

Obsah

1. Úvod	8		
2. Ekoton, jeho vlastnosti a rozšíření	9		
2.1 Krajina	9		
2.2 Definice ekotonů	10		
2.3 Role ekotonů v krajině	11		
2.4 Prostorové vlastnosti ekotonů	12		
2.4.1 Struktura ekotonů	12		
2.4.2 Interakce ekotonů	12		
2.5 Prostorové vazby ekotonů a jejich dynamika	13		
2.6 Energomateriálové toky	16		
2.7 Diferenciace ekotonů	16		
Ecotones: their properties and distribution	17		
3. Teoretická východiska	18		
3.1 Využití a struktura krajiny	18		
3.1.1 Počátky oboru	18		
3.1.2 Krajinná struktura	18		
3.2 Geoinformační technologie	19		
3.2.1 Geografický informační systém	19		
3.2.2 Mobilní GIS	21		
3.2.3 Globální polohový systém	22		
3.2.4 Systém pro podporu prostorového rozhodování	22		
3.2.5 Dálkový průzkum Země	23		
3.3 Expertní systémy	26		
3.4 Ukazatele stavu krajiny	26		
3.4.1 Koeficienty ekologické stability	26		
3.4.2 Erozní ohroženost	28		
3.4.3 Retenční kapacita	29		
3.4.4 Ekonomické hodnocení ekosystémů	29		
3.5 Teorie fuzzy množin	31		
Theoretical background	32		
4. Data a software	33		
4.1 Použitá data	33		
4.2 Použité programové prostředky	37		
Data and software	41		
5. Použité metody zpracování	42		
5.1 Metody výzkumu	42		
5.1.1 Kabinetní výzkum	42		
5.2 Metody terénního výzkumu	43		
5.2.1 Vytýčení transektů a fytoecologické snímkování	43		
5.2.2 Výzkum ekotonů na profilech rozmanitých typů vegetačních rozhraní	43		
5.2.3 Malakologický výzkum	43		
5.2.4 Zpracování fytoecologických dat	43		
5.2.5 Konstrukce mapy potenciální přírodní vegetace	43		
5.2.6 Měření mikroklimatických a půdních charakteristik na vybraných transektech	44		
5.3 Geoinformační metody	46		
5.3.1 Příprava historických map využití krajiny	46		
5.3.2 Krajinně-ekologické analýzy	46		
5.3.3 Vizualizace přechodových pásem	47		
5.3.4 Expertní systém pro oceňování krajiny	49		
5.3.5 Analýzy časoprostorových změn	53		
5.3.6 Analýzy vlhkosti a biomasy	54		
5.3.7 Dynamický model predikovaného vývoje krajiny	55		
Methods of processing	56		
6. Zájmové území	57		
6.1 Vymezení území	57		
6.2 Charakteristika abiotického prostředí	57		
6.2.1 Geologická stavba	57		
6.2.2 Reliéf	59		
6.2.3 Půdní pokryv	60		
6.2.4 Klimatické podmínky	61		
6.2.5 Vodstvo	61		
6.3 Biota se zvláštním zřetelem na vegetaci	62		
6.3.1 Biogeografická charakteristika a specifika bioty	62		
6.3.2 Přírodní potenciální stav biocenóz	62		
6.2.6 Abiotické prostředí a ekotony	62		
6.3.3 Aktuální stav vegetačního krytu	67		
6.4 Socioekonomická charakteristika	68		
The study area	70		
7. Krajinná struktura v povodí Trkmanky	71		
7.1. Využití krajiny povodí Trkmanky	71		
7.1.1 Využití krajiny v období I. vojenského mapování (1764–1768)	71		
7.1.2 Využití krajiny v období II. vojenského mapování (1836–1842)	73		
7.1.3 Využití krajiny v období III. vojenského mapování (1876–1879)	74		
7.1.4 Využití krajiny v období počátku 20. století (1920–1934)	75		
7.1.5 Využití krajiny v období poloviny 20. století (1953)	75		
7.1.6 Využití krajiny v období konce 20. století (1995)	76		
7.1.6 Využití krajiny na počátku 21. století (2001)	77		
7.1.8 Využití krajiny v současnosti (2008)	78		
7.1.9 Vývoj využití krajiny	79		
7.2 Vývoj využití krajiny v povodí Trkmanky	81		
7.2.1 Vývoj využití lesů	81		
7.2.2 Vývoj využití orných půd	82		
7.2.3 Vývoj využití travních porostů	83		
7.2.4 Vývoj využití vinic	84		
7.2.5 Vývoj využití vodních ploch	87		
7.3 Vývoj krajinné struktury v povodí Trkmanky	89		
7.3.1 Krajinně-ekologické indexy	89		
7.3.2 Koeficienty ekologické stability	92		
7.3.3 Persistence ploch	93		
7.3.4 Index změny	94		
7.3.5 Stabilita ploch	95		
7.3.6 Stabilita liniových struktur	95		
Landscape structure in the Trkmanka catchment	97		
8. Ekotony v povodí Trkmanky	98		
8.1 Diferenciace ekotonů	98		
8.1.1 Přírodní ekotony v přirozeném vývoji	100		
8.1.2 Podmíněně přírodní ekotony v přirozeném vývoji	104		
8.1.3 Antropogenně podmíněné ekotony v přirozeném vývoji	105		
8.1.4 Antropogenně podmíněné ekotony trvale (nebo alespoň periodicky) antropicky ovlivňované	111		
8.2 Srovnání přírodního a aktuálního stavu ekotonů	116		
8.3 Typy současné krajiny a ekotony	119		
8.4 Charakteristika sledovaných transektů	124		
8.5. Dynamika ekotonů	135		
8.5.1 Monitoring půdních charakteristik	135		
8.5.2 Monitoring mikroklimatických charakteristik	136		
8.3.3 Statistické hodnocení dat	140		
Ecotones in Trkmanka catchment	143		
9. Modelování prostorových vazeb	144		
9.1. Oceňování krajiny na bázi expertního systému	144		
9.2 Dynamika vlhkostních podmínek a biomasy	147		
9.3 Modelování ekotonů s využitím fuzzy teorie	151		
9.4 Predikční modelování	154		
Modeling spatial relations	154		
10. Shrnutí	155		
Summary	159		
11. Rejstřík	160		
12. Použitá literatura i internetové zdroje	162		

