny jsou základními a velmi významnými ukazateli. Indikují krajinnou mozaiku, ovlivňují výskyt a četnost živočišných i rostlinných druhů, velký vliv mají na ekologickou stabilitu krajiny (McGarigal 2002). Tyto základní metriky jsou často zahrnuty ve specializovanějších metrikách v dalších skupinách.

V programu FRAGSTATS je v této skupině zahrnuto celkem 23 metrik. Tři na úrovni plošek, jedenáct na úrovni tříd a devět na úrovni krajiny. Patří sem například plocha plošky (třídy, krajiny), obvod plošky (třídy, krajiny), poloměr gyrace, počet plošek, hustota plošek, hustota okrajů, procentuální podíl rozlohy a další. Extenze pro práci s vektorovými daty, V-LATE (Lang et al. 2003) a Patch Analyst - Patch (Rempel et al. 1999), tyto metriky obsahují téměř ve stejné šíři jako FRAGSTATS. Metriky jsou aplikovatelné v každém programu na všech úrovních hodnocení.

Shape metrics

Soubor metrik pro kvantifikaci tvaru plošek. Společně s rozlohou má tvar plošek velký vliv na mnoho ekologických procesů v krajině. Ovlivňuje například migraci živočichů (Buechner 1989), kolonizaci rostlin (Yao et al. 1999) či strategii obživy živočichů (Forman and Godron 1993).

Ve FRAGSTATS je v této kategorii zahrnuto 20 metrik. Na úrovni plošek šest a na úrovních tříd a krajiny po sedmi. Patří sem například poměr obvod – plocha, index tvaru, index fraktální dimenze, index linearity, index blízkosti a další. Program Patch Analyst - Patch nabízí pouze výpočet statistického rozdělení těchto metrik, jelikož v této extenzi není možný výpočet metrik na úrovni plošek. V-LATE obsahuje 3 metriky této kategorie pro každou úroveň hodnocení (na úrovni tříd a krajiny opět jen statistické rozdělení).

Core area metrics

Metriky jádrových oblastí jsou podmíněny vytvořením jádrových oblastí plošek. Jádrové oblasti jsou vytvořeny pro vybrané plošky na základě definování „hloubky okrajového (ekotonového) efektu“, což znamená vytvoření obalové vrstvy okolo okrajů plošek (McGarigal 2002). Veškeré území mimo tuto vrstvu je vyhodnoceno jako jádrová

oblast. Ekotonový efekt je způsoben přechodem jednoho typu plošky na jiný, kdy rozdílné přírodní či kulturní podmínky ovlivňují rostliny a živočichy (Forman a Godron 1993). Do určité vzdálenosti od okraje dochází k občasnému výskytu druhů ze sousední plošky – např. na poli nedaleko lesa působí „lesní“ predátoři a loví drobnou polní zvěř. Mocnost a intenzita ekotonového efektu se mění v závislosti na druzích organismů a ekologických procesech (Forman a Godron 1993).

Do této skupiny je ve FRAGSTATS zařazeno 21 metrik. Pět na úrovni plošek, sedm na úrovni tříd a šest na úrovni krajiny. Z jednotlivých metrik jsou to například počet, rozloha jádrových oblastí, index jádrových oblastí, index průměrné hloubky okraje, index maximální hloubky, hustota oddělených jádrových oblastí a další. V-LATE a Patch Analyst - Patch nabízejí výpočet těchto metrik v podstatně omezenějším množství.

Isolation/proximity metrics

Metriky izolovanosti a blízkosti plošek. Izolovanost hraje zásadní roli v teorii ostrovní biogeografie (Forman a Godron 1993) a metapopulační teorii (Hanski and Ovaskainen 2003). Izolovanost a blízkost plošek významně ovlivňuje výskyt populací, jejich migraci, dynamiku prostorového rozmístění populací – fragmentaci stanovišť.

Metriky ovšem vypočítají jen matematické vzdálenosti a rozmístění plošek. Pro analýzu výskytu a pohybu organismů je nutné vzít v úvahu také funkční bariéry a specifické vlastnosti jednotlivých populací.

V této kategorii je ve FRAGSTATS zařazeno 12 metrik. Pro každou úroveň čtyři. Patří sem index blízkosti, index podobnosti, euklidovská vzdálenost nejbližšího souseda, funkční vzdálenost nejbližšího souseda a statistické „rozdělení“ těchto metrik na úrovni tříd a krajiny. V-LATE a Patch Analyst - Patch opět disponují oproti FRAGSTATS jen zlomkem počtu těchto metrik.

Contrast metrics

Soubor metrik pro kvantifikaci rozdílnosti (kontrastu) sousedních plošek. Velikost rozdílnosti je počítána s ohledem na ekologické vlastnosti plošek, které jsou v daném měřítku významné pro zkoumané organismy či procesy. Míra kontrastu mezi ploškami má velký vliv na fungování mnoha důležitých ekologických procesů v krajině (Forman and Godron 1993).

FRAGSTATS zahrnuje do této skupiny 7 metrik. Na úrovni plošek je to index kontrastu okrajů, na úrovni tříd a krajiny se jedná o vážený kontrast hustoty okrajů, index rozdílnosti všech okrajů a statistické rozdělení indexu kontrastu okrajů. Patch Analyst - Patch ani V-LATE tyto metriky neobsahují

Contagion/interspersion metrics

Metriky návaznosti a rozptýlení plošek. Návaznost vypovídá o míře agregace plošek stejného typu, zatímco rozptýlení udává míru smíšení různých typů plošek (McGarigal 2002). Metriky jsou založeny výhradně na sousedství jednotlivých plošek. Návaznost i rozptýlení charakterizují krajinou strukturu. Oba ukazatelé vypovídají o sousedství plošek, každý ovšem odlišným způsobem.

Metriky v této kategorii jsou počítány na úrovni tříd a krajiny. Ve FRAGSTATS je zde zahrnuto celkem 15 metrik. Osm na úrovni tříd a sedm na úrovni krajiny. Patří sem například index agregace, index shluku, efektivní velikost sítě a další. V extenzi Patch Analyst - Patch tyto metriky nejsou zahrnuty, V-LATE umožňuje aplikovat tři z nich: splitting index (index rozdělení), effective mesh size (efektivní velikost sítě) a landscape division index (index rozčlenění krajiny).

Connectivity metrics

Metriky propojenosti krajiny. Konektivita (propojenost) krajiny udává, do jaké míry krajina usnadňuje či ztěžuje průběh ekologických toků v krajině (Taylor et al. 1993). Velký význam má především pro existenci a migraci populací a v rámci metapopulační teorie (Hanski and Ovaskainen 2003).

Metriky jsou aplikovány pochopitelně jen na úroveň tříd a úroveň krajiny. Ve FRAGSTATS jsou v této kategorii zařazeny na každé úrovni tři metriky, a to index soudržnosti (návaznosti) plošek, index souvislosti (propojenosti) a index průchodnosti. Ani tyto metriky nejsou součástí extenzí V-LATE či Patch Analyst - Patch.

Diversity metrics

Metriky rozmanitosti plošek. Původně byly vytvořeny pro měření rozmanitosti rostlinných a živočišných druhů, dnes však mají podstatně širší využití (McGarigal 2002). Slouží mimo jiné i ke kvantifikaci krajinné kompozice. Existuje velké množství indikátorů diverzity.

Ve FRAGSTATS jsou metriky založeny na výpočtu dvou základních komponent – bohatosti a pravidelnosti rozložení typů plošek. Aplikace probíhá jen na úrovni krajiny. Je zde zahrnuto 9 metrik, například „bohatost“ plošek, hustota „bohatosti“ plošek, Shannonův index diverzity, Simpsonův index diverzity, Shannonův index pravidelnosti, Simpsonův index pravidelnosti a další. V rámci Patch Analyst - Patch je možné aplikovat Shannonův index diverzity a Shannonův index pravidelnosti. V rámci V-LATE jsou k dispozici kromě těchto dvou ještě metriky dominance a proporce.

2.3.4. Základní charakteristika vybraných metrik

Pro hodnocení změn krajinné struktury jsou zásadní především informace o rozloze, rozmístění, počtu a typu plošek a intenzitě změn těchto charakteristik. Metriky jsou aplikovány na úrovni tříd a krajiny. Blíže jsou zde charakterizovány metriky, které byly využity při hodnocení změn struktury krajiny v zájmovém území Kačina.

Area/edge metrics (metriky počtu, délky a plochy plošek a okrajů)

Tyto základní metriky měří nejjednodušší charakteristiky struktury krajiny – celkový počet jednotlivých plošek, celkovou plochu tříd či krajiny, rozlohu plošky a délku okrajů plošek.

Jejich výpočet není nijak komplikovaný, matematické algoritmy jsou snadno pochopitelné a výpovědní hodnota je poměrně vysoká. Jejich velikost významně ovlivňuje strukturní i funkční charakter krajiny. Mají zásadní vliv na typ krajinné mozaiky, indikují míru fragmentace krajiny, ovlivňují mnohé ekologické procesy i dynamiku krajiny (Leitão et al. 2006).

Z této základní skupiny byly vybrány následující metriky:

- *Number of patches (počet plošek)*
- *Total Edge (celková délka okrajů)*
- *Total area (celková plocha)*
- *Patch Size (velikost plošky)*

Shape metrics (metriky tvaru plošek)

Perimeter – Area Ratio (poměr obvodu ku ploše)

Udává složitost (komplexnost) plošky vypočtenou pomocí poměru obvodu k rozloze plošky (McGarigal 2002). Výsledné číslo klesá s rostoucí komplexností plošky (jednodušší tvar) nebo se zvětšující se rozlohou plošky, popřípadě obojí.

Shape index (index tvaru)

Index tvaru plošky indikuje složitost tvaru plošky pomocí poměru skutečného obvodu plošky k nejmenšímu možnému obvodu plošky (Leitão et al. 2006). Nejmenší možný obvod je vypočítán jako obvod kruhu se stejnou rozlohou jako daná ploška. Kruh je tedy uvažován jako nejjednodušší a nejkompaktnější tvar, kterého může ploška dosáhnout. Pokud se výsledek této metriky rovná jedné, má daná ploška ideální kruhový tvar. S rostoucí velikostí čísla roste komplikovanost okrajů a tím i tvaru plošky.

Patch Fractal Dimension (fraktální dimenze plošky)

Metrika prostorové komplexnosti plošek založená na podobném principu jako perimeter – area ratio. Fraktální dimenze ovšem překonává limity obvodu ku ploše pomocí zlogaritmování hodnot (McGarigal 2002). Výsledky se pohybují v uzavřeném intervalu

$<1;2>$, přičemž hodnoty přibližující se 1 indikují jednoduché tvary euklidovské geometrie a naopak s rostoucím číslem vzrůstá komplikovanost tvaru.

Diversity metrics (metriky rozmanitosti plošek)

Shannon's Diversity Index (Shannonův index diverzity)

Indikuje míru diverzity proporčního zastoupení jednotlivých tříd v krajině. Výsledek je počítán jako suma jednotlivých proporčních zastoupení dané třídy v krajině násobených přirozeným logaritmem těchto hodnot (McGarigal 2002). Metrika nabývá hodnot od nuly výše, přičemž nula indikuje výskyt pouze jednoho typu plošek v celé krajině. S rostoucí nerovnoměrností proporčního rozdělení a rostoucím počtem tříd výsledné číslo narůstá.

Shannon's Evenness Index (Shannonův index pravidelnosti)

Stejně jako Shannon's Diversity Index je tato metrika ukazatelem míry pravidelnosti proporčního zastoupení tříd v krajině. Výpočet je založen na Shannon's diversity index váženém přirozeným logaritmem počtu tříd, čímž se odstraní vliv počtu tříd na celkový výsledek (McGarigal 2002). Hodnoty výpočtů se pohybují v uzavřeném intervalu $<0,1>$, nula značí, že se v krajině vykytuje jen jeden typ plošek. Hodnota přibližující se 0 indikuje rostoucí nerovnoměrnost zastoupení tříd, a naopak směrem k jedničce se pravidelnost proporčního rozdělení zvyšuje. Hodnota jedna vypovídá o maximálně rovnoměrném proporčním zastoupení jednotlivých tříd.

Proportion (proporce)

Tato metrika udává proporční rozdělení rozlohy jednotlivých tříd v krajině. Je počítána na základě poměru rozlohy dané třídy ku celkové rozloze krajiny (Leitão et al. 2006). Čím vyšší hodnota výsledku, tím větší procento krajiny je pokryté danou třídou plošek.

Contagion/Interspersion metrics (metriky návaznosti a rozptýlení)

Landscape Division Index (index rozčlenění krajiny)

Na úrovni třídy počítá tato metrika pravděpodobnost, s jakou nebudou dva náhodně vybrané body v krajině umístěny ve stejné plošce dané třídy (McGarigal 2002). Parametry pro výpočet tohoto komplexního indikátoru jsou: rozloha plošek dané třídy, celková rozloha krajiny a počet plošek dané třídy. Hodnoty výsledků se pohybují v polouzavřeném intervalu $<0,1)$. Hodnoty nula dosáhne krajina, která je složená z jedné plošky. Se zmenšujícím se proporčním zastoupením dané třídy v krajině a klesající velikostí rozlohy plošek dané třídy hodnota metriky roste.

Splitting index (index rozdělení)

Hodnota splitting indexu na úrovni tříd udává počet plošek s konstantní velikostí, do kterých bude daná třída rozdělena při vytvoření tzv. efektivní sítě (Jaeger 2000). Metrika je založena na kumulativním rozdělení velikosti plošek. Spodním limitou výsledku této funkce je hodnota 1, které je dosaženo v případě, že celou krajinu pokrývá jedna ploška. Se zmenšující se celkovou plochou a fragmentací plošek na menší útvary hodnota indexu roste.

Effective Mesh Size (efektivní velikost sítě)

Udává velikost plošky při rozdělení dané třídy do S plošek, přičemž S je hodnota splitting indexu. Tato metrika do značné míry koreluje s Landscape Division Index (LDI), je vypočtena jako součin LDI a celkové rozlohy krajiny (Jaeger et al. 2007). Zásadním rozdílem v jejich výpovědní hodnotě je, že výsledky LDI udávají pravděpodobnost umístění, zatímco EMS rozlohu plošek vytvořené sítě. Vypočtená velikost buňky sítě na úrovni třídy udává průměrnou rozlohu plošky dané třídy, v rámci které se může organismus, nacházející se v náhodně vybraném místě v krajině, pohybovat, aniž by překročil strukturální bariéry – hranice plošky (Jaeger et al. 2007). Se zvyšující se fragmentací plošek a snižováním jejich rozlohy dochází ke snižování výsledné hodnoty této metriky.

