

---

# GEOGRAFICKÝ ČASOPIS

---

60

2008

1

---

*Monika Kopecká, Jozef Nováček\**

## HODNOTENIE FRAGMENTÁCIE KRAJINNEJ POKRÝVKY NA BÁZE DÁTOVÝCH VRSTIEV CORINE LAND COVER

**M. Kopecká, J. Nováček:** The land cover fragmentation assessment based on the CORINE Land Cover data. *Geografický časopis*, 60, 2008, 1, 4 figs., 2 tabs., 34 refs.

Changes of landscape configuration, especially in the forest landscape, have raised concerns about habitat fragmentation and its impact on biodiversity. Effective conservation measures require knowledge about the factors that cause the forest fragmentation and about their effects. Landscape metrics based on remote sensing data can assist in quantifying the fragmentation process and in assessing habitat quality of the remaining forest. The CORINE Land Cover (CLC) databases represent appropriate input data that characterize the landscape in Slovakia in 1990 and in 2000. Therefore, the purpose of this study was to present the fragmentation assessment using the CLC databases. Quantification of indices: number of forest patches, mean patch size, total forest area, percentage of study area occupied by forest, total forest edge, forest proportion and forest connectivity based on both vector and raster data is presented in order to document the state and changes of forest area and its configuration. The study areas consist of 4 administrative districts situated in the northern part of Slovakia. Our results document not only the decrease of forestland in the period 1990-2000, but also a remarkable decrease in proportion of the core forest area. On the other hand, the area of the forest edge, forest patch and perforated forest categories increased.

**Key words:** fragmentation, landscape configuration, forest area, CORINE Land Cover

---

\*Geografický ústav SAV, Štefánikova 49, 814 73 Bratislava, geogmari@savba.sk, jozef.novacek@sazp.sk

## ÚVOD

V súvislosti s čoraz častejšie spomínanou problematikou ohrozovania biodiverzity na rôznych hierarchických úrovniah a princípmi trvalo udržateľného rozvoja sa zvyšuje záujem o sledovanie a následné hodnotenie fragmentácie biotopov, vegetačných typov, prípadne tried krajnej pokrývky. Fragmentácia biotopov významou mierou ovplyvňuje viaceré ekologické funkcie krajiny, najmä priestorové rozšírenie vybraných rastlinných a živočíšnych druhov a spoločenstiev (Bruna a Kress 2002, Kurosawa a Askins 2003, Parker et al. 2005). Keďže fragmenty ich pôvodných biotopov pri znížení svojej rozlohy a zvýšení svojej izolácie nedokážu zabezpečovať vhodné podmienky pre život a reprodukciu niektorých organizmov, v dôsledku procesu fragmentácie dochádza k poklesu druhovej biodiverzity, funkčným zmenám v ekologických procesoch (napríklad narušeniu trofických reťazcov – Valladres et al. 2006), ako aj ku genetickým zmenám organizmov (Cunningham a Moritz 1998, Gibbs 2001).

Podľa Faaborga (1993) história výskumov orientovaných na dôsledky fragmentácie siaha do šesťdesiatych rokov minulého storočia, kedy bola po prvýkrát publikovaná teória biogeografie ostrovov (MacArthur a Wilson 1963). Základom tejto teórie je poznatok, že čím menšie a čím vzdialenejšie sú jednotlivé ostrovy, tým nižší počet druhov tam nachádza vhodné podmienky pre svoju trvalú existenciu. Zistené skutočnosti sa však nevzťahujú len na ostrovy v pravom slova zmysle. Ako uvádzajú Madera a Zimová (2004), obdobné vlastnosti boli zaznamenané aj v prípade „ostrovov“, resp. fragmentov prirodzených biotopov v „mori“ agroindustriálnej krajiny.

K najčastejšie sledovaným dôsledkom fragmentácie patrí najmä hodnotenie vplyvu na vtáctvo. Betts et al. (2006), ktorý skúmal závislosť dvoch vtáčích druhov od fragmentácie ich prirodzených biotopov, potvrdzuje hypotézu, že krajinná konfigurácia je pre vybrané druhy dôležitá len v prípade nedostatočnej výmery a izolovaného výskytu vhodných biotopov. Faaborg et al. (1993) vo svojej štúdii poukazuje na hlavné dôsledky fragmentácie na neotropické migrujúce vtáctvo a zároveň prezentuje návrhy na minimalizáciu negatívnych efektov fragmentácie pre krajinný manažment. Parker et al. (2005) zistoval vplyv rozlohy lesa a lesných okrajov na rozšírenie 26 druhov spevavcov a konštatuje, že fragmentácia lesov na malé areály negatívne na mnohé druhy, pričom na výskyt vtákov viac vplýva rozloha lesa ako jeho tvar (dĺžka okrajov). Podobne Trzcinski et al. (1999) na základe výsledkov analýzy výskytu 31 druhov vtákov hniezdiacich v lesoch zdôrazňuje, že pokles rozlohy lesov má závažnejšie negatívne dôsledky ako samotná fragmentácia a úbytok rozlohy lesa nie je možné nahradíť optimalizáciou priestorového usporiadania zvyškových fragmentov. K podobným záverom dospeli aj Kuroshawa a Askins (2003), ktorí konštatujú, že pre zachovanie niektorých druhov v opadavých lesoch je nevyhnutný výskyt dostatočne veľkých súvislých areálov lesa. Títo autori zároveň považujú rozlohu lesov za vhodný indikátor výskytu vybraných druhov vtákov. Riitters et al. (2002) na základe štúdii viacerých autorov konštatuje, že zmeny v rozlohe lesov a ich zvýšená fragmentácia môžu ovplyvniť 80 až 90 % všetkých cicavcov, plazov, vtákov a obojživelníkov. Fragmentácia biotopov zároveň vplýva aj na rastlinné druhy a spoločenstvá, v jej dôsledku boli zaznamenané napríklad zmeny v štruktúre populácií a ich reprodukčných schopností (Bruna a Kress 2002) a

tiež zmeny v genetickej divergencii populácií (Gibbs 2001). Hoci problematika fragmentácie biotopov sa často prezentuje ako problém ohrozených a zraniteľných druhov, výsledky Van Rossuma a Triesta (2006) ukazujú, že aj bežne sa vyskytujúce druhy vyžadujú na zabezpečenie svojej životoschopnosti dostatočne veľké populácie.