negativním zásahem – odlesňování, rozšiřování sídel, obdělávání. Z pohledu člověka jsou přínosem, který ale někdy může odstartovat řadu na sebe navazujících negativních krajinných procesů, jako např. urychlenou erozi, pokles hladiny podzemní vody, apod. Kulturní krajina je krajinou, jež musí být udržována a dotována energií.

V současnosti převládá kulturní krajina vzniklá přetvořením původně přírodní krajiny činností člověka. Schultze (1952 in Hřibová 1956) kulturní krajinu definuje jako krajinu, na jejíž ráz působí kultura svými vlivy. V kulturní krajině se původní ráz přírodní krajiny místy již těžko hledá. Přesto v ní zůstávají do značné míry zachovány abiotické prvky, neboť ty se, na rozdíl od biotických, přece jen nesnadno přetvářejí.

Hospodářská činnost v krajině vede k jejímu využívá-

2.2 Definice ekotonů

Okraje či rozhraní jednotlivých krajinných plošek tvoří linie kontaktu, které mohou podle mnoha autorů (viz dále) vytvářet různě široké pásy rozmanitého složení i vlastností. Tato přechodová společenstva jsou podmíněna vlivem okrajového efektu, jenž přináší kolísání množství dopadajícího světla, teploty, rychlosti větru a vlhkosti. Mají významnou úlohu při výměně látek mezi sousedními společenstvy. Vyvíjí se zde více rozmanitějších rostlinných i živočišných společenstev než ve středu sousedních ploch (Leopold 1933), dochází ke střetu a napětí mezi sousedními společenstvy, jejich kompetici, prolínání či spojení (Sklenička 2003). Okrajová či lemová společenstva s přechodovými vlastnostmi tvoří s abiotickým prostředím ekotony (ecotones) ve smyslu Lidickera (1999).

Rozhraní, která nevykazují interakce a vazby se sousedními plochami, a tudíž nenaplňují výše uvedenou podstatu ekotonu, lze nazvat okraji či hranami (edges) (Strayer et al. 2003).

Pojem ekoton použil jako první v roce 1905 F. E. Clements pro stabilní, vizuálně odlišnou linii mezi dvěma odlišnými vegetačními společenstvy (Senft 1909). Současně v roce 1903 psal o náhodné nestabilní stresové zóně mezi společenstvy rostlin vysočiny v Michiganu B. E. Livingston. Stejně či podobné pojetí následně použili autoři van Leeuwen v roce 1966 a van der Maarel v roce 1990. J. T. Curtis v roce 1959 popsal ekotony jako styčné zóny mezi biogeografickými regiony, jako průniky severského listnatého lesa severovýchodního Wisconsinu a dubových lesů jihozápadního Wisconsinu. S příchodem krajinné ekologie se začíná používat termín ekoton pro hranici uzavírající relativně homogenní krajinnou plošku. Zájem o okrajový efekt, v pojetí A. Leopolda z roku 1933 popisující vyšší diverzitu a abundanci organismů v pásmu ekotonu, přiznal ekotonu časoprostorovou dynamiku a byl v roce 1987 definován Vědeckou komisí pro problémy životního prostředí. Význam ekotonu tak přešel od malé zóny mezi společenstvy k dynamickému, multidimensionálnímu krajinnému prvku.

Pojem ekoton pochází z řečtiny a představuje přechodové, lemové či okrajové společenstvo, vytvářející

ní, které místy omezuje či dokonce ničí jednotlivé složky a prvky krajiny i celý krajinný komplex. Tomu se lze vyhnout vyvážením aktivit společnosti s potenciálem přírodních faktorů a jejím funkčním využitím. Současné požadavky na využití krajiny je možné splnit a přitom uchovat krajinu ve funkčním stavu.