2.3.5. Srovnání počítačových programů pro výpočet krajinných metrik

Jak je již uvedeno dříve, pro výpočet krajinných metrik bylo naprogramováno velké množství počítačových programů. Základní a stručné srovnání jsem provedla mezi třemi z nich (Tab. 2), a to mezi FRAGSTATS 3.3 (McGarigal et al. 2002) a dvěma extenzemi systému ArcGIS – Patch Analyst 4.2 (Rempel et al. 1999) a V-LATE 1.1 (Lang et al. 2003).

Tab. 2: Srovnání tří počítačových programů pro výpočet metrik

	FRAGSTATS 3.3	Patch Analyst 4.2	V-LATE 1.1
Formát dat	rastr	vektor i rastr	vektor
Úrovně hodnocení	patch class landscape	class landscape	patch class landscape
Dostupnost programu	volně stažitelný	volně stažitelný	volně stažitelný
Licence	bezplatná	bezplatná*	bezplatná*

Zdroj: vlastní porovnání, FRAGSTATS, Patch Analyst, V-LATE

* nutné vlastnit licenci ESRI – ArcGIS, která je placená

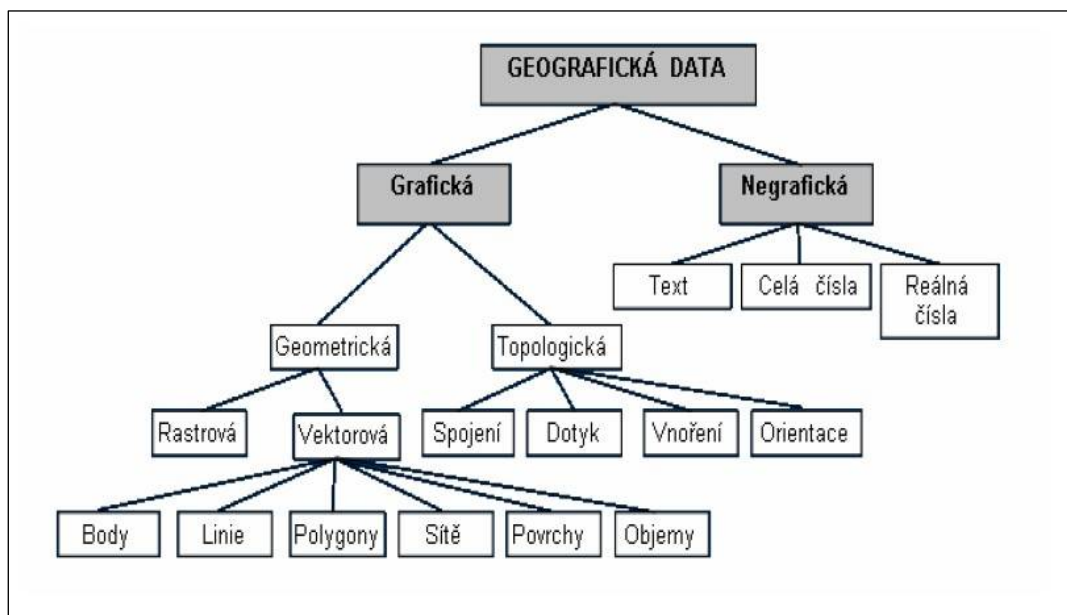
2.4. Problematika datových zdrojů

Veškeré výzkumy, analýzy a syntézy v nich obsažené; navržené, vyvrácené i potvrzené hypotézy vznikají na základě člověkem získaných dostupných informací. Je důležité si uvědomit, že veškeré naše jednání, bádání, získávání informací a dat je determinováno lidským subjektem a osobitým vnímáním. Nikdy tak naše poznatky nemohou být zcela objektivní. To platí i v případě vnímání a hodnocení krajiny. Analýza prostoru jako jakéhosi „nekonečného trojrozměrného akvária“ se všemi souřadnicemi stejnocennými platí v newtonovské fyzice, interpretace krajiny jako našeho životního prostředí probíhá individuálními psychickými procesy (Löw, Míchal 2003).

Jednotlivé výzkumy a výběr indikátorů je silně závislý na dostupných datech.

Pro hodnocení krajiny jsou nejvíce využívána data geografická, která popisují rozmístění a funkci objektů v krajině (Kolář 2003). Jejich hierarchické uspořádání je zobrazeno na Obr. 4. Objem dat je ovšem příliš veliký, proto je nutná jejich generalizace.

Obr. 4: Hierarchické uspořádání geografických dat



Zdroj: Penížek 2007

2.4.1. Typy datových zdrojů pro analýzu krajinné struktury

Pro hodnocení krajinné struktury a jejích změn jsou klíčová polohová data udávající informace o rozmístění objektů v krajině. Nejvýznamnějšími zdroji těchto dat jsou mapové podklady a satelitní či letecké snímky. V současnosti se využívá téměř výhradně digitálních leteckých či satelitních snímků, které jsou kompatibilní s počítačovými

programy vytvořenými pro jejich analýzu. Mapové a jim podobné analogové podklady se využívají v případě nedostupnosti digitálních snímků. Jedná se tedy především o staré mapy, z dob, kdy letecké snímkování nebylo využíváno.

Kolář (2003) popisuje výhody a nevýhody tradičních a počítačových databank. Analogové mapy a fotografie řadíme do databank tradičních, zatímco digitální letecké a družicové snímky patří do databank počítačových.

Tradiční databanky

Výhoda tradičních databank je v jejich možnosti fyzického přenosu a prohlížení, bez potřeby specializovaného software a jejich neustálá přístupnost. Nevýhody spočívají v jejich roztržitosti na mnoha místech (úřadech, institucích), vysoké závislosti na lidské obsluze ať již při jejich uchování, vyhledávání, přenášení, kontrole dat a mnohých dalších úlohách, další nevýhodou je problematičtější dostupnost dat a jednostranné využití.

Počítačové databanky

Výhody počítačových databank jsou především v omezení potřeby lidské obsluhy, jelikož velké množství úkonů, jako například kontrolu dat, jejich strukturalizaci a standardizaci, provede počítačový program. Práce s nimi je tudíž rychlejší a efektivnější. Data jsou také široce přístupná a mají rozsáhlé možnosti využití.

Hlavní nevýhodou je nutnost technologického vybavení a jeho odborná znalost uživatelem.

2.4.2. Mapové (analogové) podklady

Analogové mapové podklady se využívají především pro hodnocení struktury krajiny v časových horizontech, za které nejsou k dispozici digitální letecké či družicové snímky. V České republice se jedná hlavně o historické mapy ze 17. – 19. století. Do 17. století mají staré mapy českých zemí příliš malé měřítko na to, aby se z nich dalo vyčíst podrobné využití krajiny (Lipský 2000).

V současné době jsou upřednostňovány letecké a družicové snímky před analogovými mapami z mnoha důvodů. Mezi hlavní nevýhody analogových map patří fixní měřítko, neměnné kartografické zobrazení, věrohodnost dat a sjednocení všech vrstev krajiny.

V případě historických map je zásadním problémem kartografické zobrazení a věrohodnost dat. Kartografické zobrazení historických map jsou jednodušší než dnešní a dochází tak k většímu zkreslení (Krejčí, Cajthaml 2007). Data ani pracovní postupy použité při tvorbě těchto map nelze již zpětně ověřit. Historické mapy vznikaly výhradně pozemním mapováním bez využití technických přístrojů, proto jejich přesnost a věrohodnost závisí výhradně na práci zpracovatele.

Některé nedostatky lze odstranit digitalizací map a jejich zpracováním v GIS. Takto je možné změnit jejich měřítko, provést transformaci, porovnat mapu s jiným podkladem a mnoho dalších úprav (Čapek et al. 1992). Stále však platí omezení práce jen na sekundární data.

Historické mapy stavu a využití krajiny v Česku

Pro hodnocení změn během dlouhých časových období jsou často jediným zdrojem informací o krajině historické mapy. Pro území České republiky existuje velké množství historických map, avšak ve většině případů nejsou příliš přesné a nemají velkou výpovědní hodnotu. Nejvyšší z nich, tudíž také nejvhodnější pro analýzu krajinné struktury, jsou následující historické mapy:

Müllerovy mapy – ve své době nejrozsáhlejší a nejlépe zpracovaná mapová díla vytvořená jedincem (Krajčí, Cajhmanl 2007). Mapa Moravy byla vytvořena roku 1716 v měřítku 1 : 187 000, mapa Čech roku 1723 v měřítku 1 : 132 000 (Kuchař 1943). Topografický obsah je vyjádřen 46 smluvenými značkami. Mapy podávají základní informace o rozložení rybníků, lesů, cest a jednotlivých obcí. V mapě je zobrazeno na 12 495 sídel, včetně mlýnů, hamrů, hájoven, samot, hostinců, zřícenin, hradů, zámků a kostelů (Lipský 2000).

Stabilní katastr – mapy pocházející z 1. poloviny 19. století byly vykresleny v základním měřítku 1 : 2880 (Čapek et al. 1992). Významné je z hlediska hodnocení krajiny především barevné rozlišení land use, lze tak rozpoznat zahrady, louky, pastviny, vinohrady, lesy a další kategorie (Lipský 2000).

Mapy vojenského mapování – pro vojenské účely proběhla na našem území v 2. pol. 18. stol. a během 19. století celkem tři podrobná vojenská mapování (Kuchař 1943). Mapy prvního vojenského mapování (1VM) jsou v měřítku 1 : 28 800, je v nich především znázorněn reliéf, a to šrafováním (Čapek et al. 1992). Z krajinně ekologického hlediska je významné znázornění cestní sítě, lokalizace sídel, povrchových vod a hlavně stromů a lesů (Lipský 2000). Přibližně ve stejném rozsahu poskytují informace o krajině také mapy druhého vojenského mapování (2VM), jen v měřítku 1 : 144 000. Třetí vojenské mapování, v měřítku 1 : 25 000, bylo provedeno podrobněji a zachycuje, kromě vykreslení podrobného reliéfu, také barevné rozlišení vodstva, luk, zahrad a lesů (Lipský 2000). Je tak společně s mapami stabilního katastru kvalitním a často využívaným mapovým podkladem pro hodnocení změn krajiny.

2.4.3. Digitální data – satelitní a letecké snímky

Letecké snímkování nad naším územím probíhá pravidelně od 30. let 20. století v měřítku 1 : 10 000 až 1 : 20 000. Letecké snímky pokrývají celou Českou republiku a jsou uloženy v archivu Vojenského orografického ústavu (VTOPÚ) v Dobrušce (Lipský 2000). První družicové snímky našeho území pocházejí až z 60. let 20. století. Nejvyužívanější jsou snímky z řady družic Landsat (Halounová, Pavelka 2005).

Jelikož jsou letecké i družicové snímky v digitální podobě a jejich formát je kompatibilní s počítačovými programy, lze je zpracovat v geoinformačních systémech (GIS), což přináší spoustu výhod. Nutností ovšem je znalost práce s programy minimálně na uživatelské úrovni.

Mezi hlavní výhody digitálních dat patří:

- *možnost zpracování v počítačových programech* – GIS umožňují aplikaci velkého množství funkcí od nejjednodušších (změna měřítka, transformace zobrazení, generalizace) až po složité komplexní analýzy (Čapek a kol. 1992)
- *přístup k primárním naměřeným datům* – kvalitní datové soubory obsahují nejen mapové podklady, ale i atributová data a metadata („data o datech“)
- *možnost práce s různými mapovými a datovými úrovněmi současně* – pomocí GIS funkcí lze provést vzájemné porovnání nebo z několika vrstev vytvořit vrstvu novou

Zpracování digitálních snímků – správná příprava dat

V případě použití leteckých či družicových snímků nelze analyzovat krajinu ze „surových“ dat. Ne vždy jsou poskytnuty data již klasifikovaná a plně připravená pro analýzy. Proto je často nutné začít s prací v některé fázi úprav snímku. Pro provedení kvalitní analýzy krajiny je nutné data odpovídajícím způsobem zhodnotit z hlediska jejich zpracování a případně provést základní úpravy snímku (Halounová, Pavelka 2005):

Rektifikace a restaurace obrazu – originální snímky obsahují velké polohové chyby způsobené změnou výšky, polohy a rychlosti nosiče, zakřivením Země, výškovou změnou reliéfu. Zdrojem zkreslení jsou geometrické chyby předvídatelné (systematické chyby, např. zkreslení na základě parametrů skeneru či nosiče) a nepředvídatelné (náhodné chyby, např. topografické zkreslení). Chyby lze opravit pomocí geometrických korekcí – ortorektifikace, geometrické transformace a dalších.

Ortorektifikace (Gisat 2010) je metoda zpracování digitálního snímku pomocí matematického modelu, který zahrnuje všechny faktory ovlivňující geometrii vzniku snímku. Pro jeho vytvoření je potřeba znát všechny technické parametry nosiče, skeneru či

radaru, letecké či družicové dráhy. Nezbytným nástrojem pro ortorektifikaci je digitální model terénu (DMT). Výstupem tohoto zpracování je ortofoto.

Georeferencování a geometrické transformace (Kolář 2003) se používají k přiřazení souřadnicového systému danému snímku. Georeferencování se používá v případě, že snímek není zobrazen v žádném souřadnicovém systému, respektive má počáteční x a y souřadnice v bodě 0,0. Pomocí vlíčovacích bodů jsou snímku přiřazeny souřadnice stejné jako podkladový snímek či mapa.

Geometrická transformace je metoda převedení snímku z jednoho souřadnicového systému do druhého. Je provedena na základě souřadnicových transformačních rovnic – nejčastěji se jedná o polynomické rovnice.

V případě družicových a radarových snímků je nutné provést také radiometrické a atmosférické korekce.

Zvýraznění obrazu – pro zvýšení přehlednosti a snadnější klasifikaci snímku existuje velké množství funkcí na zvýraznění ortofota. Nejvhodnějšími jsou roztažení histogramu, barevné zvýraznění a filtrace. U multispektrálních snímků jsou možnosti zvýraznění podstatně větší – poměr pásem, barevná syntéza a především vegetační indexy. Nejpoužívanějším vegetačním indexem je NDVI (normovaný rozdílový vegetační index).

Klasifikace – je proces, který rozděluje objekty do předem definovaných skupin podle velikosti určitého atributu. Předpis, podle kterého se toto zařazování děje se nazývá klasifikátor a skupiny se označují jako třídy nebo kategorie (Kolář 2003). Klasifikace může být provedena na základě více datových souborů. V případě rastrových dat probíhá klasifikace na úrovni jednotlivých pixelů, které jsou přiřazovány pomocí klasifikátoru daným třídám. U vektorových dat se tak děje na úrovni bodů, linií a polygonů.

Postklasifikační úpravy a spojování dat – částečně či úplně automatizovaná klasifikace způsobuje především u rastrových dat určité nepřesnosti. Jedná-li se například o klasifikaci na základě spektrální odrazivosti v určitém spektrálním pásmu, některé typy vegetace mohou mít velice podobnou odrazivost jako např. vodní plochy, a tudíž velmi záleží na vymezení jednotlivých tříd. Některé pixely jsou po klasifikaci mylně zařazeny do nesprávné třídy. Opravy klasifikačních chyb mohou být provedeny ručně či pomocí postklasifikačního filtru na základě logického operátoru (Halounová, Pavelka 2005).