Dôležitým aspektom fragmentácie je rozsah a štruktúra fragmentov (ich tvar, veľkosť, priestorové usporiadanie a pod.). Tieto priestorové parametre je možné hodnotiť s využitím viacerých kvantitatívnych metód, ktoré prezentovali napríklad McGarigal a Marks (1995), Keitt et al. (1997), D'Eon et al. (2002), Riitters et al. (2002 a 2006), Riitters (2005). V tomto procese zohrávajú dôležitú úlohu vstupné dátá získané metódami diaľkového prieskumu Zeme (DPZ). Skole a Tucker (1993) s využitím satelitných dát z rokov 1978 a 1988 hodnotili mieru fragmentácie v oblasti tropických amazonských pralesov. Iným príkladom je štúdia Kummerle et. al. (2006), v ktorej autori s využitím satelitných dát vytvorili mapy krajinnej pokrývky a následne vypočítali indexy fragmentácie v pohraničných regiónoch Poľska, Slovenska a Ukrajiny. V štúdii Coppedge et al. (2001) boli pri vyhodnocovaní fragmentácie prirodzených lúk využité letecké snímky z rokov 1965, 1981 a 1995.

V rámci Slovenska k vhodným a dobre dostupným vstupným dátam patria najmä dátové vrstvy CORINE Land Cover (CLC), ktoré boli odvodené prostredníctvom interpretácie satelitných snímok z rokov 1990 a 2000 (+/- 1 rok). Projekt CLC, ktorý bol súčasťou celoeurópskeho programu CORINE (Coordination of Information on the Environment), mal za cieľ zabezpečiť zber, koordináciu a vzájomnú kompatibilitu údajov o krajinnej pokrývke jednotlivých štátov Európy na báze satelitných snímok zo začiatku 90-tych rokov 20. storočia (CLC90). Aktualizácia pôvodnej dátovej vrstvy s využitím novších satelitných snímok (CLC2000) umožňuje nielen poznanie novšieho stavu krajinnej štruktúry, ale aj hodnotenie krátkodobých zmien krajiny (Feranec et al. 2002). Z celkového počtu 44 tried, ktoré tvoria legendu CORINE Land Cover (Heymann et al. 1994), bolo na Slovensku identifikovaných 31 tried. Ich definícia a priestorové rozšírenie sú uvedené v práci Feranec a Oťahel' (2001).

Cieľom tejto štúdie je prezentovať možnosti a význam hodnotenia fragmentácie krajinnej pokrývky s využitím dátových vrstiev CLC90 a CLC2000. Na zvolenom modelovom území zhodnotíme stav fragmentácie lesných areálov, vztahujúci sa k uvedeným časovým horizontom. Vzhľadom na prebiehajúce generovanie dátovej vrstvy CLC2006 naše výsledky zároveň predstavujú podklady pre kvantifikáciu zmien fragmentácie lesov v období 2000-2006.

## POJEM „FRAGMENTÁCIA“ V GEOGRAFII A EKOLÓGII

Pojem „fragmentácia“ (stanovišťa, ekotopu, biotopu, vybranej triedy krajinnej pokrývky a pod.) môžeme definovať ako rozpad pôvodne súvislého areálu na menšie územné jednotky (fragmenty) rôzneho tvaru a veľkosti, ktoré majú menšiu rozlohu ako pôvodný areál a sú navzájom oddelené iným typom areálu (Faaborg et al. 1993, Fahrig 2003). Eliáš (2000) definuje fragmentáciu ako proces, pri ktorom sa ekosystémy v území rozdelia na viac menších častí, čo vedie k zväčšeniu ich inzularity, ako aj k stratám celkovej rozlohy stanovišťa. Lord a Norton (1990) vnímajú fragmentáciu ako narušenie kontinuity. Franklin et al.

(2002) na základe porovnania rôznych definícií fragmentácie zdôrazňuje skutočnosť, že pojem „fragmentácia“ zahŕňa jednak samotný proces rozpadu areálu, ale aj výsledný stav ako dôsledok tohto procesu.

Najčastejšie používaným slovným spojením v súvislosti s touto problematikou je pojem „habitat fragmentation“ (fragmentácia biotopov alebo stanovišť). Podľa mienky viacerých odborníkov – najmä z oblasti biológie a ekológie – je možné tento termín používať výlučne v súvislosti s konkrétnymi druhmi rastlín a živočíchov, a to vzhľadom na definície pojmu „habitat“ (stanovište alebo biotop, bližšie Eliáš 2000, p. 32, Stanová a Valachovič 2002, p. 6). Franklin et al. (2002) zdôrazňuje, že hoci pojem „habitat“ vo vzťahu ku konkrétnemu druhu často predstavuje konkrétny vegetačný typ, napríklad interiér lesa, ktorý dokáže uspokojiť všetky ekologické nároky tohto druhu, v mnohých prípadoch môže ísť o kombináciu viacerých vegetačných typov (napr. lúka a les, pričom les poskytuje danému druhu životný priestor a lúka uspokojuje jeho nároky spojené s reprodukciou). Vzhľadom na vyššie uvedené skutočnosti považujeme za vhodné zdôrazniť, že dátové vrstvy CLC umožňujú hodnotiť fragmentáciu vybraných tried krajinej pokryvky (napríklad fragmentáciu lesov), nie fragmentáciu stanovišť alebo biotopov konkrétnych druhov.

Ďalším problémom pri hodnotení fragmentácie biotopov je skutočnosť, že rozdelenie vybraného areálu vplyva na rôzne druhy odlišným spôsobom. Ako príklad Franklin et. al. (2002) uvádzajú úzku cestu, ktorá môže spôsobiť fragmentáciu biotopu obojživelníka, ale neovplyvní biotop dravých vtákov. Z tohto dôvodu citovaní autori považujú za nevyhnutné zadefinovanie hierarchickej úrovne, na ktorej sa fragmentácia hodnotí. Fragmentácia na nadregionálnej úrovni má vplyv na priestorové rozšírenie jednotlivých populácií, fragmentácia na regionálnej úrovni ovplyvňuje dynamiku populácie a na lokálnej úrovni vplyva na životné podmienky a reprodukciu konkrétnych jedincov. Databázy CLC, vzhľadom na minimálnu veľkosť mapovaného areálu 25 ha umožňujú hodnotenie fragmentácie na regionálnej úrovni.

## VÝZNAM HODNOTENIA FRAGMENTÁCIE

Faaborg et al. (1993) rozlišuje tri hlavné dôsledky fragmentácie (a ich následné prejavy):

- úbytok rozlohy vhodných biotopov,
- okrajový (lemový) efekt (*edge effect*),
- izolačný efekt (*isolation effect*).