Heterogenita krajiny, daná uspořádáním krajinných složek, společně s dalšími vlastnostmi jako je mozaikovitost, poréznost, kontrast, zrnitost, diverzita či tvar hranic, je využívána pro hodnocení krajinné struktury (Forman 1995). Jiný způsob hodnocení krajinné struktury pak představuje hodnocení funkce krajinných složek, při níž jsou nejdůležitější dvě charakteristiky krajiny, a to heterogenita a ekotony (Farina 1998). Prostorové vlastnosti ekotonů – délka a hustota – odrážejí strukturu krajiny, ovlivňují její funkci, stabilitu a další ekologické vlastnosti.

se v hraničním pásmu mezi dvěma či více sousedními společenstvy (Odum 1971; Slavíková 1986; Hansen et al. 1988; Forman, Godron 1993), se specifickými vlastnostmi, danými časovým a prostorovým měřítkem a silou interakcí mezi sousedními ekosystémy (di Castri et al. 1988). Takto chápán může být ekoton v různých hierarchických úrovních od biosféry až po populaci (Hansen, di Castri 1992; Šálek, Růžička, Mandák 2005).

V nejvyšší úrovni krajinného systému je ekotonem přechod mezi dvěma sousedními biomy či zónami, např. mezi hlavními biomy Aljašky – tajgou a tundrou (Kovář 2008), pásmy jehličnatého lesa a tundry v jihozápadní Kanadě (Danby, Hik 2007), horským lesem a alpínskou loukou v Sajanských Alpách (Armand 1992), alpínskou a subalpínskou zónou masívu Lefka Ori na Krétě (Kazakis, Vogiatzakis, Papanstasis 2007), alpínské stromové hranice ve španělských Pyrenejích (Camarero, Gutiérrez 2002, 2004) či alpínská hranice lesa na Hrubém Jeseníku (Tremel, Banaš 2000). Nižší úroveň tvoří ekotony mezi společenstvy, např. lesy a loukami v montánním regionu Jihoafrické republiky (Kotze, Samways 2001), loukami a lesními celky (Peterson, Reich 2007), mezi disturbovanými a nedisturbovanými zónami podél turistických cest v oblasti Flander v Belgii (Roovers, Baeten, Hermy 2004) či mezi lesními společenstvy (Stohlgren, Bachand, Onami, Binkley 1998). Rusek (1992) rozlišuje makro- (nejsušší a nejvlhčí společenstva aluviálních luk), mezo- (okraj smrkového lesa a luční porost) a mikroměřítko (porost mechu a okolní půda krytá smrkovým opadem) ekotonů.

S ekotonem je spojen ekotonový či okrajový efekt (edge effect), jenž představuje soubor jevů způsobujících odlišné vlastnosti okraje (ekosystému, společenstva – jakéhokoli více či méně homogenního přírodního celku (Storch 1995). Okrajový efekt někdy přináší vyšší pestrost druhů a hustotu populací v ekotonu oproti sousedním společenstvům, způsobenou překrytím sousedních ekosystémů a přítomností druhů charakteristických pro sousedící ekosystémy a navíc druhy specifickými pro ekotony, tzv. druhy okrajů či okrajového prostředí s větší tolerancí k variabilitě prostředí a k disturbanci.

2.3 Role ekotonů v krajině

Ekotony mají v krajině významnou roli z mnoha pohledů – environmentálního, biologického, hospodářského, historického, estetického apod. Základní role a funkce ekotonů v krajině se vzájemně prolínají a doplňují.

Nejvýznamnější funkcí ekotonů je funkce ekologická, jenž je dále dělena podle Sarlov-Herlin (1999 in Sklenička 2003) do subkategorií podle různých aspektů existence ekotonu. Ekotony mají v krajině funkce:

- specifického ekosystému s vyšší druhovou variabilitou a hustší populací než v sousedních ekosystémech a s vyšším počtem environmentálních režimů, a proto vyšší biodiverzitou. Umožňují výskyt některých druhů organismů (Hobbs, Saunders et Hussey 1990);
- refugia při aktivní soutěži o teritorium;
- zdroje druhů kolonizujících jiné krajinné elementy, neboť bohaté společenstvo je i atraktivním stanovištěm;
- koridoru pro migraci druhů živočichů nebo šíření druhů rostlin (Nováková-Hašková 1992);
- polopropustné bariéry pro tok energie, živin a rozmnožovacích částic ve směru kolmém na linii (u anemochorních rostlin) nebo charakter hranice, jenž zajišťuje přilehlým společenstvům jejich stabilitu (van der Maarel 1976 in Delcourt, Delcourt 1992).

Sklenička (2003) dále rozšiřuje ekologické funkce ekotonu o jejich působení ve funkci:

- půdoochranného faktoru, neboť přispívají k ochraně půdy před erozí, podporují retenční potenciál krajiny a napomáhají zlepšení půdních vlastností
- hydrologického faktoru, zvyšujícího retenční a retardační schopnosti krajiny.