Kvalita dat

Vždy platí základní pravidlo kvality dat: z nekvalitních vstupních dat nebudou ani při vynikající aplikaci všech funkcí nikdy kvalitní data výstupní (Kolář 2003).

Vektor x rastr

Digitální geometrická prostorová data je možné zobrazit ve dvou základních formátech: rastrovém a vektorovém. Základními vektorovými prvky jsou bod, linie a polygon. U rastrových dat je základní jednotka pixel (buňka). Konverze mezi jednotlivými formáty probíhá na základě algoritmů funkcí, v případě převodu vektorových dat na rastrová jde o proces rasterizace (Obr.5) v opačném případě se jedná o proces vektorizace (Bayer 2008).

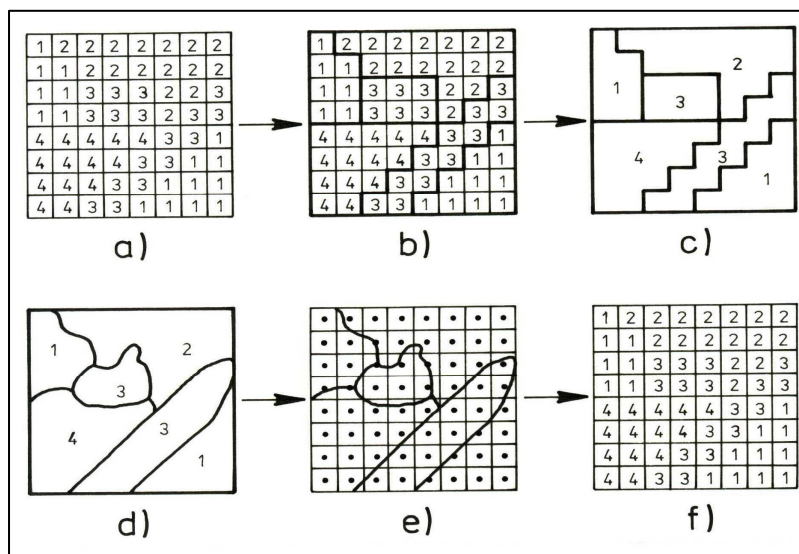
Výhody a nevýhody jednotlivých formátů dat dle Koláře (2003) jsou shrnuty v Tab. 3.

Tab. 3: Výhody a nevýhody vektorového a rastrového formátu dat

<i>výhody</i>	<i>nevýhody</i>
vektor	
kompaktnější datová struktura	složitější datová struktura
kódování topologie	obtížnější operace překrytí
operace využívající topologie	popis velké prostorové proměnnosti
grafické mapové výstupy	práce s digitálním obrazem
rastr	
jednoduchá datová struktura	méně kompaktní datová struktura
účinná operace překrytí	grafické výstupy lineárních prvků
vhodný pro zpracování digitálních obrazů	obtížnější topologie

Zdroj: Kolář 2003

Obr. 5: Proces vektorizace (a,b,c) a rasterizace (d,e,f)



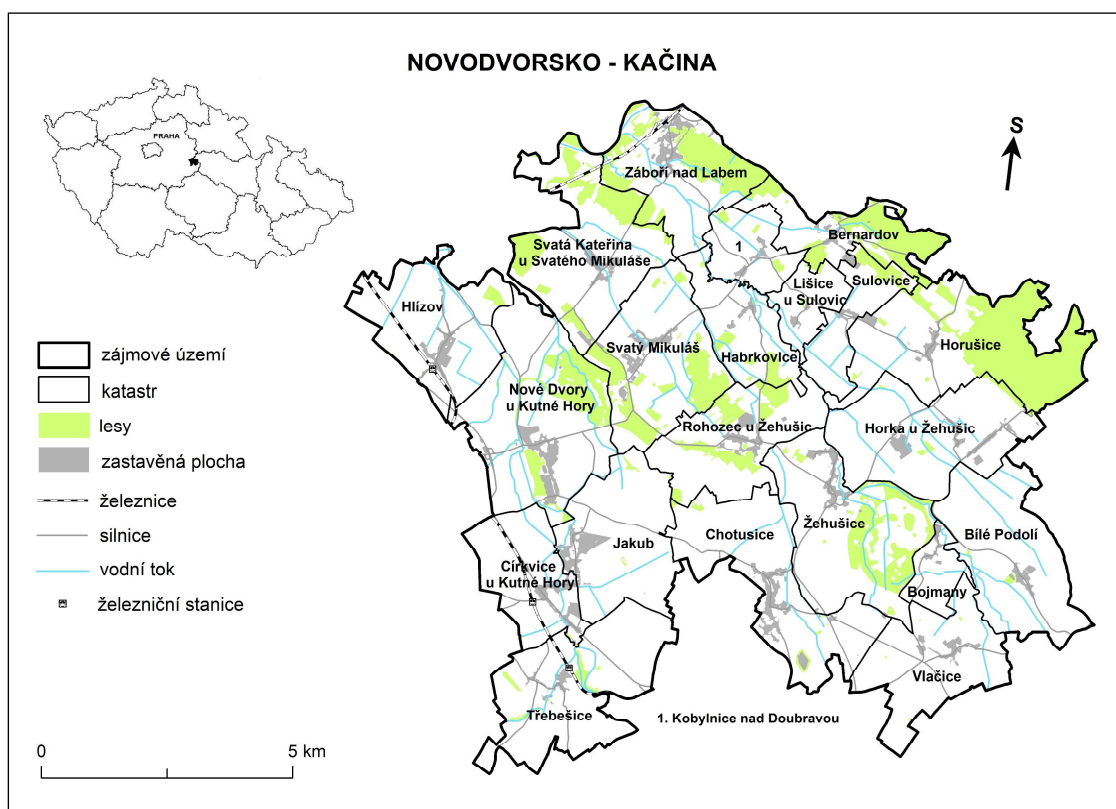
Zdroj: Kolář 2003

3. ZÁKLADNÍ CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ

3.1. Vymezení zájmového území

Zájmová oblast Novodvorská – Kačina, řešená v rámci projektu výzkumu a vývoje Ministerstva školství, mládeže a tělovýchovy “Kačina 2006 – 2011“, se nachází ve východní části Středočeského kraje, přibližně 70km jihovýchodně od města Prahy. Je tvořena 21 katastry ležícími v oblasti mezi městy Kutná Hora, Čáslav, Chvaletice, Kolín (Mapa 1). Celková rozloha daného území je 11 321ha.

Mapa 1: Zájmové území



Zdroj: vlastní kartografická práce, ČÚZK

3.2. Geologické poměry

Území spadá do hercynské střední Evropy, oblasti České křídové tabule v rámci geologického komplexu Český masív (Česká geologická služba 2004).

V podloží křídových sedimentů se nacházejí proterozoické krystalické horniny kutnohorského krystalinika, které lokálně vystupují na povrch (Mapa 2).

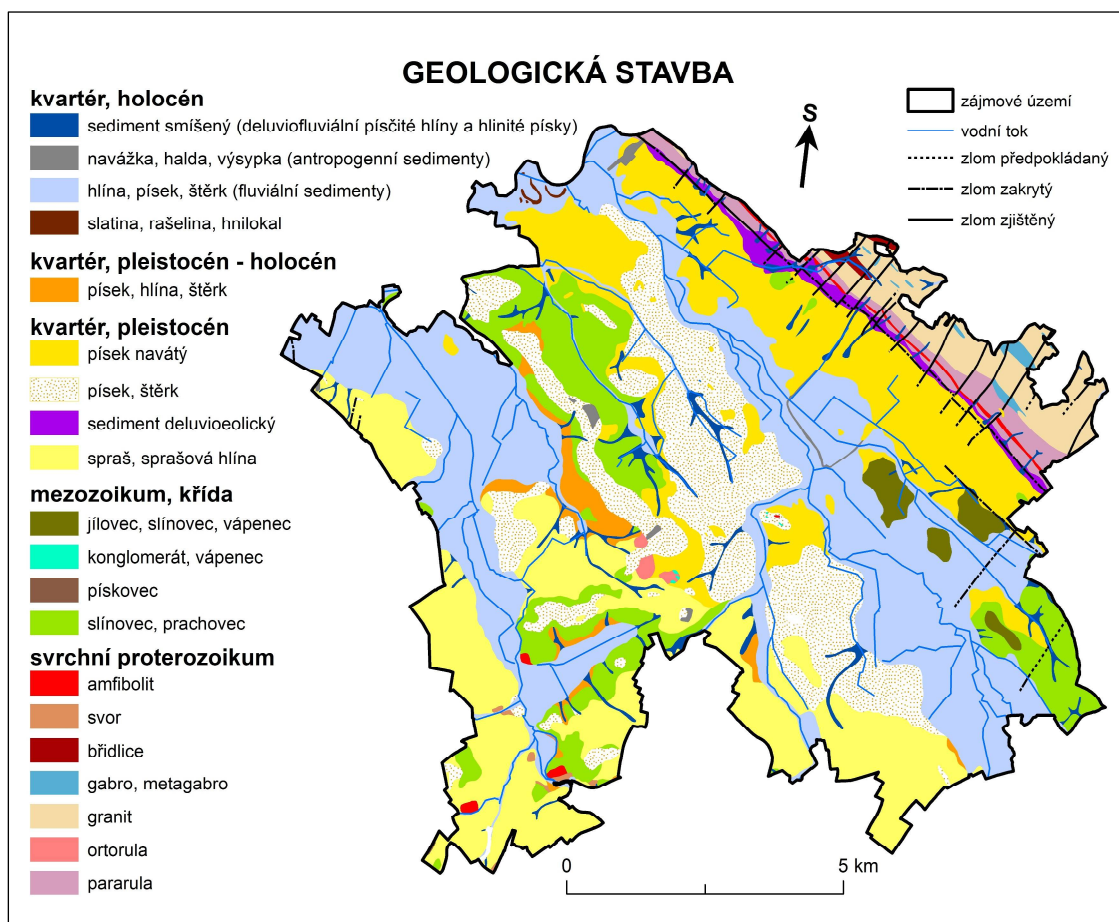
V okolí obcí Jakub a Třebešice jsou to enklávy proterozoických hornin tvořené amfibolitem a svorem. Podstatně rozlehlejší jsou povrchové starohorní horniny ve východní části regionu, v oblasti Chvaletické pahorkatiny (Železné hory), které jsou složeny především z granitu, pararuly, gabra a břidlice. V této oblasti se také nachází výrazný tektonický zlom, který vznikl v důsledku vrásnění Železných hor.

Po paleozoické denudaci byly horniny zaplaveny mezozoickým mořem (Česká geologická služba 2004). V tomto období se zde usazovaly křídové mořské sedimenty, které vyplňují Čáslavskou kotlinu a vystupují na povrch v okrajových částech říčních niv a v celé říční nivě řeky Černá strouha.

Nejmladší a nejrozsáhlejší povrchové sedimenty pochází z kvartérní eolické a fluviální sedimentace. Pleistocenní eolické sedimenty, tvořené navátými písky, šterkem a spraši, navazují na říční nivy pokryté nezpevněnými holocenními fluviálními sedimenty, které jsou složeny především z písku, šterku a hlíny.

Organické sedimenty se nalézají na malé ploše labské nivy v severní části území. Jsou tvořeny slatinami, rašelinami a hnilokaly slepých ramen Labe. Antropogenní uložení v území představují navážky, haldy, výsypky a odvaly. Největší akumulací těchto sedimentů je skládka v severní části katastru Záboří nad Labem, dále jsou to oblasti narušené těžbou písků (Kamajka, Žehušice) a hráze bývalých rybníků (Česká geologická služba 2004).

Mapa 2: Geologická stavba



Zdroj: vlastní kartografická práce, Česká geologická služba, ČÚZK

3.3. Geomorfologické poměry

Dle geomorfologického členění České republiky vytvořeného Balatkou (1996) zasahuje zájmové území Kačina do třech podcelků: Čáslavská kotlina, Chvaletická pahorkatina a Kutnohorská plošina. Tyto podcelky patří do dvou různých subprovincií, České tabule a Českomoravské vrchoviny, které jsou odděleny výrazným tektonickým zlomem nacházejícím se při úpatí Železných hor. Většina oblasti se nachází v nadmořské výšce 200 – 230 m n. m..

Geomorfologie jednotlivých subprovincií je značně rozdílná. Území České tabule v rámci podcelku Čáslavská kotlina je převážně rovinnaté. Výškové rozdíly se pohybují mezi 10 – 30m. Jde o geotektonickou sníženinu při jihozápadním úpatí Železných hor. Ploché dno má klesající tendenci směrem k severozápadu. Její povrch je tvořen strukturně denudačními plošinami, geomorfologicky méně výraznými říčními terasami a širokými údolními nivami Doubravy, Klejnárky a přilehlého středního toku Labe. Místy se nacházejí

pokryvy navátých písků a exhumovaný předkřídový krystalický reliéf zarovnaných povrchů a suků (Lipský 2001). Nejvyšším bodem tohoto podcelku je vrch Skalka dosahující 263 m n. m..

Českomoravská vrchovina zastoupená podcelky Chvaletická pahorkatina a Kutnohorská plošina má zcela odlišný charakter.

Chvaletická pahorkatina je členitá pahorkatina se sklonem povrchu od JZ k SV. Je tvořená zvrásněnými horninami proterozoika a palozoika, místy se vyskytují ostrůvky křídových usazenin (Lipský 2001). Nejvyšším bodem je vrch Oklika (308 m n. m.). Geomorfologický podcelek Chvaletická pahorkatina se již nedělí na geomorfologické okrsky, samostatně je v něm vymezena Týnecká část .

Kutnohorská plošina zasahuje na území Kačina jen nepatrnou částí v severozápadní oblasti.