Fragmentácia spôsobuje zväčšenie rozlohy okrajových biotopov vo vzťahu k vnútornej rozlohe prirodzených ekosystémov. Napriek tomu, že v minulosti sa okrajovému efektu pripisovali pozitívne účinky (napr. z hľadiska výskytu polovnej zveri), viacerí autori upozorňujú na jeho negatívne dôsledky vo vzťahu k iným voľne žijúcim druhom (Faaborg et al. 1993). Nová hranica biotopu do určitej vzdialenosťi ovplyvňuje ekologické podmienky (napr. mikroklimatické pomery) a môže umožniť lepšiu dostupnosť pre viacerých predátorov, parazitov a pod.

Izolacia efekt sa prejavuje priestorovou separáciou populácií, čo znemožňuje genetickú výmenu, najmä u druhov s obmedzenými migračnými schopnosťami. Dôsledkom tohto javu je zrýchľujúca sa degenerácia a vymieranie nie-

ktorých populácií. Zánik posledného segmentu prirodzeného spoločenstva určitého typu potom znamená aj neodvratný zánik daného prirodzeného typu ekosystému, lebo prirodzený súbor jeho charakteristických druhov bol pre celý ekosystém hlavným nositeľom a garantom jeho trvalej existencie (Ružičková a Šíbl 2000).

Poznanie týchto skutočností je základným predpokladom efektívneho krajinného manažmentu, v rámci ktorého je potrebné formulovať plošné nároky existujúcich a navrhovaných prírodných a prirodzených spoločenstiev a ich priestorové usporiadanie. K ďalším závažným argumentom pre hodnotenia fragmentácie patrí skutočnosť, že v relativne krátkom čase sú vďaka rýchnej regenerácii nahraditeľné len pionierske spoločenstvá raných sukcesných štadií s vysokou dynamikou a vodné spoločenstvá tečúcich a stojatých vód. Sukcesne vyspelé suchozemské spoločenstvá môžu byť vytvorené či obnovené len v časových rozpätiach presahujúcich obvyklé prognostické horizonty, čo zvyšuje význam ochrany aj narušených fragmentov prirodzených spoločenstiev. Zastavenie vymierania voľne žijúcich druhov organizmov a ich spoločenstiev teda vyžaduje zabezpečenie podmienok pre ich trvalú existenciu a migráciu vhodným priestorovým usporiadaním krajinných prvkov. Pri tomto procese spravidla nie je cieľom uspokojenie ekologických nárokov jednotlivých druhov miestnej fauny a flóry, ale územné nároky celých rastlinných a živočíšnych spoločenstiev. K základným parametrom ekostabilizačných krajinných prvkov patria okrem reprezentatívnosti a kvality biotopu aj minimálna veľkosť biotopu a maximálna prípustná vzdialenosť podobných biotopov (Míchal 1992, Ružičková a Šíbl 2000). Z toho vyplýva, že ak majú jednotlivé fragmenty prirodzených biotopov plniť v krajine ekostabilizačnú funkciu, musia dosahovať aspoň minimálnu veľkosť biotopu, určenú pre stabilizovanú populáciu tých druhov spoločenstva, ktoré majú v danom type prirodzeného spoločenstva najväčšie priestorové nároky. Predpokladá sa, že tým budú uspokojené aj priestorové nároky populácií menej náročných druhov spoločenstva (Ružičková a Šíbl 2000). Práve v tejto fáze hodnotenia fragmentácie zohrávajú dôležitú úlohu informácie o krajinnej štruktúre získané interpretáciou dát DPZ.

### MOŽNOSTI VYUŽITIA DÁTOVÝCH VRSTIEV CLC PRI HODNOTENÍ FRAGMENTÁCIE

Na kvantitatívne vyjadrenie fragmentácie krajiny sa využívajú viaceré indexy, ktoré umožňujú hodnotenie troch aspektov krajinnej štruktúry:

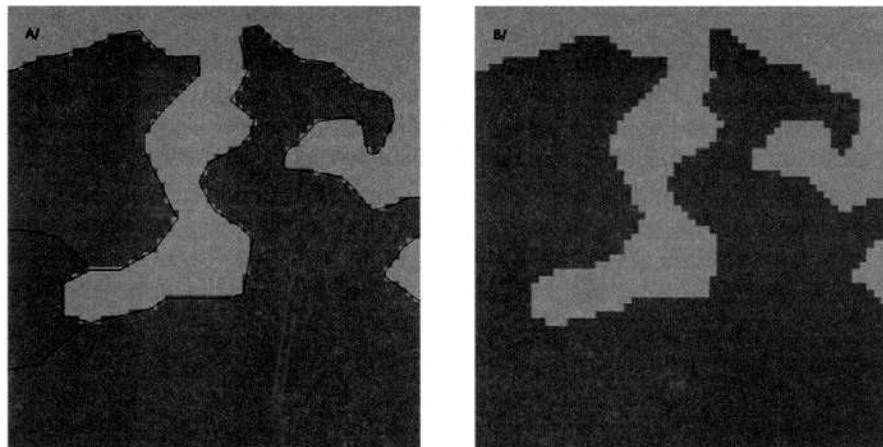
- kompozície krajiny (počtu rozdielnych typov krajinnej pokrývky),
- konfigurácie krajiny (spôsobu usporiadania areálov rovnakých alebo odlišných typov krajinnej pokrývky),
- tvaru areálov.

Z hľadiska zisťovania jednotlivých indexov zohráva dôležitú úlohu formát vstupných dát s informáciami o krajinnej pokrývke hodnoteného územia. Dátové vrstvy CLC sú dostupné vo vektorovom formáte. Tento typ dát je vhodný na zisťovanie viacerých indexov krajinnej kompozície. Jedným zo základných indikátorov je hustota areálov (*patch density – PD*), ktorá vyjadruje počet areálov na jednotku plochy, čo umožňuje porovnávanie rôzne veľkých modelových území. Táto hodnota je odvodená od ukazovateľa počtu areálov (*number of patches – NP*). McGarigal a Marks (1995) konštatujú, že v prípadoch, keď sú infor-

mácie o počte areálov určitej triedy dôležité (bez ohľadu na ich veľkosť a priestorové usporiadanie), hustota areálov je zároveň jedným z indikátorov fragmentácie. Ak je rozloha vybranej triedy krajinnej pokrývky v dvoch modelových územiach (resp. v dvoch časových horizontoch toho istého územia) rovnaká, potom vyššia hustota areálov dokumentuje vyššiu fragmentáciu sledovanej triedy.