Ekotony zachycují živiny, především dusík, a chemické látky, pesticidy, vyplavované a přinášené z okolních ploch. Doplnit lze ještě funkci nosného prvku krajinné struktury (Pechanec, Kilianová 2009), který uvozuje krajinnou strukturu a heterogenitu. Výskyt ekotonů rovněž koresponduje s intenzitou využívání krajiny a odráží také současný stav, funkcí indikátoru změn prostředí, neboť ekotony osídlované specifickou škálou rostlinných druhů představují zóny velmi citlivé ke změnám prostředí (Alexander, Fairbridge 1999). Proto se jejich monitoring může stát významným nástrojem detekce nejrůznějších procesů, příkladem může být bezprostřední odpověď společenstva na klimatickou změnu vyvolanou v důsledku nárůstu koncentrace oxidu uhličitého v atmosféře (Delcourt, Delcourt 1992). V současné kulturní krajině mají ekotony také funkci stabilizační v mozaice zkulturněných ekosystémů (Kovář 1994).

Strayer et al. (2003) uvádí různé možnosti působení, resp. interakcí ekologického rozhraní na ekologické faktory prostředí: částečný přenos, transformace, absorpce, odraz a zesílení. Posledním způsobem je neutrální rozhraní bez vlivu.

Podle Skleničky (2003) je kulturní funkce ekotonů souhrnem charakteristik a hodnot, které přispívají k vnímání krajiny člověkem. Zahrnují funkce historické (lesní okraje jsou časoprostorově nejstabilnějším typem ekotonů); symbolické (lesní okraje symbolizují přirozenou hodnotu krajiny) a vytvářejí estetické zázemí (udávají krajinnou strukturu a krajinný ráz, podle Hansen, Di Castri 1992

definují hranice ekosystémů). Lesní okraj (lem) je z estetického hlediska nejdůležitějším prvkem krajiny (Vorel, Kupka 2009). Nelze opomenout také funkce rekreační (sběr lesních plodů) a zájmové (myšlivost, rybaření), zvyšující hodnotu ekotonu v očích laické veřejnosti.

Produkční funkce ekotonů vyplývá z podstaty ekotonu, jako přechodového společenstva, charakteristického vyšší biodiverzitou (Šálek, Růžička, Mandák 2005; Trnka 2000; Rusek 1992; Hansen, Di Castri 1992). Ekoton může v současné krajině představovat stabilnější společenstvo, tvořené větším množstvím druhů, v současné krajinné matrix nelesních ploch, kde dominují agroekosystémy. Tento ekotop je druhově chudý, nestabilní a úzce závislý na množství a formě dodatkové energie, jež je nezbytná pro udržení ekotonu v požadovaném stavu. Ekotony v krajině tohoto typu představují ekologicky hodnotnější společenstva, jež pozitivně ovlivňují okolní agroekosystémy, a stanoviště významných živočišných druhů.

Sklenička (2003), Sklenička, Pittnerová (2004) uvádí práce prezentující nárůst výnosů zemědělských plodin vlivem přítomnosti hodnotnějších společenstev. V blízkosti lesních okrajů dochází na poli k zastínění, hydričké a trofické kompetici. Ta způsobuje snížení výnosů plodin v bezprostřední blízkosti ekotonu, odhadované na 1,5 až 2,5 násobek výšky ekotonu v závislosti na orientaci ke světovým stranám. Za tímto pásmem následuje plošně rozsáhlejší pásmo nadprůměrného výnosu, nepřesahující však cca 150 m od rozhraní, způsobeného pravděpodobně vyšší mírou biologické ochrany zemědělských plodin, plynoucí z blízkosti ekotonu s vyšším výskytem konzumentů plevelů a predátorů škůdců, opylovačů i vyšší aktivitou půdního edafonu.

Negativně, především zemědělci, je ekoton vnímán jako zdroj pro šíření plevelů, stanoviště škodících druhů živočichů od hmyzu po velké savce. Tato teorie společně se společenskými, ekonomickými, technickými a technologickými požadavky zemědělské výroby u nás přispěly k znehodnocení a narušení krajiny ve druhé polovině 20. století. Negativní ovlivnění ze strany zemědělců lze také zaznamenat v okrajových částech lesních



Obr. 2.1 V zemědělské krajině představují ekotony ekologicky hodnotnější společenstva
Fig. 2.1 Ecotones represent ecologically more valuable communities in an agricultural landscape

stupů. Prvním z nich jsou tzv. preferenční metody, které zjišťují ochotu lidí platit za udržení či zlepšení kvality prostředí, případně ochotu přijímat kompenzaci za jeho zhoršení. Sem patří metody hedonického oceňování, které odhalují preference lidí na základě souvisejících trhů (např. trhu s nemovitostmi) a metody kontingentního oceňování, což jsou dotazníkové metody na zjišťování preferencí jednotlivců. V obou případech se hodnota environmentálních statků a služeb odvíjí od hodnot, které jsou jednotlivci ochotni za ně zaplatit.