Schéma geomorfologického členění Žehušické a Ronovské kotliny (Balatka, 1996):

Provincie	Česká vysočina
Subprovincie	VI Česká tabule
Podsoustava	VIB Středočeská tabule
Celek	VIB-3 Středolabská tabule
Podcelek	VIB-3B Čáslavská kotlina
Okrsek	VIB-3B-1 Žehušická kotlina
Podokrsek	VIB-3b-1a Starokolínská kotlina
	VIB-3b-1b Mikulášská kotlina
	VIB-3b-1c Církvická kotlina
Okrsek	VIB-3B-2 Ronovská kotlina
Podokrsek	VIB-3b-2a Vinařská kotlina

Schéma geomorfologického členění Chvaletické pahorkatiny (Balatka, 1996):

Subprovincie	II Česko-moravská subprovincie
Podsoustava	IIC Českomoravská vrchovina
Celek	IIC-3 Železné hory
Podcelek	IIC-3A Chvaletická pahorkatina
Část	IIC-3A-1-1 Týnecká část

Schéma geomorfologického členění Malešovské pahorkatiny (Balatka, 1996):

Subprovincie	II Česko-moravská subprovincie
Podsoustava	IIC Českomoravská vrchovina
Celek	IIC-2 Hornosázavská pahorkatina

Podcelek	IIC-2A Kutnohorská plošina
Okresek	IIC-2A-1 Malešovská pahorkatina
Podokresek	IIC-2A-1a Zásmucká pahorkatina
Část	IIC-2A-1a-3 Kutnohorská část

3.4. Pedologické poměry

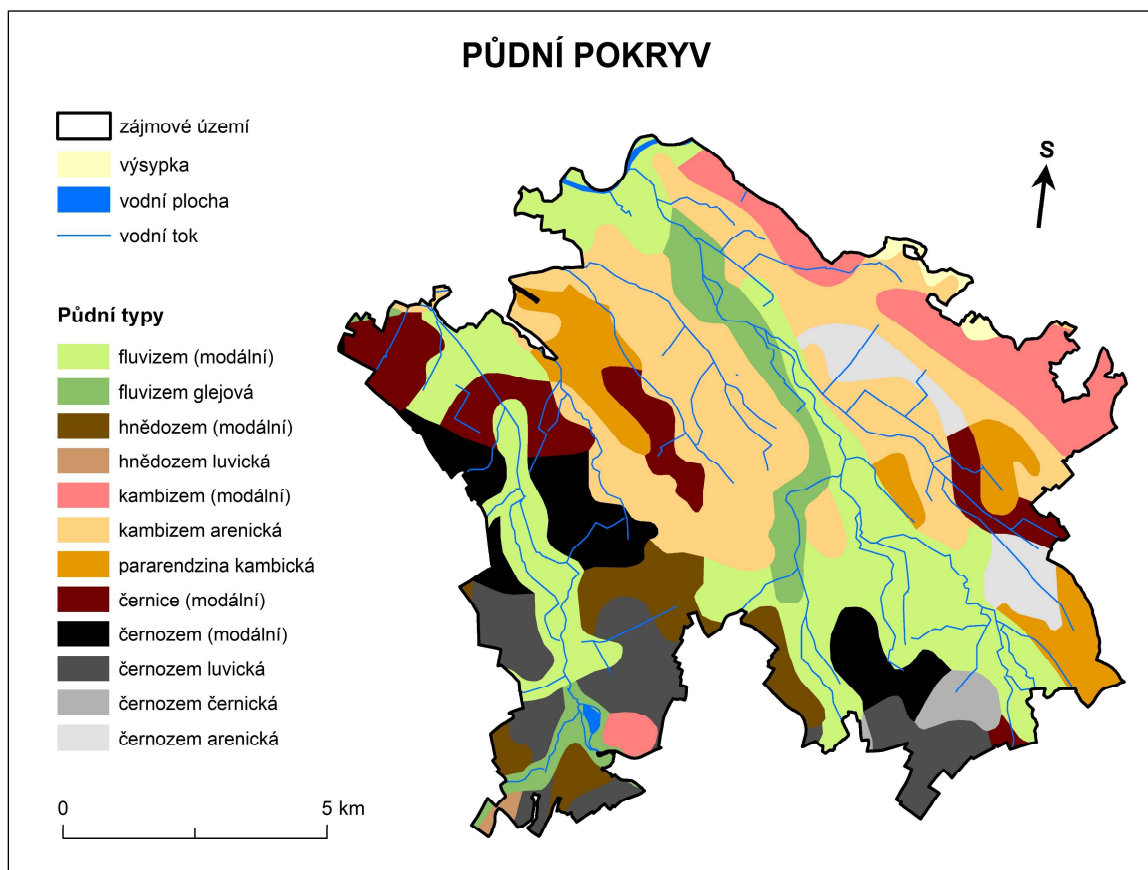
Díky rozmanitému geologickému podloží a v důsledku toho i velké rozdílnosti charakteru matečných substrátů je půdní pokryv velmi pestrý (Mapa 3).

Dle Půdní mapy 1 : 200 000 (Tomášek 2000) a Taxonomického klasifikačního systému (Němeček et al. 2001) se v zájmovém území nachází pět skupin půd: leptosoly, fluvisoly, černosoly, luvisoly a kambisoly. Plošně nejrozlehlejším půdním typem v této oblasti jsou fluvizemě (nivní půdy) patřící do skupiny fluvisoly. Jedná se o mladé půdy, které vznikají v nivách vodních toků. Jsou často narušovány vodní erozí a sedimentací. Humusový horizont bývá nevýrazný, barva půdy hnědá nebo šedohnědá, zrnitost kolísá v závislosti na rychlosti toku a vzdálenosti od řečiště. Projevy glejového procesu jsou patrné do značné hloubky. Obsah humusu bývá střední s příznivým složením. Reakce kyselá až neutrální, sorpční i fyzikální vlastnosti jsou dobré (Němeček et al. 2001).

Velkou část území pokrývají půdy ze skupiny kambisolů – půdní typ kambizem. Nacházejí se ve vyšších polohách, především v oblasti Železných hor a Kačinského hřbetu (mezi řekami Klejnárka a Doubrava). Diagnostickým horizontem těchto půdních typů je kambický hnědý (braunifikovaný) vznikající procesem braunifikace (hnědnutí, vnitropůdní zvětrávání silikátů). Tyto půdy vznikají převážně ve svažitých podmínkách na různorodých substrátech (magmatity, metamorfity, sedimenty). Dle substrátu, klimatických a vegetačních podmínek se mění zrnitost a mocnost humusového horizontu. Půdní reakce je slabě kyselá až kyselá (Taxonomický klasifikační systém 2004). V tomto území se vyskytují pouze dva subtypy kambizemí. Kambizem modální, která vzniká na středně těžkých a lehčích substrátech a kambizem arenická.

V jižní a jihozápadní části oblasti je častý výskyt černozemí. Tyto půdy se vyznačují velkou mocností humusu a diagnostickým černickým horizontem. Vznikají z karbonátových sedimentů. V zájmovém území je ovšem nejčastější matečný substrát spraš. Jsou nejčastěji středně těžké, bez skeletu, s neutrální reakcí a velmi dobrými sorpčními vlastnostmi. Fyzikální vlastnosti jsou většinou velmi příznivé (Němeček et al. 2001).

Mapa 3: Půdní podmínky



Zdroj: vlastní kartografická práce, Portál veřejné správy České republiky, ČÚZK

3.5. Klimatické poměry

Dle klasifikace Quitta (1971) spadá daná oblast do klimatického regionu T2 (teplá oblast). Tento region je charakterizován jako teplý, suchý, s mírnou, krátkou zimou a krátkým přechodným obdobím (Tab. 4).

Podle Klimatické regionalizace České republiky (Moravec, Votýpka, 1998) náleží téměř celé území do kategorie č. III. Tato kategorie je charakteristická vegetačním obdobím od 160 do 177 dní, srážkami do 580 mm včetně a obdobím sucha nad 22 dní. Nejvyšší partie zájmového území v Železných horách náleží kategorii č. II., která je charakterizována vegetačním obdobím od 160 do 177 dní a srážkami nad 580 mm.

Tab. 4: Klimatické charakteristiky klimatické oblasti T2 – teplá oblast

Počet letních dnů	50 - 60
Počet dnů s průměrnou teplotou 10°C a více	160 - 170
Počet mrazových dnů	100 - 110
Počet ledových dnů	30 - 40
Průměrná teplota v lednu	(-2) - (-3)
Průměrná teplota v dubnu	8 - 9
Průměrná teplota v červenci	18 - 19
Průměrná teplota v říjnu	7 - 9
Počet dnů se srážkami 1 mm a více	90 - 100
Srážkový úhrn ve vegetačním období	350 - 400
Srážkový úhrn v zimním období	200 - 300
Počet dnů se sněhovou pokrývkou	40 - 50
Počet dnů zamračených	120 - 140
Počet dnů jasných	40 - 50

Zdroj: Quitt 1971

3.6. Hydrologické poměry

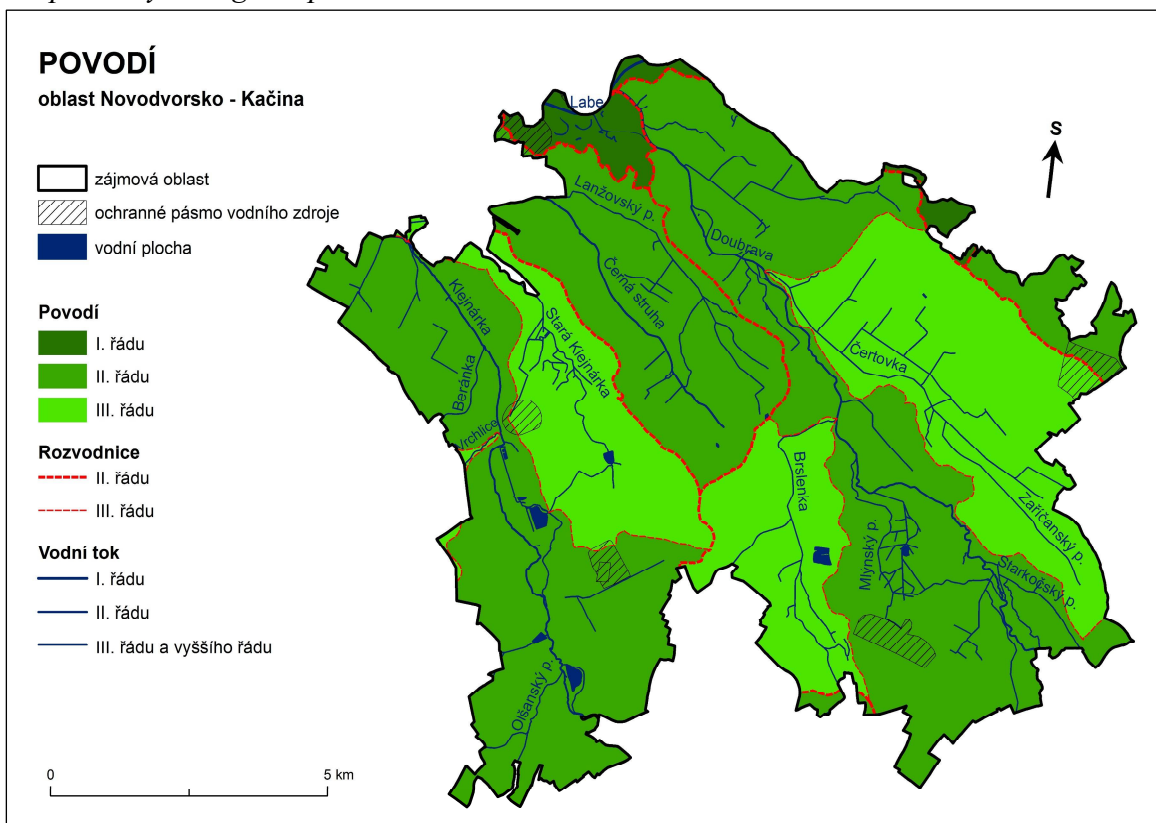
Celé zájmové území patří do povodí I. řádu řeky Labe. Dále se na tomto území nachází čtyři povodí II. řádu – Klejnárka, Doubrava, Černá struha a Morašický potok (Mapa 4). Jedná se o levostranné přítoky řeky Labe.

Plošně největší oblast je odvodňována řekou Doubravou, s významným pravostranným přítokem řeky Čertovka a levostranným přítokem řeky Brslenka. Plocha povodí Doubravy zasahující na zájmové území je 57,37 km² a délka toku 16,16 km (ČÚZK 2005). Západní část území je odvodňována řekou Klejnárkou, do které se vlévá z pravé strany Stará Klejnárka a z levé Beránka a Olšanský potok. Délka toku řeky Klejnárky na území zájmové oblasti je 11,61 km a plocha povodí dosahuje rozlohy 25,17 km² (ČÚZK 2005).

Ze 111 vodních ploch nacházejících se v zájmovém území je největší Ovčárecký rybník, který zaujímá plochu 9,39 ha (ČÚZK 2005). Jedná se o průtočný rybník na řece Klejnárce. Vodní toky mají po většinu roku nízké průtoky, rozkolísanost průtoků je také nízká. Dle hodnocení Českého hydrometeorologického ústavu pro období 1997 –2006 se řadí kvalita povrchových vod řek Klejnárky a Doubravy v tomto území podle biologického

znečištění a chemické spotřeby kyslíku a přítomnosti dusičnanového dusíku do II. třídy klasifikace – mírně znečištěná voda. Dle ukazatele celkového fosforu se řadí do III. třídy – znečištěná voda.

Mapa 4: Hydrologická povodí



Zdroj: vlastní kartografická práce, ČÚZK

3.7. Biogeografické poměry

Dle Culka (1995) patří zájmové území do tří biogeografických regionů: Polabský bioregion, Českobrodský bioregion, Železnohorský bioregion.

Polabský bioregion je tvořen především říčními nivami, nízkými a středními terasami. Významným fenoménem je údolí řeky Labe s častým výskytem podmáčených niv, zbytky lužních lesů, fragmenty slatin a slepých ramen (Culek 1995).

Českobrodský bioregion tvoří převážně plošiny na starších sedimentech s pokryvy spraší. Ojedinele se vyskytující skalnatá údolí poskytují stanoviště pro skalní společenstva. Nacházejí se zde unikátní komplexy přirozených částečně podmáčených dubových lesů, ostrovy acidofilních doubrav a teplomilná travobylinná lada (Culek 1995).

Železnohorský bioregion se rozkládá v oblasti geomorfologického celku Železné hory. Jde o vrchovinu s bohatou geologickou stavbou (Česká geologická služba 2004).

Velké zastoupení zde mají jehličnaté lesy s druhovým zastoupením smrků a borovic. Místy se vyskytují bučiny a suťové lesy (Culek 1995).

V rámci celého zájmového území převažuje 2. bukovo-dubový vegetační stupeň, jen v oblasti Železnohorského bioregionu se vyskytují i vyšší vegetační stupně.

Vegetace je poměrně pestrá s převažujícími středoevropskými druhy. Původní vegetace byla výrazně pozměněna člověkem, což způsobilo pokles biodiverzity. Fauna je hercynského původu se západními vlivy (ježek západní, ropucha krátkonohá), dnes již silně ochuzená.

Celé území patří ke starým sídelním oblastem trvale osídleným a hospodářsky využívaným již od neolitu (Šantrůčková et al. 2008). Hospodářskou činností člověka došlo k výraznému snížení plochy lesa, změně jeho druhového složení, napřímení a regulaci vodních toků. Převažující využití půdy k zemědělským účelům způsobilo zánik přirozené vegetace na většině území.

4. METODIKA A DATA

4.1. Datové zdroje a mapové podklady

Hodnocení změn struktury krajiny v zájmovém území Kačina probíhá v rámci projektu Implementace opatření Evropské úmluvy o krajině v intenzivně zemědělsky využívaných oblastech nesoucích stopy historických krajinářských úprav - pilotní studie Nové Dvory – Kačina. Řešitelskými pracovišti jsou Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví Průhonice, v.v.i. a Univerzita Karlova v Praze.