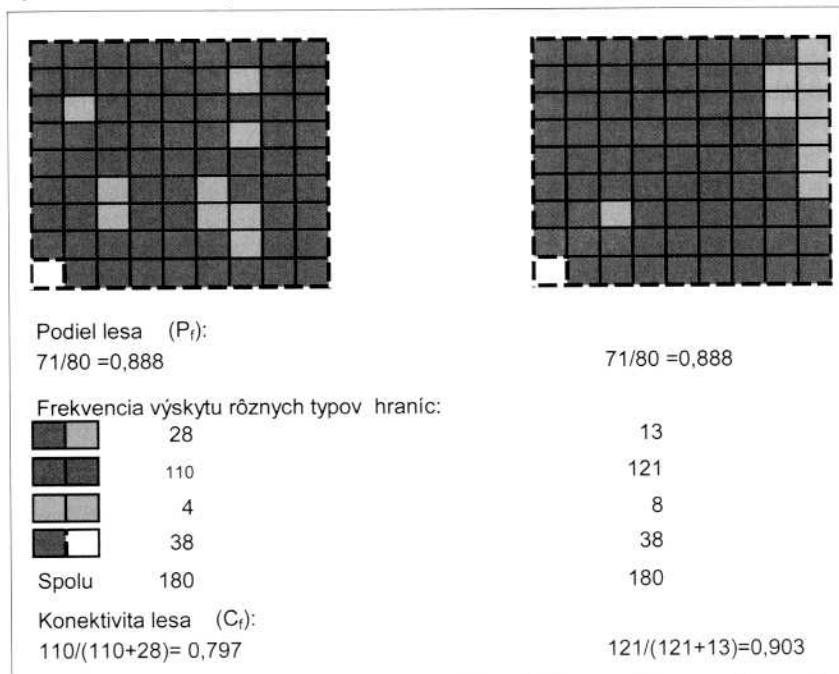
Ako už bolo spomenuté, v súvislosti s fragmentáciou sa veľký dôraz kladie na sledovanie okrajového (lemového) efektu. Jeho hodnotenie z kvantitatívneho hľadiska je funkciou obvodu areálov sledovanej triedy (Mc Garigal a Marks 1995). Celková dĺžka hraníc, resp. okrajov (*total edge* – TE) je absolútна hodnota vyjadrujúca celkovú dĺžku hraníc areálov krajinnej pokrývky alebo vybraného typu krajinnej pokrývky. Indikátor hustota hraníc (*edge density* – ED) uvádzza dĺžku sledovaných hraníc na jednotku plochy. Tento indikátor je do určitej miery ovplyvnený kvalitou satelitných dát a ich rozlišovacou schopnosťou. Vo všeobecnosti platí, že čím detailnejšie je rozlíšenie (t. j. vrátane detailnejšieho zobrazenia hraníc), tým je hranica dlhšia (McGarigal a Marks 1995).

Na zisťovanie stavu fragmentácie lesov Riitters et al. (2002) navrhuje metodický postup, ktorý využíval rastrové dátá. Rastrové dátá sú abstrakciou reálnej krajiny, nakoľko priestorové dátá sú reprezentované maticou rastrových buniek (pixelov). Dátá nie sú súvislé, ale pozostávajú z nespojítých pravidelných jednotiek, čo predstavuje výhodu pri niektorých typoch priestorových analýz a modelovania. Napríklad Lesschen et al. (2005) považuje za výhodu rastrového formátu skutočnosť, že umožňuje jednotnú prezentáciu všetkých dát, kym pri vektorovom formáte absentuje spoločná priestorová jednotka pre socio-ekonomicke a biofyzikálne dátá, keďže každá charakteristika má svoje vlastné špecifické jednotky priestorového vyjadrenia (napr. pôdne typy, administratívne jednotky a pod.), ktoré sa neprekryvajú. Dátá vo vektorovom formáte je možné konvertovať na rastrové s využitím rôznych špecifických softvérov. V našom prípade bol použitý softvér ArcGIS 9.1. Ukážka konverzie vektorových dát CLC na rastrové je prezentovaná na obr. 1.



Obr. 1. Konverzia mapy krajinnej pokrývky s vektorovými dátami (A) na mapu v rastrovom formáte (B)

Využitie rastrových dát pri hodnení fragmentácie lesov vhodne prezentoval Riitters et al. (2002), ktorý sledoval dva indikátory – podiel plochy ( $P_x$ ) a konektivity ( $C_x$ ) posudzovanej triedy X.  $P_x$  predstavuje podiel rastrových buniek posudzovanej triedy z celkového počtu buniek v hodnotenom okne mriežky. Pri výpočte hodnoty  $C_x$  je potrebné nájskôr v každom okne mriežky zistiť počet skutočných hraníc rastrových buniek posudzovanej triedy (napr. hranic lesa a iného typu krajnej pokrývky) a počet vnútorných hraníc (hranic medzi rastrovými bunkami les-les). Hodnota  $C_x$  vyjadruje počet vnútorných hraníc vydelený súčtom skutočných a vnútorných hraníc (obr. 2).



Obr. 2. Príklad výpočtu podielu lesa ( $P_f$ ) a konektivity lesa ( $C_f$ ) na hypotetickom rastrovom okne  $9 \times 9$  buniek s rovnakým zastúpením lesných tried (tmavosivá), nelesných tried (sivá) a nehodnotených tried (biela) (Riitters et al. 2002)

Na základe vzájomného porovnania týchto hodnôt  $P_f$  a  $C_f$  je možné zatriedenie sledovaného rastrového okna do jednej zo zadefinovaných kategórií fragmentácie. Spôsob klasifikácie je podrobnejšie popísaný v stati *Použité prístupy spracovania dát*.

## ZÁUJMOVÉ ÚZEMIE

Záujmové územie je situované na severe Slovenska a tvoria ho okresy Tvrdošín, Liptovský Mikuláš, Poprad a Kežmarok. Nachádza sa prevažne v chladnej klimatickej oblasti. Jeho centrálnu časť zaberá Podtatranská kotlina, ktorú zo severu lemujú Tatry a z južnej strany časť Nízkych Tatier. Vo východnej časti záujmového územia sa nachádzajú Levočské vrchy a Spišská Magura,

v západnej časti do neho zasahujú Skorušinské vrchy, Oravská vrchovina, Oravská Magura a Chočské vrchy.