Druhým přístupem jsou metody nepreferenční, jako jsou nákladové metody (zjišťování nákladů na obnovu přírodních statků či na odvrácení škody) a ekosystémová expertní hodnocení. Do této kategorie patří také metoda hodnocení biotopů, která byla vytvořena v Českém ekologickém ústavu v letech 2001–2003 a vychází z principu metody oceňování přírody, jež se používá v Hessensku. Její hlavní myšlenkou je dvouúrovňové hodnocení spočívající v expertním relativním ohodnocení ekologických charakteristik daných typů území (v bodech) a přiřazení určité peněžní částky jednomu bodu. Protože je určena pomocí sledování nákladů na revitalizační akce, je tato metoda kombinací expertní a nákladové metody (Seják, Dejmal 2003 in Cudlín et al. 2005).

Modifikovaná Hessenská metoda hodnocení biotopů

Modifikovaná Hessenská metoda využívá typy biotopů podle standardní typologie ČR. Přírodní a přírodě blízké byly převzaty ze systému NATURA 2000, s výjimkou vodních biotopů, které byly rozšířeny z toho důvodu, aby byla zachycena také jejich hodnota, jež nespočívá ve výskytu makrofytní vegetace. Přírodě vzdálené a přírodě cizí biotopy byly pro účel této metody nově definovány (53 typů namísto 14, které rozlišuje systém NATURA 2000). Celkem je tedy rozlišeno 192 typů biotopů. Pro každý typ byla vypočítána jeho relativní ekologická hodnota, určená na základě osmi charakteristik, ohodnocených vždy jedním až šesti body. Charakteristiky, uvedené v tabulce na příloženém CD, jsou rozděleny do dvou skupin.

Výpočet hodnoty typu biotopu je koncipován jako součet bodových hodnot prvních čtyř charakteristik (ekologických) vynásobený součtem druhých čtyř charakteristik (vzácnosti či ohroženosti). Výsledek je vztažený k maximálnímu možnému počtu bodů (576), jenž by vyšel v případě, že by všechny charakteristiky dosahovaly hodnoty šesti bodů.

$$[(1. + 2. + 3. + 4.) * (5. + 6. + 7. + 8.) / 576] * 100 = \text{bodová hodnota typu biotopu (3–100)}$$

(vzorec 6)

Výsledkem tohoto kroku je přehledná tabulka s typy biotopů a jejich relativními bodovými hodnotami. Jelikož se touto metodou dosahuje nejmenší možné hodnoty typu biotopu 3 body, byla u zcela odpřírodněných typů tato hodnota změněna na hodnotu 0 bodů.

Individuální hodnocení biotopů

Na hodnocení typů biotopů navazuje další krok, jímž je individuální hodnocení konkrétního biotopu (v konkrétním místě a čase). Provádí se terénním průzkumem.

Slouží k redukci (výjimečně i navýšení) základní bodové hodnoty v případě, že biotop neodpovídá stavu popsanému pro daný typ v Katalogu biotopů (Chytrý et al. 2001 in Cudlín et al. 2005). Korekce bodové hodnoty se provádí pomocí koeficientu, který je určen na základě šesti pomocných kritérií, uvedených v tabulce na příloženém CD.

Výpočet peněžní hodnoty určitého území vyžaduje přiřazení konkrétní finanční částky jednomu bodu. Tato hodnota bodu byla zjišťována pomocí analýzy revitalizačních akcí realizovaných v rámci Programu péče o krajinu a Programu revitalizace říčních systémů. Vyjadřuje průměrné náklady na zvýšení hodnoty 1 m² o 1 bod v rámci 136 hodnocených akcí a dosáhla v roce 2003 hodnoty 12,36 Kč (Seják, Dejmal 2003).

Při zjišťování hodnoty určitého území jsou určeny jednotlivé typy biotopů a jejich rozlohy, zjištěny bodové hodnoty typů biotopu, vynásobené korekčním koeficientem individuálního hodnocení a vynásobené rozlohou jednotlivých biotopů a finanční hodnotou jednoho bodu.

Srovnání s metodou NATURA 2000

Metoda NATURA 2000 zahrnuje vlastní individuální hodnocení biotopů. Protože účel obou hodnocení není přesně totožný, nemohou se hodnotící kritéria zcela překrývat. Individuální hodnocení biotopů podle metody NATURA 2000 hodnotí reprezentativnost (vyjádřenou písmennou stupnicí A, B, C, D), zachovalost (A, B, C) a u lesních biotopů věkovou strukturu (P, Q, R, S). Tento přístup sleduje hlavně ochranné hledisko (snaží se vytypovat území nejhodnější k ochraně) a proto se v rámci zmíněných kritérií hodnotí kromě samotné kvality biotopu také kritéria, která se v Hessenské metodě neobjevují. Mezi ně patří zejména management, vyhlídky a možnosti obnovy.