Analýza změn struktury krajiny proběhla na území čtyř současných katastrů – Nové Dvory u Kutné Hory, Svatý Mikuláš, Rohovec a Jakub. Pro účely hodnocení byly poskytnuty historické mapy 1., 2. a 3. vojenského mapování v digitální podobě a databáze land use těchto katastrů za roky 1950, 1968, 1976 a 2006. Mapy land use byly vytvořeny na základě vektorizace historických leteckých ortofot z příslušných let.

Pro analýzu změn jsem klasifikovala 11 základních kategorií land use, které byly vytvořeny sloučením některých kategorií z původní klasifikace – např. zastavěná území se dále členila na technické areály, nesouvisle zastavěná území a další kategorie, které se v dané oblasti vykytovaly sporadicky a jejich jednotlivé hodnocení by nemělo relevantní výpovědní hodnotu.

Hodnocení bylo provedeno pro 2. pol. 20. století, jelikož pro toto období byla dostupná relevantní data v přibližně stejných časových intervalech.

Historické mapy nebyly využity, jelikož mezi jejich vyhotovením a pořízením dalších záznamů (leteckých snímků) je velké časové rozmezí. Mapy také nejsou natolik přesné jako data z 2. poloviny 20. let a při jejich georeferencování dochází k poměrně velkým polohovým chybám. Navíc způsob klasifikace land use na základě těchto map by byl poněkud odlišný a vedl by k rozdílným výsledkům. Nelze z nich například plně rozlišit kategorii parky, zahrady, hřbitovy či odlišit trvalé travní porosty od ostatní zemědělské půdy.

4.2. Aplikace vybraných metrik na zájmové území

Hodnocení změn bylo provedeno pro 2. polovinu 20. století na základě zvektorizovaných ortofot. Jelikož data byla primárně ve vektorové podobě a při rasterizaci dochází k určitému zkreslení, pro výpočet metrik jsem použila extenze ArcGIS, které pracují s vektorovými formáty, a to Patch Analyst 4.2 (Rempel et al. 1999) a V-LATE 1.1 (Lang et al. 2003).

Dalším důvodem pro využití těchto extenzí byla volná dostupnost programů bez zpoplatněných licencí. Extenze je možné si legálně zadarmo stáhnout z internetu.

Pro kvantifikaci změn byly aplikovány vybrané metriky uvedené v tabulce 5, kde jsou seřazeny dle „parametrů hodnocení“ a úrovně na které byly aplikovány. Dále je v tabulce uvedena zkratkovitá charakteristika a nástroj použitý pro výpočet metriky.

Metriky byly vybrány na základě možnosti a efektivitě jejich aplikace v zájmovém území. Účelem bylo získat výsledky s co největší výpovědní hodnotou, bez zbytečné redundance, a zachovat přitom přiměřenou míru srozumitelnosti a přehlednosti hodnocení.

Tab. 5: Vybrané metriky

Area/edge metrics (metriky rozlohy, počtu plošek a okrajů)		
Úroveň krajiny		
Total Landscape Area (TLA)	celková rozloha krajiny [ha]	Patch Analyst
Number of Patches (NumP)	celkový počet plošek v krajině	Patch Analyst
Úroveň tříd		
Class Area (CA)	Celková rozloha určité třídy plošek [ha]	Patch Analyst
Number of Patches (NP)	Počet plošek určité třídy	Patch Analyst
Total Edge (TE)	Součet délek okrajů všech plošek určité třídy [m]	Patch Analyst
Mean Patch Size (MPS)	Průměrná velikost plošky určité třídy [ha]	Patch Analyst
Median Patch Size (MedPS)	Medián velikosti plošek určité třídy [ha]	Patch Analyst
Shape metrics (metriky tvaru plošek)		
Úroveň tříd		
Mean Shape Index (MSI)	Průměrná složitost tvaru plošky určité třídy	Patch Analyst
Mean Perimeter – Area Ratio (MPAR)	Průměrná komplexnost plošky určité třídy	Patch Analyst
Mean Patch Fractal Dimension (MPFD)	Průměrná míra nepravidelnosti tvaru plošek určité třídy	Patch Analyst

Diversity metrics (metriky rozmanitosti plošek)		
Úroveň krajiny		
Shannon's Evenness Index (SEI)	Index pravidelnosti zastoupení jednotlivých typů plošek v krajině	Patch Analyst
Úroveň tříd		
Proportion (PROP)	Procentuální podíl rozlohy určité třídy plošek na celkové rozloze krajiny [%]	V-LATE
Contagion/Interspersion metrics (metriky fragmentace)		
Úroveň tříd		
Landscape Division Index (DIVISION)	Pravděpodobnost s jakou dva náhodně vybrané body v určité třídě nebudou umístěné ve stejné plošce dané třídy [%]	V-LATE
Splitting Index (SPLIT)	Počet plošek tzv. efektivní sítě – tzn. plošky s konstantní velikostí, do kterých je rozdělena určitá třída plošek	V-LATE
Effective Mesh Size (MESH)	Velikost plošky (buňky) tzv. efektivní sítě [ha]	V-LATE

Zdroj: vlastní výběr, Patch Analyst, V-LATE

Ekologická stabilita

Pro výpočet ekologické stability byl použit vzorec dle Míchala (1985):

$$K_{ES} = S/L$$

S – celková rozloha všech ploch relativně stabilních (lesy, vodní plochy a vodní toky, pastviny, mokřady, sady, vinice)

L – celková rozloha všech ploch relativně labilních (orná půda, antropogennizované plochy, chmelnice)

Výsledné hodnoty jsou rozděleny do pěti intervalů hodnotící ekologickou stabilitu. Nejnižší hodnota vypovídá o nejmenší ekologické stabilitě, se zvyšujícím se výsledným číslem ekologická stabilita roste.

5. ZMĚNY STRUKTURY KRAJINY V ZÁJMOVÉM ÚZEMÍ

Zájmové území, o celkové rozloze 2681,2 ha, se nachází v zemědělské oblasti s poměrně kvalitní půdou. Již od středověku zde převažuje zemědělské využití půdy. Krajinnou maticí tvoří orná půda (pole), která obklopuje enklávy zastavěných ploch, trvalých travních porostů, lesů, vodních ploch a dalších menších plošek různých typů. Matrice je „protkána“ sítí koridorů v podobě silnic, cest a liniových dřevinných i bylinných porostů. Zástavba není příliš rozsáhlá, je soustředěna do malých vesniček strategicky a poměrně rovnoměrně rozmístěných v krajině.

Na základě vizuální interpretace map využití půdy v zájmovém území ve čtyřech časových horizontech (Příloha 1) a výsledků kvantifikace krajinné struktury pomocí vybraných metrik (Příloha 2) byly zjištěny v 2. polovině 20. století významné změny.

5.1. Kvantitativní změny krajinné struktury

5.1.1. Změny počtu, velikosti a délky okrajů plošek

Úroveň krajiny

K výrazným změnám celkového počtu plošek v krajině došlo v největší míře v 50. a 60. letech 20. století. Počet plošek se mezi lety 1950 a 1968 snížil o 81% (80,9) z původního počtu 5130 na 980. Tyto změny byly způsobeny změnou politického programu z tržního na centrálně plánované hospodářství. Většina soukromých zemědělských ploch byla zestátněna a drobná pole byla scelena do velkých lánů, na kterých se následně pěstoval každý rok jeden typ osevu.

V následujícím desetiletí došlo k mírnému nárůstu počtu plošek. Celkový počet ploch vzrostl o necelých 8% - na 1057. Tento stav se jen s nepatrnými změnami zachoval dodnes. K roku 2006 bylo v zájmovém území vyklasifikováno 1009 plošek (pokles oproti roku 1976 o 4,5%).

Následkem agregace plošek je také výrazné zvětšení průměrné velikosti plošek, která vzrostla z 0,52 ha v roce 1950 až na 2,74 ha v roce 1968. Dále kolísá jen s nepatrnými výkyvy okolo této hodnoty až do současnosti.

Medián velikosti plošek zůstává v průběhu let přibližně stejný. Pohybuje se v rozmezí hodnot 0,2 – 0,2811 ha, což znamená, že rozloha většina plošek v území je malá - do 1 ha. Celková délka okrajů všech plošek se v 50. letech výrazně snížila, a to z původních 2313,547 km na 837,442 km v roce 1968. V následujících letech nedošlo k jejím významným změnám, pouze mírně kolísá okolo hodnoty 800 km.

Největší změny byly zaznamenány v kategoriích orná půda a zastavěné území.

Úroveň tříd

Orná půda

Z jednotlivých kategorií využití půdy došlo k největším změnám v třídě orné půdy. Ačkoliv celková plocha třídy se téměř nezměnila – došlo jen k mírnému poklesu, počet jednotlivých plošek se razantně snížil, a to o téměř 94% mezi lety 1950 a 1968. Do roku 1976 pokles plošek výrazně mírnější, avšak stále výrazný (o 57% oproti roku 1968). Po transformaci v 90. letech 20. století došlo k mírnému nárůstu plošek orné půdy.

Průměrná velikost plošky vzrostla z necelých 0,5 ha z roku 1950 až na 13,58 ha v roce 1976. V současnosti (2006) je patrný opět mírný pokles – 11 ha.

Medián velikosti plošek dosahoval v roce 1950 hodnoty 0,2992, což znamená, že více jak polovina plošek nedosahovala ani velikosti 1ha. V následujících letech vzrostl na 3ha a v roce 1976 až na téměř 6ha, poté opět poklesl na 3 ha (2006).

Délka okrajů plošek se razantně snížila z 1686,85 km až na 217,6 km. Se zánikem a zkrácením okrajů souvisí klesající význam ekotonového efektu, snížený výskyt remízku v polích a mezi. Což významně ovlivňuje krajinnou konektivitu, biodiverzitu a ekologickou stabilitu.

Zastavěné území

Opačný vývoj je patrný v kategorii zastavěné plochy. Velikost zastavěného území se stále zvětšuje, avšak celkový počet plošek této kategorie se snižuje, jelikož zastavěná území se stávají souvislejšími. Zástavba probíhá na úkor zemědělské půdy. Průměrná velikost plošek se zvětšuje a stejně tak i medián velikosti plošek. K největšímu nárůstu došlo mezi lety 1976 – 2006, kdy průměrná velikost plošky vzrostla z 0,63 ha na 3,67 ha, a medián se změnil z 0,06 ha na 0,28 ha. Z toho vyplývá, že v krajině převažují spíše souvisle zastavěná území malých rozměrů, která jsou kompenzována několika plochami s velkou rozlohou.

Trvalé travní porosty a ostatní zemědělská půda

V případě těchto kategorií byla na základě vypočtených metrik zaznamenána poklesová tendence, a to jak v případě počtu plošek daných tříd, tak celkové rozlohy třídy a celkové délky okrajů plošek dané třídy. Průměrná velikost plošky v průběhu času vzrostla, jen v případě trvalých travních porostů klesla v roce 2006 na nejnižší hodnotu za všechna hodnocená období. Medián velikosti plošek je mírně variabilní, jeho hodnota je však vždy nižší než průměr.

Lesy, mimolesní dřevinné a bylinné porosty

U těchto tříd byl zjištěn pomocí metrik nárůst celkové plochy, počtu plošek i délky okrajů. Jen v případě třídy mimolesních dřevinných porostů došlo během 2. pol. 20. stol. k poklesu délky okrajů, a snížení počtu a celkové plochy plošek mezi lety 1976 a 2006. Ačkoliv počet plošek rostl, nárůst celkové plochy byl natolik významný, že se průměrná velikost plošky těchto tříd až do roku 1976 zvětšovala. Poté došlo k jejímu poklesu s výjimkou u bylinných porostů, jejichž průměrná velikost plošky vzrostla i mezi lety 1976 a 2006. Medián velikosti plošek byl v průběhu let mírně variabilní a stejně jako u předchozích kategorií je jeho hodnota výrazně nižší než průměr. Což znamená přítomnost především malých plošek (výrazně menších než průměrná velikost).

Vodní plochy, mokřady a rákosiny

Počet vodních ploch se mezi lety 1950 a 1976 zvýšil z původních 7 na 18. S tím souvisí i zvýšení celkové plochy a délky okrajů. Průměrná velikost plošky se ovšem snížila, což indikuje vznik pouze malých vodních ploch. Po roce 1976 se počet ploch nezměnil, ale klesá jejich celková plocha. Dochází tedy k zarůstání rybníků. Mokřady a rákosiny postupně mizí. Z původních 4 stanovišť zůstaly v roce 2006 jen 2. Celková plocha se snížila z 5,3 ha na 0,58 ha.

Silnice, cesty

Následkem scelování polí došlo k zániku mnoha cest, které tyto plochy oddělovaly. Postupným rozšiřováním zastavěných území došlo k opětovnému nárůstu počtu cest a především plochy, kterou pokrývají. Byla tak vytvořena cestní síť, která je v krajině výraznou bariérou mezi ploškami přírodního původu.

5.1.2. Změny tvaru plošek

Úroveň tříd

Dle průměrného tvaru plošek (MSI) došlo u většiny tříd během sledovaného období k zjednodušení tvaru plošek. Tvary se dle poměru skutečného obvodu k minimálnímu obvodu plošek přibližují tvarům euklidovské geometrie. Pouze u tříd lesy; parky, zahrady, hřbitovy a mokřady, rákosiny došlo k mírnému zvýšení komplikovanosti okrajů plošek. Podle průměrného poměru obvod – plocha (MPAR) plošek daných tříd se u většiny tříd zvýšila průměrná komplexnost plošek, a to buď díky zjednodušení (zkrácení) okrajů plošek nebo nárůstem jejich plochy, případně obojí. Míra komplexnosti klesla v posledních 20 letech u lesů a vodních ploch. Komplexnější přírodní plošky mají větší potenciál pro vnitřní živočišné a rostlinné druhy, jelikož s rostoucí vzdáleností od okraje se snižuje vliv

ekotonového efektu, sousední plošky a tento prostor se tak stává bezpečnější a klidnější místo pro určité druhy (teorie ostrovní biogeografie).

Také průměrná míra fraktální dimenze plošek (MPFD) potvrzuje převažující zvýšení komplexnosti tvarů plošek u všech tříd s výjimkou lesů.

5.1.3. Změny rozmanitosti (diverzity) plošek

Úroveň krajiny

Aplikací metrik diverzity byl zjištěn pozvolný, ale mírný nárůst míry nerovnoměrnosti zastoupení různých typů plošek v krajině. Shannon's evenness index v zájmovém území v průběhu hodnocených let nabývá hodnot v rozmezí 0,42 – 0,5, což indikuje spíše nerovnoměrné zastoupení jednotlivých tříd v krajině.