## POUŽITÉ PRÍSTUPY SPRACOVANIA DÁT

Pre účely hodnotenia fragmentácie lesov zvoleného modelového územia sme využili dátové vrstvy CLC90 a CLC2000 vo vektorovom aj rastrovom formáte. V prvom kroku bolo potrebné uskutočniť agregáciu tried krajinnej pokrývky za účelom rozlíšenia lesných a nelesných areálov. Za lesné areály (CLC 31) sme považovali triedy 311 listnaté lesy, 312 ihličnaté lesy a 313 zmiešané lesy. Všetky ostatné triedy boli považované za nelesné. Výnimku tvorili triedy 411 močiare, 511 vodné toky, 512 vodné plochy a 332 skaly, ktorých hranice neboli pri hodnotení zohľadňované – v zmysle metodiky Riitters et al. (2002) ide o *missing areas*.

S využitím vektorového formátu dát v prostredí ArcView sme zisťovali zmeny v štruktúre lesov s využitím vybraných indikátorov. Konkrétnie sme hodnotili zmeny v počte areálov lesa na záujmovom území ( $NP_{CLC31}$ ), priemernej veľkosti areálov lesov (*mean patch size* –  $MPS_{CLC31}$ ), zmenu vo výmere lesov (*total area* –  $TA_{CLC31}$ ) a v percentuálnom podielu lesa z celkovej výmery záujmového územia ( $\%LAND_{CLC31}$ ), ako aj dĺžku lesných hraníc (*total forest edge* –  $TE_{CLC31}$ ).

Ako bolo už uvedené, k základným parametrom ekostabilizačných krajinných prvkov patrí ich minimálna rozloha. Predpokladaná minimálna veľkosť lesného biocentra na regionálnej úrovni súvisí s výskytom biocentra v príslušnom vegetačnom stupni. Podľa Maderu a Zimovej (2003) sa v dubovom a bukovo-dubovom stupni predpokladá minimálna veľkosť 30 ha, v dubovo-bukovom až bukovom stupni 20 ha (pri holorubnom spôsobe obhospodarovania je potrebné uvažovať s dvojnásobne väčšou rozlohou). V smrekovom vegetačnom stupni by mala byť minimálna veľkosť funkčného biocentra 40 ha, pričom aj v tomto prípade je potrebné vziať do úvahy spôsob hospodárskeho využívania územia. Biocentrá tvrdých lužných lesov by mali mať minimálne 30 ha, lesné spoločenstvá jelšín a vrbovo-topoľových lesov minimálne 10 ha. Keďže v zalesnených oblastiach nami zvoleného modelového územia dominuje smrekový vegetačný stupeň, osobitne sme sledovali zmenu v počte areálov lesa s výmerou menšou ako 40 ha ( $NP_{CLC31<40}$ ). Výsledky hodnotenia zmien v kompozícii lesnej krajiny sú uvedené v tab. 1.

**Tab. 1. Vybrané indexy konfigurácie lesov a ich zmeny v období 1990-2000**

	Jednotky	CLC90	CLC2000	Zmena	Zmena( v %)
$NP_{CLC31}$	počet	259,00	290,00	31,00	11,97
$NP_{CLC31<40}$	počet	90,00	101,00	11,00	12,22
$MPS_{CLC31}$	ha	720,39	608,95	-111,44	-15,47
$TE_{CLC31}$	km	533,87	568,29	34,42	6,45
$TA_{CLC31}$	ha	186 581,52	176 596,37	-9 985,15	-5,35
$\%LAND_{CLC31}$	%	49,56	46,91	-2,65	-5,35

Dátové vrstvy CLC90 a CLC 2000 boli následne konvertované na rastrový formát s veľkosťou bunky  $25 \times 25$  m s využitím softvéru ArcGIS 9.1. Štatistická analýza pre hodnotenie miery fragmentácie bola spracovaná pri veľkosti okna  $5 \times 5$  buniek, čiže  $125 \times 125$  m (t. j.  $15\ 625\ m^2$ ). V každom okne boli zistované dve hodnoty: podiel lesných buniek ( $P_f$ ) a konektivita lesa ( $C_f$ ). Konektivita lesa vyjadruje spojitosť lesných areálov v rámci hodnoteného okna. Pri hodnotení parciálnych výsledkov sme vychádzali z metodiky, ktorú publikoval Riitters et al. (2002) a neskôr aplikoval Kummerle et al. (2006). Hodnoty  $P_f$  a  $C_f$  umožňujú začlenenie každého hodnoteného okna do jedného z nasledovných komponentov fragmentácie:

- jadro lesa (*core*), ak hodnota  $P_f = 1$ ,
- okraj lesa (*edge*), ak  $1 > P_f \geq 0,6$  a zároveň  $P_f \leq C_f$ ,
- nesúvislý les (*perforated*), ak  $1 > P_f \geq 0,6$  a zároveň  $P_f > C_f$ ,
- zvyšok lesa (*patch*), ak hodnota  $P_f < 0,6$ .

Percentuálne zastúpenie jednotlivých komponentov v sledovaných časových horizontoch uvádza tabuľka 2 a ich rozmiestnenie je zachytené na obr. 3 a 4.

**Tab. 2. Zmeny vo fragmentácii lesov v období 1990-2000**

Komponent fragmentácie	km <sup>2</sup>	1990		2000		Zmena 1990-2000	
		% z MÚ	km <sup>2</sup>	% z MÚ	km <sup>2</sup>	% z MÚ	km <sup>2</sup>
Jadro lesa	1540,40	40,92	1416,30	37,62	-124,10	-3,30	
Nesúvislý les	59,71	1,59	63,98	1,70	4,27	0,11	
Zvyšky lesa	287,44	7,64	311,63	8,28	24,19	0,64	
Okraje lesa	145,75	3,87	157,84	4,19	12,09	0,32	
Spolu	2033,31	54,01	1949,75	51,79	-83,56	-2,22	