Oproti tomu Hessenská metoda hodnocení biotopů je zaměřena hlavně na aktuální hodnotu biotopu (do jaké míry odpovídá biotop svému typu), přičemž řeší v rámci svých kritérií mimo jiné i charakteristiky, kterými se NATURA 2000 nezabývá, jako je zralost, vztah biotopu k ekologické stabilitě okolní krajiny a význam z hlediska většího regionu.

K převodu mezi metodami lze přistoupit dvěma způsoby. Prvním z nich je získání přímo výsledného číselného koeficientu individuálního hodnocení na základě kombinace hodnot reprezentativnosti a zachovalosti. Tento postup je velmi rychlý a jednoduchý a vychází z předpokladu, že ačkoliv se kritéria hodnocení metody NATURA 2000 a Hessenské metody přesně neshodují, mají obě hodnocení podobnou vypovídací hodnotu o kvalitě biotopu.

Druhým přístupem je snaha odvodit koeficienty jednotlivých dílčích kritérií individuálního hodnocení Hessenské metody ze všech daných podkladů metody NATURA 2000 (kromě reprezentativnosti a zachovalosti je možné využít také věkovou strukturu u lesních porostů a dále informace obsažené v poznámce a samotný mapový podklad). Tento způsob je časově náročnější a jak již bylo zmíněno, některá kritéria není možné z metody NATURA 2000 odvodit, protože hodnocení se přesně nepřekrývají (Cudlín et al. 2005).

3.5 Teorie fuzzy množin

Modelujeme-li realitu, setkáváme se s přílišnou složitostí, kterou jsme schopni těžko modelovat a s neurčitostí, která je způsobena naší neschopností přesně realitu diferencovat (Novák 2000). Matematický popis vyžaduje velkou přesnost a to vyžaduje řadu zjednodušení. Tím se model stává nevýstižným. Rozhodovatel se ale vyjadřuje přirozeným jazykem, který umožňuje pracovat s vágními pojmy. Použití přesných pojmů, které vyžaduje dvouhodnotová logika, je aplikovatelné pouze v ideálním případě. Každý vágní pojem charakterizuje určitou třídu objektů, jejíž hranice bychom velmi těžce určovali. V modelování vágních pojmů pomocí klasických množin je hlavní problém v tom, že hraniční prvky musíme zařadit do množiny nebo mimo ni.

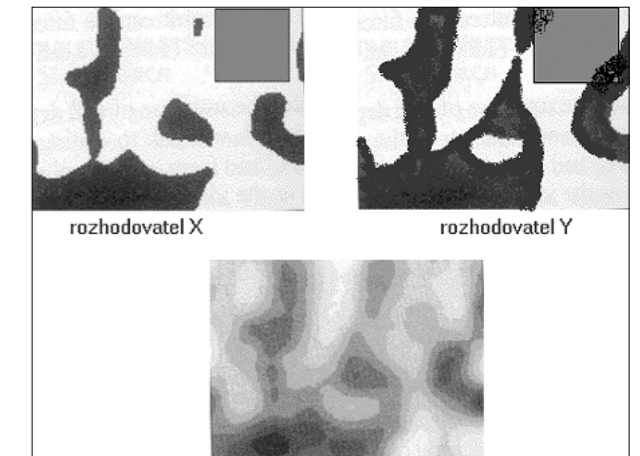
Použijeme-li vágní pojem a není-li jasné, zda prvek patří do dané množiny či nikoli, definujeme nějakou škálu (nejlépe uspořádanou) a prvku přiřadíme hodnotu z této škály.

Tím bude mít každý prvek přiřazenou míru vyjadřující jeho místo a roli v této třídě. Menší míra stanovuje místo prvku blíže k okraji. Soubory, resp. kategorie, které nemají ostré ohraničení, mohou mít na uvažovaných místech postupný přechod mezi členstvím a nečlenstvím v souboru, resp. v kategorii. Fuzzy soubor lze tedy charakterizovat fuzzy úrovněmi členství v intervalu od 0,0 do 1,0 tzv. úrovněmi možnosti, které vyjadřují postupný nárůst členství od nečlenství až po úplné členství. Lze je definovat pomocí funkcí příslušnosti.