Úroveň tříd

Dle poročního rozdělení tříd (PROP) v krajině jednoznačně převažuje orná půda, ačkoliv její procentuální zastoupení se snižuje. Z původních 74,44 % v roce 1950 až na 67,87 % v roce 2006. Dále mají významné zastoupení lesy, jejichž proporce vzrostla z 11,81 % (1950) na 14,94 % (2006). Ostatní kategorie se pohybují v procentuálním zastoupení od 0,2 do 6 %. Proporce korelují s rozlohou tříd, takže velikost jejich změn je v obou případech stejná.

5.1.4. Změny fragmentace plošek

Úroveň tříd

Na úrovni tříd je dle vypočtených metrik fragmentace patrný trend snižování fragmentace plošek. Výrazné zvýšení agregace plošek je patrné především u polí a trvalých travních porostů, silnic a cest a během 80. a 90. let také u zastavěného území, jak je patrné z hodnot Splitting indexu. U těchto tříd se také výrazně zvýšila průměrná velikost plochy, v rámci které se může organismus pohybovat bez překročení bariéry. V případě polí došlo ke zvýšení efektivní velikosti sítě z 1,45 ha až na 51,65 ha, což zásadně ovlivňuje podmínky pro život organismů. Na pravděpodobnost umístění dvou náhodně vybraných bodů ze stejné třídy v různých ploškách však tyto změny neměly velký vliv. Hodnoty se snížily jen nepatrně. Nejmenší fragmentaci z hlediska této pravděpodobnosti vykazují v průběhu celého sledovaného období mokřady a rákosiny a vodní plochy, což je dáno především jejich sporadickým výskytem v krajině.

5.2. Zásadní dopady změn struktury krajiny na procesy v krajině

V zájmové oblasti byly pomocí vybraných metrik zjištěny četné změny krajinné struktury. Počet stanovených tříd zastoupených ve sledované krajině zůstal v průběhu sledovaného období stejný, ke změnám došlo v proporčním rozdělení, míře fragmentace a rozloze jednotlivých plošek daných tříd. K největším změnám došlo v průběhu 50. let 20. století, a to především v počtu a průměrné velikosti plošek.

Biogeografické hledisko

Z hlediska biogeografie zásadní změnou bylo scelování polí – snižování počtu a zvyšování průměrné velikosti plošky –, které zapříčinilo razantní snížení délky hranic mezi ploškami a zánik mnoha cest, mezi či travnatých pásů oddělujících jednotlivá pole. Tím došlo ke snížení vlivu ekotonového efektu v rámci těchto plošek a naopak se zvětšil vnitřní prostor, což znamená příznivější podmínky pro „druhy vnitřku“ (Forman a Godron 1993). Pole ovšem nejsou příznivými stanovišti pro mnoho druhů, jelikož jsou každoročně obdělávána, čímž dochází k pravidelné disturbanci a změně přírodních podmínek. Druhovou diverzitou vynikají právě spíše ekotony, kterých v krajině významně ubylo. Dále ekotony často plní funkci koridorů pro migraci druhů nebo naopak mohou vytvářet bariéru, každopádně ovlivňují migraci organismů v krajině a jejich úbytek se nutně projeví v míře konektivity a prostupnosti krajiny pro jednotlivé druhy.

Pozitivní změnou pro rostlinné a živočišné druhy je nárůst celkové plochy lesa, který patří k nejpřirozenějším a nejvíce přírodním stanovištím v naší republice. Ačkoliv i zde jsou patrné antropogenní zásahy, míra sukcese je zde podstatně větší než v případě polí či zastavěných ploch. Velký význam z hlediska konektivity krajiny mají mimolesní bylinné a dřevinné porosty jako například aleje stromů podél silnic, či pásovitě porosty protínající určitou plošku. Nárůst jejich počtu, který byl zaznamenán ve sledovaném období, vede ve většině případů k usnadnění migrace živočichů.

Ke zvýšení biodiverzity také přispívá zvětšení celkové rozlohy a počtu vodních ploch, na které jsou vázány specifické druhy organismů, ačkoliv samozřejmě záleží na kvalitě vody, hloubce rybníka a dalších významných charakteristikách. Velkou biodiverzitou vynikají také mokřady a rákosiny, které jsou mimo jiné významným stanovištěm vodních ptáků. Bohužel v této oblasti dochází k jejich vysoušení a pozvolnému zániku.

Negativním jevem z hlediska biogeografie je zvyšování celkové plochy a větší souvislost zastavěných ploch v území. Tyto oblasti jsou pro živočišné a rostlinné druhy významnou

bariérou a prostředím naprosto nevhodným k přežití. Stejně tak nárůst proporčního zastoupení cestní sítě zvyšuje množství bariér v krajině.

Změny tvaru plošek směrem k jednodušším tvarům mají za následek zvýšení možnosti výskytu vnitřních druhů, které jsou takto méně ohrožovány stanovištními druhy sousedních plošek. Dále větší komplexnost plošek zajišťuje vyšší odolnost vůči šíření nepůvodních druhů z okolního území.

Snižující se míra fragmentace indikuje potenciál pro vyšší četnost populace v rámci jedné plošky, což usnadňuje reprodukci druhů a tak jejich přežití. Zároveň může však být omezujícím faktorem pro živočišné druhy, které ke své reprodukci potřebují více stanovišť různých typů.

Antropocentrické hledisko

Z antropocentrického hlediska hodnocení změn probíhá v rovině funkčního využití a estetického působení krajiny. Funkční využití se pochopitelně zvyšuje, což je nejvíce patrné z nárůstu silnic a cest a zastavěného území. Snaha o co nejlepší dopravní dostupnost a nejefektivnější využití ploch souvisí i se zjednodušováním tvarů plošek, mírou proporčního rozdělení rozlohy tříd i rozmístění různých typů plošek v krajině.

Často však zvyšování funkčního využití probíhá na úkor estetického působení krajiny. Lány scelených polí ani přímé cesty nepůsobí příliš pozitivně na vnímání člověka stejně jako zastavěná území bez vegetace. Naopak poměrně vysokou estetickou hodnotu mají člověkem vytvořené parky s okrasnými rostlinami, které ovšem na druhou stranu zvyšují riziko neočekávaného chování invazních druhů.

Ekologická stabilita

Dle vypočteného koeficientu ekologické stability, který se pohybuje v rozmezí 0,24 – 0,29, se jedná o krajinu „nadprůměrně využívanou se zřetelným narušením přírodních struktur, kde základní ekologické funkce musí být soustavně nahrazovány technickými zásahy“ (Míchal 1985). Mírné zvýšení koeficientu ekologické stability v průběhu let indikuje nepatrné zlepšení ekologické stability krajiny, kterého bylo dosaženo díky většímu zastoupení stabilních ploch, jež poskytují přírodní stanoviště a nejsou příliš často narušovány disturbancemi.

6. DISKUZE METODIKY A VÝSLEDKŮ PRÁCE

Hodnocení změn struktury krajiny v zájmovém území Kačina proběhlo na základě vizuální interpretace mapových podkladů a kvantifikace krajinné struktury pomocí vybraných metrik.

Největším problémem při postupu práce byl výběr relevantních indikátorů – metrik krajinné struktury. Jelikož neexistuje jednotný soubor metrik pro hodnocení krajinné struktury a vhodnost použití různých metrik se liší v závislosti na typu krajiny, množství a typech krajinných prvků obsažených v krajině, určeném cíli práce a dalších předpokladech a požadavcích, zvolené metriky mohou být pro každé hodnocení krajiny odlišné. Mnoho metrik vzájemně koreluje, a proto je důležité vzít v úvahu velikost jejich výpovědní hodnoty pro dané území a následně pak posoudit efektivitu jejich použití.

Metriky byly tedy zvoleny s ohledem na podání co nejlepších informací o struktuře krajiny daného území. Výběr byl koncipován tak, aby byly kvantifikovány všechny zásadní charakteristiky struktury krajiny, a zároveň aby nedocházelo ke zbytečné redundanci výsledků.

Výrazným limitem pro aplikaci metrik bylo využití programů Patch Analyst a V-LATE, jelikož tyto programy nenabízí výpočet takového množství a druhů metrik jako například program FRAGSTATS.

Dalším limitním faktorem hodnocení je kontinuita a kvalita dat. Historické letecké snímky nejsou pořízeny v příliš kvalitním rozlišení a existují pouze v černobílé podobě, takže je poměrně obtížné z nich vyčíst podrobné využití půdy. Proto byly vyklasifikovány jen základní typy land use. Časová rozmezí pořízení snímků jsou poměrně velká. Pro kvalitnější analýzu by bylo vhodné mít k dispozici minimálně také data za období mezi lety 1976 a 2006, ideálně jednu sadu snímků z 80. let a druhou z počátku 90. let, kdy docházelo k restituci majetku, privatizaci a decentralizaci hospodářského systému. Pro vyrovnané a úplné kvalitní zhodnocení změn v 2. polovině 20. století by bylo vhodné ještě doplnit data z přelomu 50. a 60. let. Tak by celková sada dat obsahovala informace o land use v přibližně desetiletých intervalech.

Výsledky hodnocení krajinné struktury v zájmovém území Kačina potvrdily stanovenou hypotézu. Kvantifikací struktury krajiny pomocí krajinných metrik byly prokázány její významné změny, které mají zásadní vliv na procesy a funkce v krajině. Největší dopady změn na funkce krajiny byly zapříčiněny agregací plošek zejména orné půdy, zvyšováním rozlohy a souvislosti zastavěného území a zjednodušení tvarů plošek.

7. ZÁVĚR

Pro hodnocení krajinné struktury se geoinformační systémy ukázaly být velice užitečnými nástroji. Rychlostí a přesností výpočtů v tomto ohledu významně převyšují lidský prvek. Krajinné metriky se potvrdily jako velice významné indikátory pro zhodnocení krajinné struktury, především z hlediska kvantifikace strukturních charakteristik. Je ovšem nutné počítat také s jejich limitami.

Neexistuje jednotný soubor metrik relevantních pro všechny krajiny. Proto je základním krokem při každé analýze krajiny vytvořit a aplikovat specifický soubor metrik sestavený dle určeného cíle práce, dostupných dat a dalších požadavků a omezení.

Využitím geoinformačních programů pro aplikaci metrik byly prokázány v zájmovém území Kačina významné změny struktury krajiny z hlediska land use. Analýzou jednotlivých tříd využití půdy, ale i celé krajiny byl zjištěn převažující proces agregace plošek, rozšiřování zastavěného území, snižování podílu zemědělské půdy a mnoho dalších významných procesů, které ovlivnily strukturu i funkci krajiny.

Pro celkové zhodnocení krajiny, jejích změn a procesů v ní probíhajících je ovšem důležité vzít v úvahu kromě strukturního hlediska také hledisko funkční.

ZDROJE:

Literatura

BALATKA, Břetislav. *Mapa geomorfologického členění ČR 1 : 100 000*. Praha: ČÚZK 2006.

BAYER, Tomáš. *Algoritmy v digitální kartografii*. Praha: Karolinum, 2008. 252 s.

BIAN, Ling. Multiscale Nature of Spatial Data in Scaling Up Environmental Models. In QUATTROCHI, Dale A.; GOODCHILD, Michael F. *Scale in Remote Sensing and GIS*. Boca Raton, FL: CRC Lewis, 1997. s. 13 – 26.

BUECHNER, Marybeth. Are small-scale landscape features important factors for field studies of small mammal dispersal sinks?. *Landscape Ecology*. 1989, 2, 3, s. 191 - 199. Dostupný z WWW: <<http://landscape.forest.wisc.edu/landscapeecology>>.

CULEK, Martin, et al.: *Biogeografické členění České republiky*. Praha: Enigma, 1995. 384 s.

ČAPEK, Richard, et al. *Geografická kartografie*. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 1992. 374 s.

DALE, Virginia H.; BEYELER, Suzanne C. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Elsevier: Ecological Indicators*. 2001, 1, s. 3 - 10. Dostupný také z WWW: <www.elsevier.com/locate/ecolind>.

EEA. *Core Set of Indicators – Guide: Report No. 1/2005*. Copenhagen: EEA - European Environment Agency. 2005, 37 s.

EEA - GABRIELSEN, Peder; BOSCH, Peter. *Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting*. Copenhagen: EEA - European Environment Agency. 2003, 20 s.

FORMAN, Richard T. T.; GODRON, Michel. *Krajinná ekologie*. Praha: Academia, 1993. 584 s.

GRIFFITH, Jerry A.; MARTINKO, Edward A.; PRICE, Kevin P. Landscape structure analysis of Kansas at three scales. *Elsevier: Landscape and Urban Planning*. 2000, 52, s. 45 - 61. Dostupný také z WWW: <www.elsevier.com/locate/landurbplan>.

GUSTAFSON, Eric J. Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art?. *Ecosystems*. 1998, 1, s. 143 - 156. Dostupný z WWW: <<http://landscape.forest.wisc.edu>>.

GUSTAFSON, Eric J. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology*. 1996, 77, 1, s. 94 - 107. Dostupný z WWW: <www.jstor.org>.

HALOUNOVÁ, Lena; PAVELKA, Karel. *Dálkový průzkum Země*. Praha: Vydavatelství ČVUT, 2005. 192 s.

HAMMOND, Allen, et al. *Environmental indicators: A systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development*. Washington, DC: World Resources Institute, 1995. 50 s. Dostupné z WWW: <<http://pdf.wri.org>>.

HANSKI, Ilkka; OVASKAINEN, Otso. Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology* [online]. 2003, 64, 1, s. 119 - 127. Dostupný z WWW: <<http://www.elsevier.com/locate/ytpebi>>.

HEINK, Ulrich; KOWARIK, Ingo. What are indicators? On the definition of ecology and environmental planning. *Elsevier: Ecological Indicators*. 2010, 10, s. 584 - 593. Dostupný také z WWW: <www.elsevier.com/locate/ecolind>.

JAEGER, Jochen A. G. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*. 2000, 15, s. 115 - 130. Dostupný z WWW: <www.springerlink.com>.

JAEGER, J. A. G., et al. Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology*. 2007, 22, 3. Dostupný z WWW: <www.springerlink.com>.

JESSEL, Beate. Elements, characteristics and character: Information functions of landscapes in terms of indicators. *Elsevier: Ecological Indicators*. 2006, 6, s. 153 - 167. Dostupný také z WWW: <www.elsevier.com/locate/ecolind>.

KOLÁŘ, Jan. *Geografické informační systémy 10*. Praha: Vydavatelství ČVUT, 2003. 161 s.

KREJČÍ, Jiří; CAJTHAML, Jiří. Müllerovy mapy Českých zemí, jejich digitalizace a zpracování. *Kartografické listy*. 2007, 15, s. 51 - 59. Dostupný také z WWW: <<http://projekty.geolab.cz/gacr/b/files>>.

KUCHAŘ, Karel. *Kapitoly z nauky o mapách*. Praha: Melantrich, 1943. 124 s.