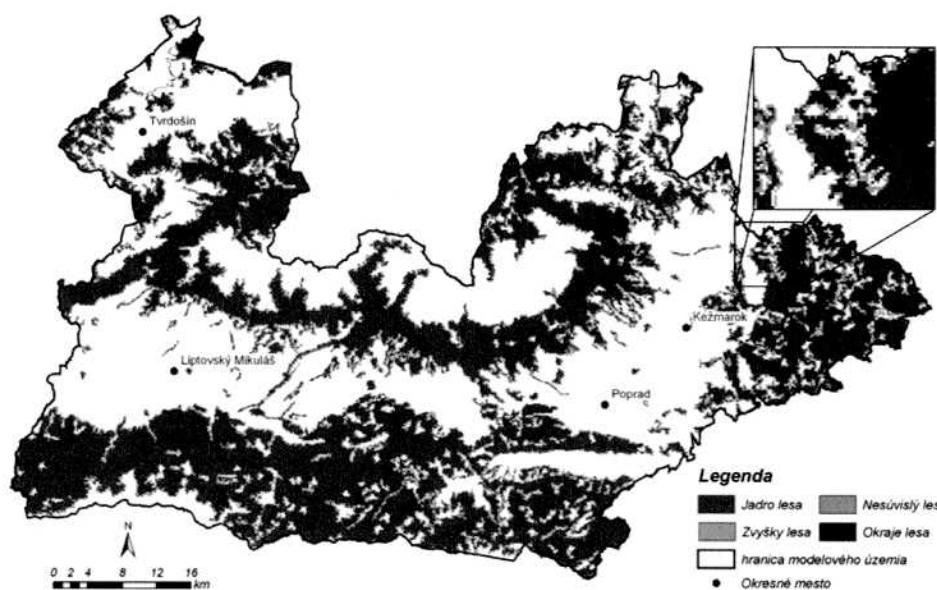
MÚ = modelové územie

## VÝSLEDKY

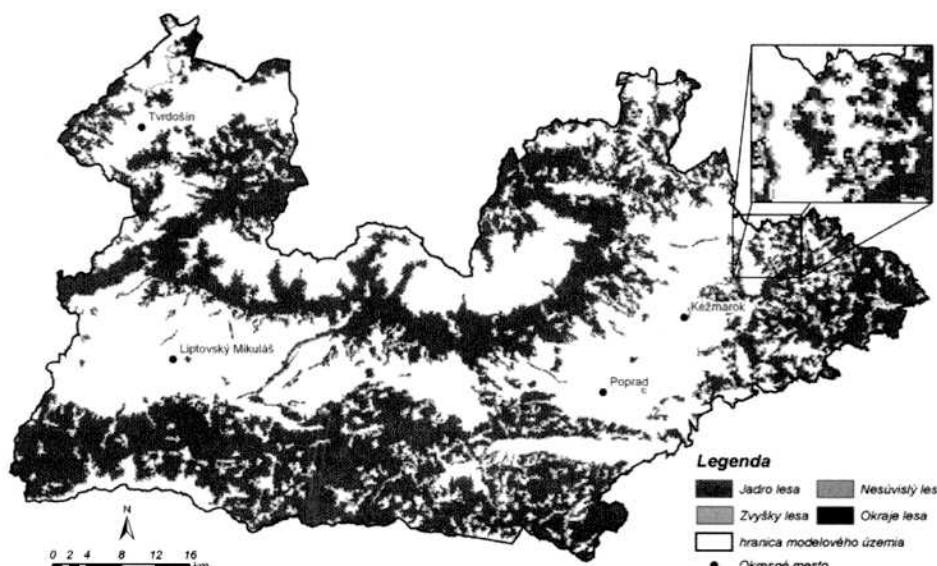
V desaťročnom časovom horizonte medzi rokmi 1990 až 2000 sme na severe Slovenska zaznamenali výrazný pokles rozlohy lesov. Na záujmovom území ubudlo viac ako 10 000 ha lesných porastov. Pri hodnotení zmien krajiny býva vo väčšine prípadov celkový pokles percentuálneho zastúpenia vybraných tried krajinnej pokryvky sprevádzaný poklesom počtu areálov a znižením dĺžky, resp. hustoty okrajov daného prvku krajinnej štruktúry. Ako však vyplýva z tab. 1, napriek výraznému zníženiu rozlohy lesov ( $TA_{CLC31}$ ) sme zaznamenali zvýšenie dĺžky okrajov lesov ( $TE_{CLC31}$ ) a tiež zvýšenie počtu lesných areálov ( $NP_{CLC31}$ ), čo indikuje zvýšenú fragmentáciu hodnotených tried lesnej krajiny. Za zmienku stojí aj viac ako 16-percentný pokles priemernej rozlohy areálov lesov a výrazný nárast počtu areálov, ktoré nespĺňajú limitné kritérium minimálnej rozlohy lesného biocentra na regionálnej úrovni.

Pri posudzovaní fragmentácie lesov je okrem kvantifikácie úbytku lesov dôležité aj kvalitatívne zhodnotenie existujúcich lesných areálov. Ako vyplýva

z tab. 2, v sledovanom časovom horizonte došlo k výraznému zmenšeniu kompaktných lesných areálov (jadro lesa). Na druhej strane sme zaznamenali percentuálny nárast nekompaktných areálov, ktoré sme v zmysle použitej metodiky klasifikovali ako nesúvislý les, zvyšky lesa a okraje lesa.



Obr. 3. Mapa fragmentácie lesov v roku 1990



Obr. 4. Mapa fragmentácie lesov v roku 2000

Z porovnania máp fragmentácie lesov z rokov 1990 a 2000 (obr. 3 a 4) vyplýva, že k najvýraznejším negatívnym zmenám došlo najmä v oblasti Levočských vrchov, Spiškej Magury a Nízkych Tatier. Zaznamenané zmeny boli spôsobené najmä odlesnením v dôsledku tăžby dreva (Feranec et al., v tlači). Za najstabilnejšie regióny v tomto časovom horizonte môžeme považovať oblasť Chočských vrchov a Tatranského národného parku.

## DISKUSIA

V našich výsledkoch získaných pri vyhodnocovaní rastrových a vektorových dát sme zaznamenali rozdielny percentuálny podiel lesa z celkovej rozlohy záujmového územia. Hodnota „%LAND<sub>CLC31</sub>“, uvádzaná v tab. 1, predstavuje podiel rozlohy tried 311, 312 a 313 z celkovej rozlohy modelového územia. Hodnoty v tab. 2 vychádzajú z rastrových dát a percentuálny podiel jednotlivých komponentov fragmentácie v stĺpci „% z MÚ“ vyjadruje výmeru príslušných rastrových okien vrátane nelesného okolia lesných buniek (pixelov). Taktiež je potrebné vziať do úvahy, že vo výsledných hodnotách percentuálneho podielu lesov z celkovej posudzovanej plochy sa prejavuje aj vplyv minimálnej mapovacej jednotky v dátových vrstvách CORINE Land Cover (25 ha).