Základy teorie fuzzy množin, nástroje pro matematický popis nepřesných a vágních pojmů, položil v roce 1965 L. A. Zadeh svým článkem s názvem „Fuzzy sets“ (Zadeh 1965). Od té doby prošla celá teorie neuvěřitelným rozvojem (Klir, Yuan 1996). Koncem osmdesátých a na počátku devadesátých let dvacátého století se poprvé objevily převratné aplikace, které využívaly poznatků z teorie fuzzy množin, fuzzy logiky, atd. Dle Nováka (2000) a Talašové (2004) stojí za tímto úspěchem skutečnost, že teorie fuzzy množin a fuzzy logika umožňují zahrnout nepřesnost vstupních údajů a poměrně jednoduchým způsobem pracovat s významy slov přirozeného jazyka, který patří mezi nejdůležitější součásti lidského života, a který nás, mimo jiné, odlišuje od zvířat. Tato teorie opravdu funguje, a to i díky tomu, že využívá vágně definované expertní znalosti – tedy pravý opak toho, co bylo vždy požadováno. Jde o vztah mezi relevancí a přesností informace. Tento princip nazval L.A. Zadeh (1973) principem inkompatibility. Ve zjednodušené podobě totiž říká, že roste-li složitost systému, klesá naše schopnost formulovat přesné a současně významné soudy o jeho chování. Nakonec je dosaženo hranice, za níž jsou přesnost a relevantnost prakticky vzájemně se vylučující charakteristiky. Vzhledem k faktu, že při studiu ekotonu se řešitelé dostávají do pozice, kdy je třeba nastavit určitý rozhodovací algoritmus, ať už za účelem přímého rozhodnutí o typu ekotonu, nebo pro vymezení oblastí, hranic, popř. jiných funkčních celků, je nutné se opírat již z podstaty problematiky ekotonu o teorie využívající vágní definování vstupů.

V prostředí GIS se většinou rozeznávají tři základní typy geoprvků: body, linie a polygony. U linií a polygonů

je občas předmětem diskuse, jak přesně vymežit hranice daného geoprvku (Pechanec, Kilianová 2008). Polygonová vrstva zachycující ekologickou stabilitu určité oblasti umožňuje dva způsoby vyjádření stability: stabilní/nestabilní. Takové zařazení je velmi obtížné a velmi závislé na osobě rozhodovatele a na konkrétní oblasti (obr. 3.4).



Obr. 3.4 Hodnocení ekologické stability rozhodovatelem X a rozhodovatelem Y při použití dvouhodnotové stupnice. Na vyznačené parcele (šedý obdélník) má být umístěna stavba pokud parcela není hodnotná z pohledu ekologické stability. Podle hodnotitele X splňuje podmínky, podle hodnotitele Y ne. Spodní obrázek zachycuje hodnocení při použití principu fuzzy množin.

Fig. 3.4 An ecological stability assessment by evaluator X and evaluator Y using two value scale. The parcel lot (grey rectangle) is under assessment as to its value in terms of ecological stability. The parcel lot is to be built with some building if it is not valuable in terms of ecological stability. According to evaluator X the parcel lot meets the criteria, whereas according to evaluator Y, it does not. The picture below represents an assessment using fuzzy sets.

Plocha byla ohodnocena z připravené stupnice v intervalu od 0 do 1, kde hodnota 0 značí zcela nestabilní a hodnota 1 „zcela“ stabilní segment. Takový způsob hodnocení má velký význam, použije-li se GIS pro podporu rozhodování. Nejen, že výsledkem jsou přesnější informace o fenoménu z dané vrstvy, ale při kombinaci vrstev dostaneme výstupy, které se více blíží realitě.

Samotná aplikace fuzzy množin v hodnocení a rozhodování lze dle Talašové (2004) rozdělit do čtyř skupin:

- Zadeh–Bellmannova fuzzy optimalizace (Rozhodování při jazykově definovaných cílech a omezeních)
- V klasickém případě je k dispozici množina variant, cílů a omezení. Vyhovující varianty musí splňovat cíle i omezení. Tento problém vede na úlohu matematického vícekritériálního programování za určitých podmínek. V případě fuzzy optimalizace máme opět k dispozici množinu variant, cílů a omezení. Významným pokrokem je však možnost definovat stupně příslušnosti pro jednotlivé prvky množiny variant a to buď expertně nebo podle jednotlivých kritérií. Každé kritérium popisuje buď cíl nebo omezení. Kritéria jsou jazykové proměnné a jejich významy jsou fuzzy množiny. Optimální varianta je pak ta, která má nejvyšší stupeň příslušnosti ze všech variant. Zadehův přínos v této oblasti spočívá ve faktu, že hodnotící funkce jsou funkce příslušnosti fuzzy cílů, kte-



Obr. 6.2 Příklad nevhodného zemědělského využívání půdy je zorněný svah v sousedství Evropsky významné lokality Bílý kopec u Čejče, kde v průběhu července 2009 vznikla podél svahu erozní rýha hluboká až 180 cm

Fig.6.2 Substandard agricultural utilisation of slopes lead to massive soil erosion



Obr. 6.3 Příklad nevhodného zemědělského využívání půdy vede ke vzniku erozních rýh, v extrémních případech pak ke vzniku erozních strží

Fig. 6.3 An example of substandard agricultural utilisation of land which leads to erosion rills and in extreme cases to erosion ravines



Obr. 6.4 Příkladem drobnějších dobývek je i těžba neogénních (pansonských) písků na tektonicky výrazných svazích, omezujících sníženinu bývalého Čejčského jezera. Na snímku se jedná o jeden z pozůstatků stepních trávníků, ohrožených šířením ruderalních a nepůvodních druhů rostlin.