KURTZ, J. C.; JACKSON, L. E.; FISHER, W. S. Strategies for Evaluating Indicators Based on Guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and Development Ecological Indicators. *Elsevier: Ecological Indicators*. 2001, 1, s. 49 - 60. Dostupný z WWW: <www.elsevier.com/locate/ecolind>.

LAUSCH, A.; HERZOG, F. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Elsevier: Landscape and Urban Planning*. 2002, 2, s. 45 - 61 . Dostupný z WWW: <www.elsevier.com/locate/ecolind>.

LEITÃO, André Botequilha, et al. *Measuring landscapes: A Planner's Handbook*. Washington, DC: Island Press, c2006. 245 s.

LI, Habin; REYNOLDS, James F. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology*. 1994, 75, s. 46 - 55. Dostupný z WWW: <www.jstor.cz>.

LIPSKÝ, Zdeněk. *Geomorfologické členění Kutnohorska*. Kostelec nad Černými lesy: ÚAE LF ČZU, 2001. 80 s.

LIPSKÝ, Zdeněk. *Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů*. Praha: Karolinum, 1998. 129 s.

LIPSKÝ, Zdeněk. *Sledování změn v kulturní krajině*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s.r.o., 2000. 76 s.

LÖW, Jiří; MÍCHAL, Igor. *Krajinný ráz*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s.r.o., 2003. 552 s.

MCGARIGAL, Kevin. *FRAGSTATS Metrics*. Amherst, MA: University of Massachusetts, 2002. Dostupný také z WWW: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats_documents.html>

MCGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*. 1998, 73, s. 181 – 201. Dostupný z WWW: <<http://www3.interscience.wiley.com>>.

MORAVEC, D., VOTÝPKA, J. *Klimatická regionalizace České republiky*. Praha: Karolinum, 1998. 87 s.

MÍCHAL, Igor. 1985 in MÍCHAL, Igor. *Ekologická stabilita*. Brno: Veronica, 1992. 275 s.

MIMRA, Miroslav (1995): Struktura krajiny. In: ZDENĚK, Lipský. *Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů*. Praha: Karolinum, 1998. 129 s.

NAGENDRA, Harini; SOUTHWORTH, Jane; MUNROEB, Darla K. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Elsevier: Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2004, 101, s. 111 - 115. Dostupný z WWW: <www.elsevier.com/locate/agee>.

NĚMEČEK Jan et al. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. Praha: ČZU, 2001. 78 s.

NIEMEIJER, David; GROOT, Rudolf S. de. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Elsevier: Ecological Indicators*. 2008, 8, s. 14 - 25. Dostupný také z WWW: <www.sciencedirect.com>.

NOSS, Reed F. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*. 1990, 4, s. 355 - 364. Dostupný také z WWW: <<http://people.ucsc.edu/~cwilmers/ENVS120/noss1990.pdf>>.

NOVÁK, Václav; MURDYCH, Zdeněk. *Kartografie a topografie*. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 1988. 320 s.

NRC. *Ecological Indicators for the Nation*. Washington, DC: National Academy Press, 2000. 180 s. Dostupný také z WWW: <<http://books.nap.edu>>

O'NEILL, R. V., et al. Indices of Landscape Patterns. *Landscape Ecology*. 1988, 1, 3, s. 153 - 162. Dostupný také z WWW: <<http://landscape.forest.wisc.edu/landscapeecology>>.

OECD. *Environmental Indicators: Development, Measurement and Use*. Paris: OECD Publications Service, 2003. 37 s. Dostupné z WWW: <<http://www.oecd.org>>.

OECD. *Environmental Indicators: Towards Sustainable Development*. Paris: OECD Publications Service, 2001. 155 s. Dostupné z WWW: <<http://www.oecd.org>>.

OECD. *Environmental Indicators for Agriculture: Volume 1 Concepts and Development*. Paris: OECD Publications Service, 1999. 45 s. Dostupné z WWW: <<http://www.oecd.org>>.

OTT, W. R., 1978 in WASCHER, D. M. Landscape-indicator development: steps towards a European approach. In JONGMAN, R. H. G. *The New Dimensions of the European Landscape*. Dordrecht, NL : Springer, c2004. s. 237 - 252.

PANNELL, David J.; GLENN, Nicol A. A framework for the economic evaluation and selection of sustainability indicators in agriculture. *Elsevier: Ecological Economics* [online]. 2000, 33, 1, s. 135 – 149. Dostupný z WWW: <www.sciencedirect.com>.

QUATTROCHI, Dale A.; GOODCHILD, Michael F. Scale, Multiscaling, Remote Sensing, and GIS. In QUATTROCHI, Dale A.; GOODCHILD, Michael F. *Scale in Remote Sensing and GIS*. Boca Raton, FL: CRC Lewis, 1997. s. 1 – 11.

QUATTROCHI, Dale A., et al. Image Characterization and Modeling System (ICAMS): A Geographic Information System for the Characterization and Modeling of Multiscale Remote Sensing Data. In QUATTROCHI, Dale A.; GOODCHILD, Michael F. *Scale in Remote Sensing and GIS*. Boca Raton, FL: CRC Lewis, 1997. s. 1 – 11

QUITT, E. *Klimatické oblasti Československa*. Brno: Československá akademie věd - geografický ústav, 1971. 73 s.

REMPEL, R. S.; HANNON, S. J.; ANDISON, D. W. Guiding principles for developing an indicator and monitoring framework. *Forestry Chronicle*. 2004, 80, s. 82 - 90. Dostupný z WWW: <<http://flash.lakeheadu.ca>>.

ROMERO, Susan, et al. Movement behavior in response to landscape structure: the role of functional grain. *Landscape Ecology*. 2009, 24, s. 39 - 51. Dostupný z WWW: <www.springerlink.com>.

SCHOMAKER, M. Development of Environmental Indicators in UNEP. In: *Land Quality Indicators and their Use in Sustainable Agriculture and Rural Development*. Rome: FAO, 1997. s. 25-34. Dostupné z WWW: <<http://www.mpl.ird.fr/crea/tallercolombia/FAO/AGLL/pdfdocs/landqual.pdf>>.

SKLENIČKA, Petr. *Základy krajinného plánování*. Praha: Naděžda Skleničková, 2003. 321 s.

SMEETS, Edith; WETERINGS, Rob. *Ecological indicators: Typology and Overview*. Copenhagen: EEA, 1999. 19 s. Dostupné také z WWW: <www.eea.europa.eu/publications/TEC25>.

STEJSKALOVÁ, D. Průzkum a analýza současného stavu mikroregionu Spolek pro rozvoj venkova Moravský kras. Uživatelský výstup projektu QF4061. Praha: VÚMOP, 2004. 37s. Dostupný také z WWW: <<http://www.vumopbrno.cz/stazeni/PASSM%20MK%20I.pdf>>

ŠANTRŮČKOVÁ, Markéta et al. *Aktivita 802A03 Shrnutí poznatků z oblasti historického vývoje krajiny zájmového území*. Projekt VaV MŠMT Kačina 2006 – 2011. 2008 Dostupné z WWW:< <http://www.projektkacina.estranky.cz>>

TAYLOR, P. D. et al. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*. 1993, 3 s. 571 – 573. Dostupný také z WWW: < <http://www.jstor.org/stable/3544927>>

TOMÁŠEK, Milan. *Půdy České republiky*. Praha: Český geologický ústav, 2000. 68 s.

TURNER, Monica Goigel. Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Reviews*. 1989, 20, s. 171 - 197. Dostupný z WWW: <www.jstor.cz>.

UUEMAA Evelin, et al. Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research. *Living Rev. Landscape Res.* 2009, 3, s. 1 – 28. Dostupný také z WWW: < <http://www.livingreviews.org/lrlr-2009-1>>.

WASCHER, D. M. Landscape-indicator development: steps towards a European approach. In JONGMAN, R. H. G. *The New Dimensions of the European Landscape*. Dordrecht, NL : Springer, c2004. s. 237 - 252.

YAO, Jin, et al. Woody plant colonization in an experimentally fragmented landscape. *ECOGRAPHY*. 1999, 22, s. 715 - 728. Dostupný z WWW: <<http://www.jstor.org>>.

ZONNEVELD, I. S. *Land Ecology*. Amsterdam: SPB Academic Publishing, 1995. 199 s.

ZURLINI, G.; ZACCARELLI, N.; PETROSILLO, I. Indicating retrospective resilience of multi-scale patterns of real habitats in a landscape. *Elsevier : Ecological Indicators*. 2006, 6, s. 184 - 204. Dostupný také z WWW: <www.elsevier.com/locate/ecolind>.

Internetové zdroje

Česká geologická služba [online]. 2004 [cit. 2010-03-15]. Dostupné z WWW: <<http://www.geology.cz/extranet>>

Český hydrometeorologický ústav [online]. c1997 - 2010 [cit. 2010-03-17]. Dostupné z WWW: <<http://pocasi.chmi.cz/index.html/>>.

Gisat [online]. 1990 - 2010 [cit. 2010-04-15]. Dostupné z WWW: <<http://www.gisat.cz/content/cz/>>.

PENÍŽEK, Vít. *Kartografie a geografické informační systémy. (Texty k přednáškám.)* [online]. 2009 [cit. 2010-04-10]. Dostupné z WWW: <http://af.czu.cz/~penizek/Kartografie/10_GIS%20a%20kartografie.pdf>.

Projekt VaV MŠMT Kačina 2006 - 2011 [online]. c2005 - 2008 [cit. 2010-03-08]. Dostupné z WWW: <<http://www.projektkacina.estranky.cz/>>.

Taxonomický klasifikační systém půd ČR [online]. 2004 [cit. 2010-03-13]. Dostupné z WWW: <<http://klasifikace.pedologie.czu.cz/>>.

Mapové podklady

Česká geologická služba [online]. 2004 [cit. 2010-03-12]. GeoINFO. Geologická mapa 1 : 50 000. Dostupné z WWW: <<http://mapy.geology.cz/website/GEOinfo/viewer2.htm>>.

Český úřad zeměměřičský a katastrální [online]. Praha: c2004 – 2010 [cit. 2010-03-11]. Katastrální mapa 1 : 50 000. Dostupné z WWW: <<http://nahlizenidokn.cuzk.cz/Mapa.aspx?typ=CR&id=0>>.

Český úřad zeměměřičský a katastrální. Praha: 2005 [cit. 2010-03-11]. ZABAGED – Základní báze geografických dat 1:10 000.

Portál veřejné správy České republiky [online]. Praha: c2003 – 2010 [cit. 2010-03-11]. Pedologická mapa 1 : 100 000. Dostupné z WWW: <http://geoportal.cenia.cz/mapmaker/MapWin.aspx?M_Site=cenia&M_Lang=cs>.

Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i. Praha: 2008 [cit. 2010-04-20]. Databáze land use Novodvorsko – Kačina v letech 1950, 1968, 1976, 2006 1 : 25 000.

Další zdroje:

ESRI. *ArcGIS 9.3: A Complete Integrated System*. 2008.

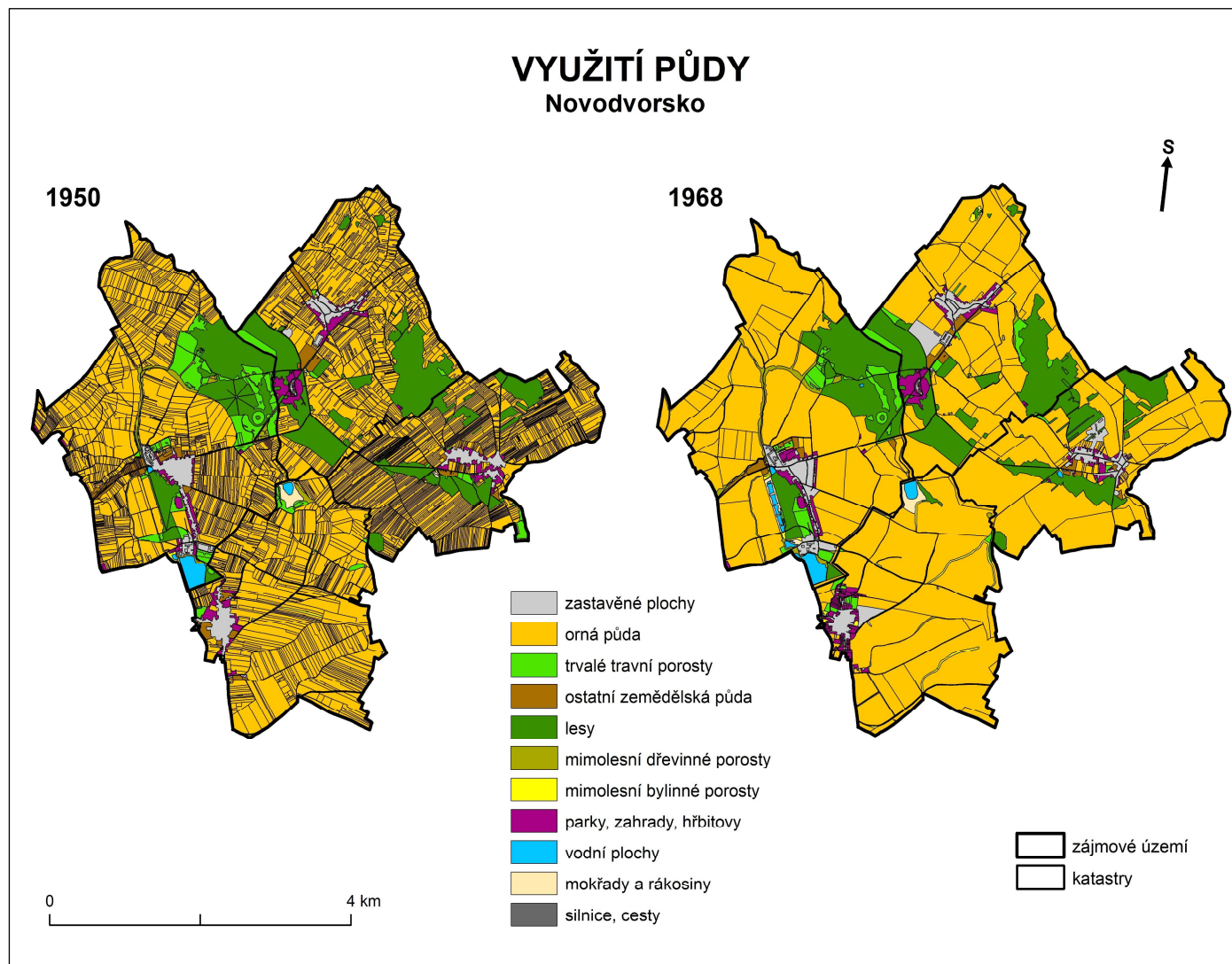
LANG Stefan et al. *V-LATE 1.1: Vector-based Landscape Analysis Tools (Extension for ArcGIS 9)*. LARG. 2003. Dostupný z WWW: <<http://www.geo.sbg.ac.at/larg/vlate.htm>>

MCGARIGAL, K. et al. *Fragstats 3.3: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. 2002. Dostupný z WWW: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>