Naše výsledky môžu predstavovať jeden zo vstupných pokladov pre vyhodnocovanie dôsledkov fragmentácie lesov na modelovom území. Fragmentácia biotopov niektorých druhov môže byť zároveň prvým krokom k vytvoreniu biotopov pre iné druhy (Franklin et al. 2002). V tejto súvislosti považujeme za vhodné zdôrazniť, že pri výbere testovacích území pre hodnotenie dôsledkov fragmentácie je nutné zohľadniť časové hľadisko, t. j. dĺžku obdobia od rozpadu areálov. Existuje totiž riziko, že hodnotenie územia, na ktorom došlo k fragmentácii len pred krátkym časom, môže viesť k nadhodnoteniu výskytu druhov pri prognózovaní vývoja územia, resp. pri extrapolácii výsledkov na územia s pokročilejším štádiom fragmentácie (Castellón a Sieving 2006).

## ZÁVER

Mapy krajnej pokrývky odvodenej zo satelitných dát predstavujú dôležité vstupné dátá pre výskum fragmentácie lesov a jej dôsledkov. Použitý metodologický prístup umožňuje nielen kvantifikovať rozsah úbytku lesov na zvolenom modelovom území, ale tiež vyhodnotiť kvalitatívne zmeny v lesných biotopoch, ktoré na predmetnom území zostali. Výrazné zvýšenie hodnôt TE<sub>CLC 31</sub> a NP<sub>CLC31</sub> pri súčasnom znížení hodnoty indexu %LAND<sub>CLC31</sub> dokumentuje zvýšenie fragmentácie lesov na modelovom území v rokoch 1990-2000. Zároveň sme zaznamenali pokles rozlohy kompaktných lesných areálov (jadro lesa) a nárast rozlohy ostatných komponentov fragmentácie.

Procesy, ktoré spôsobujú zmeny v krajnej štruktúre a s nimi súvisiacu fragmentáciu, je možné rozlísiť na prirodzené (požiare, víchrica a pod.) a antropogénne (poľnohospodárstvo, tăžba nerastných surovín a pod.). Rozsiahle zmeny vo fragmentácii lesov, ktoré sme zaznamenali na modelovom území v období 1990-2000, boli prevažne antropogénneho pôvodu a súviseli najmä s tăžbou dreva. Dokončenie databázy CLC2006 umožní vyhodnotenie prirodzenej fragmentácie lesov v dôsledku kalamítnej víchritce z novembra 2004, ktorá zásadným spôsobom zmenila vegetačnú pokrývku v celej oblasti Tatier.

Tento príspevok je jedným z výstupov projektu č. 2/7021/27 „Štruktúra viodieckej krajiny: analýza vývoja, zmien a priestorovej organizácie aplikáciou databáz CORINE land cover a geografických informačných systémov“ podporovaného Grantovou agentúrou VEGA a projektu „Priestorová analýza a hodnotenie krajnejšej štruktúry a zmien vo vybraných regiónoch Slovenska a Bulharska na základe údajov DPZ v období 1990-2006“ podporovaného Agentúrou na podporu výskumu a vývoja.

## LITERATÚRA

- BETTS, M. G., FORBES, G. J., DIAMOND, A. W., TAYLOR, P. D. (2006). Independent effects of fragmentation on forest songbirds: an organism-based approach. *Ecological Applications*, 16, 1076-1089.
- BRUNA, E. M., KRESS, J. W. (2002). Habitat fragmentation and the demographic structure of an Amazonian understory herb (*Heliconia acuminatae*). *Conservation Biology*, 16, 1256-1266.
- CASTELLÓN, T. D., SIEVING, K. E. (2006). Landscape history, fragmentation and patch occupancy: models for a forest bird with limited dispersal. *Ecological Applications*, 16, 2223-2234.
- COPPEDGE, B. R., ENGLE, D. M., FUHLENDORF, S. D., MASTERS, R. E., GREGORY, M. S. (2001). Landscape cover type and pattern dynamics in fragmented southern Great Plains grasslands, USA. *Landscape Ecology*, 16, 677-690.
- CUNNINGHAM, M., MORITZ, C. (1998). Genetic effects of forest fragmentation on rainforest restricted lizard (Scincidae: *Gnypetoscincus queenslandiae*). *Biological Conservation*, 83, 19-30.
- D'EON, R. G., GLENN, S. M., PARFITT, I., FORTIN M. J. (2002). Landscape connectivity as function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology* 6 (2):10 URL: Dostupné na: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art10/> (cit. 2007-10-15).
- ELIÁŠ, P. (2000). *Ochrana biodiverzity (terminologický slovník)*. Nitra (Slovenská poľnohospodárska univerzita).
- FAABORG, J., BRITTINGHAM, M., DONOVAN, T., BLAKE, J. (1993). Habitat fragmentation in the temperate zone: a perspective for managers. In Finch, D. M., Atangel, W., eds. *Status and management of neotropical migratory birds*. Technical Report RM- 222, Rocky Mountains Forest and Range Expert Station, U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Fort Collins, Colorado, pp. 331-338
- FAHRIG, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487-515.
- FERANEK, J., KOPECKÁ, M., VATSEVA, R., OTÄHEL, J., STOIMENOV, A., BETÁK, J., HUSAR, K. (in print). Landscape change analysis and assessment (case studies in Slovakia and Bulgaria). *Journal of Land Use Science*.
- FERANEK, J., OTÄHEL, J. (2001). *Krajinná pokrývka Slovenska*. Bratislava (Veda).
- FERANEK, J., ŠURI, M., CEBECAUER, T., OTÄHEL, J. (2002). Methodological aspects of landscape changes detection and analysis in Slovakia applying the CORINE land cover databases. *Geografický časopis*, 53, 271-288.
- FRANKLIN, A. B., NOON, B. R., GEORGE L. T. (2002). What is habitat fragmentation? *Studies in Avian Biology*, 25, 20-29.
- GIBBS, J. P. (2001). Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. *Biological Conservation*, 100, 15-20.
- HEYMANN, Y., STEENMANS, CH., CROISSILLE, G., BOSSARD, M. (1994). *CORINE Land Cover. Technical Guide*. Luxembourg (Office for Official publications of the European Communities).