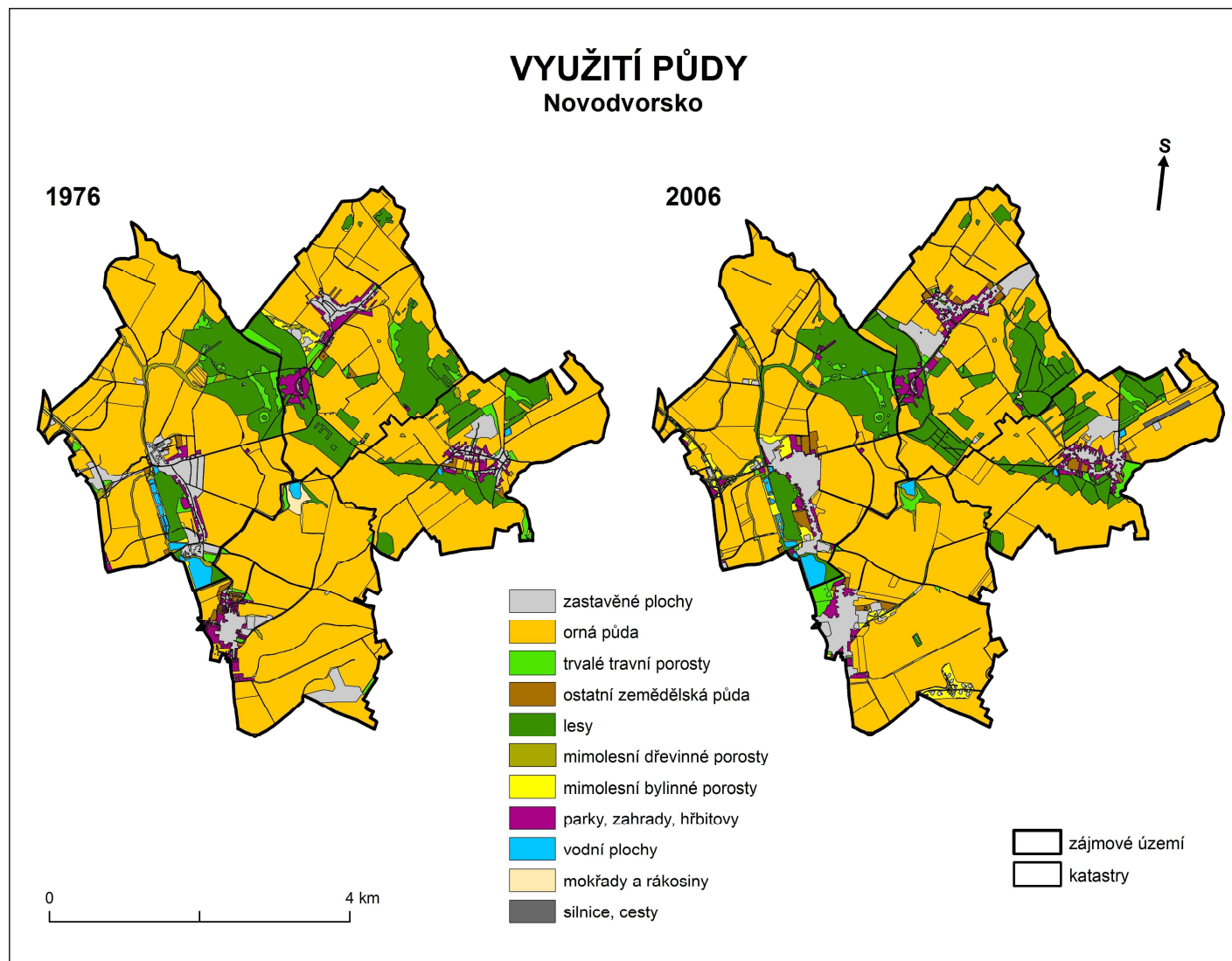
REMPEL, R. S., CARR A. P., KAUKINEN D. *Patch Analyst extension for ArcMap: Version 4.2*. Ontario Ministry of Natural Resources. 2008. Dostupný z WWW: <<http://flash.lakeheadu.ca/~rrempel/patch>>

EASTMAN, J. Ronald. *Land Change Modeler 1.0 (Software Extension for ArcGIS)*. IDRISI Production. 2005-2007. Clark University.

Příloha 1: Mapy změn využití půdy



Příloha 1 : Mapy změn využití půdy



Zdroj: vlastní kartografická práce, ČÚZK, VÚKOZ

Příloha 2: Výsledné hodnoty vybraných metrik a koeficientu ekologické stability

Úroveň krajiny

Area metrics	1950	1968	1976	2006
Total landscape area (TLA) [ha]	2681,1951	2681,1951	2681,1951	2681,1951
Number of Patches (NumP)	5130	980	1057	1009
Diversity Metrics				
Shannon's Evenness Index (SEI)	0,4238	0,4280	0,4598	0,4902
Koeficient ekologické stability (Míchal 1985)	0,0016	0,0033	0,0045	0,0028

Úroveň tříd

Number of Patches (NP)	1950	1968	1976	2006
zastavěné území	132	147	200	42
orná půda	4023	247	140	164
trvalé travní porosty	107	57	53	64
ostatní zemědělská půda	86	32	42	35
lesy	71	61	59	115
mimolesní dřevinné porosty	132	158	194	189
mimolesní bylinné porosty	182	81	129	189
parky, zahrady, hřbitovy	106	124	150	116
vodní plochy	7	11	18	18
mokřady a rákosiny	4	4	5	2
silnice, cesty	110	58	67	75

Class Area (CA) [ha]	1950	1968	1976	2006
zastavěné území	71,3404	90,4522	125,9225	153,5890
orná půda	1995,9477	1965,9378	1901,6664	1819,1116
trvalé travní porosty	90,4097	58,5693	58,7697	47,6394
ostatní zemědělská půda	38,7987	20,3491	15,1094	26,2454
lesy	316,6835	366,2634	369,4676	400,5704
mimolesní dřevinné porosty	40,6512	42,4653	52,7204	43,9392
mimolesní bylinné porosty	14,4645	21,2634	30,9271	64,1912
parky, zahrady, hřbitovy	50,0389	56,3335	59,7854	62,0948
vodní plochy	12,6900	17,7180	20,2478	18,4608
mokřady a rákosiny	5,3365	9,8727	8,8758	0,5761
silnice, cesty	44,8340	32,0603	37,7246	44,0494

Mean Patch Size (MPS) [ha]	1950	1968	1976	2006
zastavěné území	0,5405	0,6153	0,6296	3,6569
orná půda	0,4961	7,9593	13,5833	11,0921
trvalé travní porosty	0,8450	1,0275	1,1089	0,7444
ostatní zemědělská půda	0,4511	0,6359	0,3597	0,7499
lesy	4,4603	6,0043	6,2622	3,4832
mimolesní dřevinné porosty	0,1346	0,2688	0,2718	0,2325
mimolesní bylinné porosty	0,0795	0,2625	0,2397	0,3396
parky, zahrady, hřbitovy	0,4721	0,4543	0,3986	0,5353
vodní plochy	1,8129	1,6107	1,1249	1,0256
mokřady a rákosiny	1,3341	2,4682	1,7752	0,2880
silnice, cesty	0,4076	0,5528	0,5631	0,5873

Median Patch Size (MedPS) [ha]	1950	1968	1976	2006
zastavěné území	0,0502	0,0528	0,0602	0,2804
orná půda	0,2992	3,0852	5,9734	3,2789
trvalé travní porosty	0,3349	0,5242	0,6621	0,2842
ostatní zemědělská půda	0,2010	0,5073	0,2377	0,4500
lesy	1,6818	1,5745	1,3454	0,9662
mimolesní dřevinné porosty	0,0357	0,0763	0,0626	0,0979
mimolesní bylinné porosty	0,0366	0,1206	0,1119	0,1275
parky, zahrady, hřbitovy	0,2047	0,2178	0,1595	0,2636
vodní plochy	0,3611	0,5491	0,4848	0,3542
mokřady a rákosiny	0,1883	2,2212	0,1158	0,2880
silnice, cesty	0,1643	0,2718	0,2114	0,1555

Total Edge (TE) [m]	1950	1968	1976	2006
zastavěné území	42248,8388	55854,1586	69504,2152	58246,7076
orná půda	1686850,9797	299654,3175	227596,2978	217609,7656
trvalé travní porosty	46017,6915	30480,1043	29776,8963	27578,4159
ostatní zemědělská půda	28743,6098	21378,2104	20980,8078	13405,2220
lesy	65314,3345	69205,9626	69630,8309	102184,4224
mimolesní dřevinné porosty	111200,6397	97858,8026	95528,2364	79048,3683
mimolesní bylinné porosty	61178,5000	61885,4093	81084,5421	115845,6668
parky, zahrady, hřbitovy	38167,7835	46184,6429	49920,8959	50640,4811
vodní plochy	2798,1676	5812,0713	6897,2576	6237,9772
mokřady a rákosiny	1918,7658	6744,2774	6604,8679	664,1744
silnice, cesty	229107,5996	142384,3474	136024,9344	143935,0631

Mean Shape Index (MSI)	1950	1968	1976	2006
zastavěné území	1,5865	1,6308	1,5038	2,0503
orná půda	1,9210	1,6352	1,6190	1,5344
trvalé travní porosty	1,7325	1,7234	1,6908	1,6871
ostatní zemědělská půda	1,6429	4,2557	3,2856	1,4537
lesy	1,5660	1,6622	1,5970	1,7308
mimolesní dřevinné porosty	3,3333	3,9857	3,2567	2,4887
mimolesní bylinné porosty	3,4351	4,8877	4,2645	3,2056
parky, zahrady, hřbitovy	1,6025	1,6696	1,6338	1,7408
vodní plochy	1,4341	1,4022	1,2948	1,2742
mokřady a rákosiny	1,4314	3,1527	3,0980	1,9120
silnice, cesty	8,4958	9,0085	7,1800	6,5253

Mean Perimeter - Area Ratio (MPAR)	1950	1968	1976	2006
zastavěné území	2514,7992	2285,6585	3533,1785	1428,5810
orná půda	1458,1995	684,3830	427,8814	653,8341
trvalé travní porosty	1510,5636	1038,9193	912,1094	1391,3359
ostatní zemědělská půda	1286,0791	4987,9094	3442,5095	1159,4457
lesy	659,3761	669,9967	540,2644	1184,7939
mimolesní dřevinné porosty	6624,2576	5534,1861	5214,8438	3260,3963
mimolesní bylinné porosty	6358,8088	6093,0160	5620,7535	3360,7746
parky, zahrady, hřbitovy	1433,4085	1271,7935	1438,9307	1259,8560
vodní plochy	1371,9714	903,6636	796,4500	835,4611
mokřady a rákosiny	1046,3500	1060,1000	1910,0400	1449,1000
silnice, cesty	6514,0027	5817,5259	4830,5687	4854,7547

Mean Patch Fractal Dimension (MPFD)	1950	1968	1976	2006
zastavěné území	1,5268	1,5105	1,4891	1,4524
orná půda	1,4753	1,3590	1,3288	1,3382
trvalé travní porosty	1,4545	1,4192	1,4112	1,4473
ostatní zemědělská půda	1,4468	1,6068	1,5773	1,4067
lesy	1,3668	1,3713	1,3545	1,4045
mimolesní dřevinné porosty	1,8072	1,7647	1,7273	1,5973
mimolesní bylinné porosty	1,8105	1,7879	1,7630	1,6408
parky, zahrady, hřbitovy	1,4559	1,4513	1,4615	1,4513
vodní plochy	1,4161	1,3746	1,3640	1,3676
mokřady a rákosiny	1,4047	1,4950	1,5449	1,4812
silnice, cesty	1,8567	1,8454	1,7972	1,7860

Proportion (PROP)	[%]	1950	1968	1976	2006
zastavěné území		2,66	3,37	4,7	5,73
orná půda		74,44	73,32	70,93	67,87
trvalé travní porosty		3,37	2,18	2,19	1,78
ostatní zemědělská půda		1,45	0,76	0,56	0,98
lesy		11,81	13,66	13,78	14,94
mimolesní dřevinné porosty		1,52	1,58	1,97	1,64
mimolesní bylinné porosty		0,54	0,79	1,15	2,39
parky, zahrady, hřbitovy		1,87	2,1	2,23	2,32
vodní plochy		0,47	0,66	0,76	0,69
mokřady a rákosiny		0,2	0,37	0,33	0,02
silnice, cesty		1,67	1,2	1,41	1,64

Landscape Division Index (DIVISION) [%]	1950	1968	1976	2006
zastavěné území	86,48	94,89	94,84	88,05
orná půda	99,93	98,74	98	97,16
trvalé travní porosty	96,67	95,6	95,71	94,32
ostatní zemědělská půda	96,31	93,45	95,39	93,81
lesy	91,87	91,64	92,2	90,12
mimolesní dřevinné porosty	97,06	95,01	95,08	98,05
mimolesní bylinné porosty	97,89	95,29	96,85	97,09
parky, zahrady, hřbitovy	96,58	96,83	97,55	97,46
vodní plochy	35,7	70,66	75,9	70,97
mokřady a rákosiny	16,15	57,82	45,34	41,02
silnice, cesty	96,85	95,13	93,9	93,12

Splitting Index (SPLIT)	1950	1968	1976	2006
zastavěné území	7,39	19,57	19,37	8,37
orná půda	1373,76	79,25	50,05	35,22
trvalé travní porosty	30,05	22,73	23,3	17,6
ostatní zemědělská půda	27,1	15,26	21,71	16,15
lesy	12,3	11,96	12,82	10,12
mimolesní dřevinné porosty	34,06	20,02	20,33	51,18
mimolesní bylinné porosty	47,32	21,25	31,73	34,32
parky, zahrady, hřbitovy	29,26	31,5	40,8	39,36
vodní plochy	1,56	3,41	4,15	3,44
mokřady a rákosiny	1,19	2,37	1,83	1,7
silnice, cesty	31,8	20,52	16,38	14,53

Effective Mesh Size (MESH) [ha]	1950	1968	1976	2006
zastavěné území	9,6481	4,6211	6,5004	18,3586
orná půda	1,4529	24,8064	37,9944	51,6537
trvalé travní porosty	3,0083	2,5770	2,5222	2,7075
ostatní zemědělská půda	1,4315	1,3337	0,6961	1,6247
lesy	25,7443	30,6262	28,8195	39,5838
mimolesní dřevinné porosty	1,1935	2,1211	2,5938	0,8585
mimolesní bylinné porosty	0,3057	1,0007	0,9747	1,8703
parky, zahrady, hřbitovy	1,7100	1,7884	1,4652	1,5777
vodní plochy	8,1595	5,1992	4,8797	5,3589
mokřady a rákosiny	4,4745	4,1644	4,8514	0,3398
silnice, cesty	1,4101	1,5622	2,3028	3,0323

Zdroj: vlastní výpočty