- KEITT, T. H., URBAN, D. L., MILNE, B. T. (1997). Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology*, 1(1): 4. Dostupné na: <http://www.consecol.org/voll/iss1/art4/> (cit: 2007-10-15).
- KUMMERLE, T., RADELOFF, V. C., PERZANOWSKI, K., HOSTERT, P. (2006). Cross-border comparison of land cover and landscape pattern in Eastern Europe using a hybrid classification technique. *Remote sensing of Environment*, 103, 449-464.
- KUROSAWA, R., ASKINS, R. A. (2003). Effects of habitat fragmentation on birds in deciduous forests in Japan. *Conservation Biology*, 17, 695-707.
- LESSCHEN, J. P., VERBURG, P. H., STAAL, S. J. (2005). *Statistical methods for analyzing the spatial dimension of changes in land use and farming systems*. LUCC Report Series No. 7. Wageningen (ILRI, Kenya and LUCC Focus 3 Office, WU).
- LORD, J. M., NORTON, D. A. (1990). Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology*, 4, 197-202.
- MACARTHUR, R. H., WILSON, E. O. (1963). An equilibrium theory of insular biogeography. *Evolution*, 17, 373-387.
- MADERA, P., ZIMOVÁ, E. (2004). *Metodické postupy a projektování lokálního ÚSES*. Brno (Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie).
- McGARIGAL, K., MARKS, B. J. (1995). *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland (United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station).
- MÍCHAL, I. (1992). *Ekologická stabilita*. Brno (Veronica).
- PARKER, T. H., STANSBERRY, B. M., BECKER, C. D., GIPSON, P. S. (2005). Edge and area effects on the occurrence of migrant forest songbirds. *Conservation Biology*, 19, 1157-1167.
- RIITTERS, K. H. (2005). Downscaling indicators of forest habitat structure from national assessments. *Ecological Indicators*, 5, 273-279.
- RIITTERS, K. H., WICKHAM, J. D., O'NEIL, R. V., JONES, K. B., SMITH, E. R., COULSTON, J. W., WADE, T. G., SMITH, J. H. (2002). Fragmentation of continental United States forests. *Ecosystems*, 5, 815-822.
- RIITTERS, K. H., WICKHAM, J. D., WADE, T. G. (2006). Evaluating ecoregions for sampling and mapping land-cover patterns. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72, 781-788.
- RUŽIČKOVÁ, J., ŠÍBL, J. (2000). *Ekologické siete v krajině*. Bratislava (Prírodovedecká fakulta UK).
- SKOLE, D., TUCKER, C. (1993). Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, 260, 1905-1909.
- STANOVÁ, V., VALACHOVIČ, M. (2002). *Katalóg biotopov Slovenska*. Bratislava (Daphne).
- TRZCINSKI, M. K., FAHRIG, L., MERRIAM, G. (1999). Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications*, 9, 586-593.
- VAN ROSSUM, F., TRIEST, L. (2006). Fine-scale genetic structure of the common Primula elatior (Primulaceae) at an early stage of population fragmentation. *American Journal of Botany*, 93, 1281-1288.
- VALLADARES, G., SALVO, A., CAGNOLO, L. (2006). Habitat fragmentation effects on trophic processes of insect-plant food webs. *Conservation Biology*, 20, 212-217.

*Monika Kopecká, Jozef Nováček*

## THE LAND COVER FRAGMENTATION ASSESSMENT BASED ON THE CORINE LAND COVER DATA

Forest fragmentation is one of the frequently cited causes of species extinction and threats to biological diversity making it a crucial contemporary conservation issue. The classic view of habitat fragmentation is the breaking up a large intact area of a single vegetation type into smaller landscape units or simply the disruption of continuity (Lord and Norton 1990). Franklin et al. (2002) suggest that fragmentation can be viewed as both a process (which causes fragmentation) and an outcome (the state of being fragmented). The process of fragmentation represents a transition from being whole to being broken into two or more distant pieces. The outcome of fragmentation is a landscape composed of fragments (e. g. forest) with something else (the non-forest matrix) between the fragments. The main problems related to habitat fragmentation are: habitat loss, edge effect and isolation effect (Faaborg et al. 1993).

In order to express changes in forest fragmentation we used the CORINE Land Cover databases from 1990 and 2000 (+/-1 year). Using vector data we detected changes in number of forest patches ( $NP_{CLC31}$ ), mean patch size ( $MPS_{CLC31}$ ), total forest area ( $TA_{CLC31}$ ), percentage of study area occupied by forest ( $\%LAND_{CLC31}$ ), as well as total forest edge ( $TE_{CLC31}$ ). The results are presented in the Tab. 1.

Fragmentation of the forest was further assessed using fragmentation indices proposed by Riitters et al. (2002) who introduced a model to quantify fragmentation from raster land-cover maps. These indices are based on two measures: land cover proportion ( $P_x$ ) and land cover connectivity ( $C_x$ ).  $P_x$  is the percentage of the target land cover class X in the neighbourhood. To calculate  $C_x$  we first determined the number of true edges (edges between pixels of the target land cover type and other land cover types, e.g. forest – non-forest edges) and the number of interior edges (edges between pixels of target land cover type e. g. forest-forest).  $C_f$  is the sum of interior forest edges divided by the sum of true edges and interior edges in a selected landscape window (Fig. 2). In order to apply this method, it was necessary to convert vector CLC data into raster land cover map (one pixel = 25m × 25m). Then we aggregated the land cover classes to focus on the pattern of forest versus non-forest land cover. Three forest CLC classes (311 broad-leaved forest 312 coniferous forests and 313 mixed forest) were grouped into one forest class and the remaining classes were grouped into one non-forest-class. Following Riitters (2002) the exceptions were the water and bare rock classes (411 inland marshes, 511 water courses, 512 water bodies, 332 bare rocks), which were treated as missing values in the process of calculating indices. Statistical analysis was carried out using landscape windows 5×5 pixels (125m × 125m). According to values  $P_f$  and  $C_f$ , we assigned each pixel into one of the following categories:

- core if  $P_f = 1$ ,
- edge if  $1 > P_f > 0,6$  and  $P_f \leq C_f$ ,
- perforated if  $1 > P_f > 0,6$  and  $P_f > C_f$ ,
- patch if  $P_f \leq 0,6$ .

Our study area covers districts: Liptovský Mikuláš, Tvrdošín, Kežmarok and Poprad. Apart from a remarkable decrease of forest land in the period 1990-2000 (Tab. 1), decrease in the proportion of core forest area and increase of edge, patch and perforated forest may represent an important problem with negative impact on biodiversity.