Fig. 6.4 The mining of minerals in the past did not damage steppe grassland as much as deviating from the traditional utilisation and subsequent overgrowing

sové systémy byly postupně budovány v 60. a 70. letech 20. století, např. v okolí obcí Kobylí, Němčičky, Čejč a Velké Bílovice. Terasování svahů bylo společně se scelováním zemědělských pozemků a ničením rozptýlené zeleně opatřením, jež vedlo v druhé polovině 20. století k intenzifikaci zemědělství. Nepříznivé následky těchto zásahů lze dodnes sledovat ve větrné a vodní erozi, projevující se úplným odstraněním půdního pokryvu na exponovaných částech reliéfu, tvorbou hlubokých erozních rýh nebo naopak ukládáním mocných vrstev splavených sedimentů.

Kromě nepřímých zásahů, ovlivňujících změny reliéfu, byly místně dobývána ložiska hornin, zejména ložiska fluviálních štěrkopísků nebo neogénních písků (obr. 6.4).

Výrazněji do krajiny, a s dopadem na snížení jejich přírodních hodnot, zasáhly skládky komunálních odpadů, dnes již rekultivované, např. v komplexu Bílého kopce u obce Čejč nebo v údolí Ždánického potoka u obce Ždánice.

6.2.3 Půdní pokryv

Území charakterizuje poměrně pestrý soubor půd. Většina území leží v černozemní oblasti; kromě nejčastějších černozemí na spraších jsou zastoupené i lehké arenické černozemě na zahliněných písčích. V souvislých lesních komplexech jsou vyvinuty hnědozemě až luvizemě na spraši a karbonátových svahovinách. V lesních celcích Ždánického lesa se na slínech, spraších, sprašových hlínách a vápnitém flyši vyvinuly neobyčejně rozsáhlé plochy kambizemních pararendzin. V členitých úsecích se hojně vyskytují erozní formy půd. Ve sníženinách se objevují černozemě pelické na slínech a karbonátových flyšových svahovinách. Tyto půdy a typické černice v nivách bývají často vlivem kolísající hladiny podzemní vody zasoleny. V nivách řek, zejména v jižní části se souvisle vyskytují fluvizemě a černice.

6.2.4 Klimatické podmínky

Zájmové území se podle Quitta (1971) nachází převážně v teplé klimatické oblasti T 4 a T 2, ze severu do území zasahuje mírně teplá klimatická oblast MT 11. Podnebí povodí je charakterizováno dlouhým teplým a suchým létem, zima bývá mírná a suchá. Nejchladnějším měsícem je leden, průměrná teplota činí -2°C . V nejteplejším měsíci červenci se průměrná teplota pohybuje mezi 20 a 21°C . V oblasti Ždánického lesa jsou průměrné měsíční teploty poněkud nižší než v níže položených oblastech. Zima je krátká, mírně teplá a velmi suchá. Trvání sněhové pokrývky je velmi krátké, pouze v severní části území je podnebí vlhčí s výraznější sněhovou pokrývkou v zimě. Průměrná roční teplota vzduchu se pohybuje kolem 8°C , v jižní části kolem 9°C . Dlouhodobý srážkový průměr v celé oblasti činí okolo 500 mm za rok (podle E. Quitta in Demek 1992).

Na území se nachází klimatologická stanice ve Velkých Pavlovicích (tab. 6.2) a srážkoměrná stanice v obcích Klobouky a Ždánice (<http://www.chmi.cz>).

Tab. 6.2 Klimatické hodnoty ze stanice ve Velkých Pavlovicích (www.chmi.cz)

	Průměrná teplota vzduchu ($^{\circ}\text{C}$)	Úhrn srážek (mm)	Trvání slunečního svitu (hod)
Dlouhodobě normálně za období 1961-1990	9,3	490	1776,2
Rok 2007	11,0	547,3	2049,9

6.2.5 Vodstvo

Říčka Trkmanka pramení severozápadně od obce Ždánice ve výšce 300 m n. m. a ústí jako levostranný přítok do Dyje u obce Podivín v nadmořské výšce 158 m. Plocha povodí je $397,3$ km². Délka toku $42,3$ km. Průměrný průtok u ústí $0,50$ m³ s⁻¹ (Vlček et al. 1984).

Většina povodí náleží do nejméně vodné oblasti, menší část ve vyšších polohách do málo vodné oblasti s malou retenční schopností a se silně rozkolísaným odtokem v průběhu roku (Vlček 1971). Asymetrická říční síť je podmíněna geologickou stavbou a reliéfem. Levostranné přítoky jsou poměrně krátké, stékající od mírně klenutých rozvodních hřbetů, podmíněných zlomově omezeným okrajem flyšové části Západních Karpat vůči sníženině vídeňské pánve. Mezi významnější levostranné přítoky patří Bílovický, Čejčský a Lovčický potok. Pravostranné přítoky jsou podstatně delší a odvodňují vyšší partie povodí v oblasti Hustopečské pahorkatiny, Dambořické a Boleradické vrchoviny. Mezi významnější pravostranné přítoky patří Spálený potok se svými přítoky Haraska, Kašnice, Hunivky a Zdravá voda. Specifickým rysem povodí Trkmanky v minulosti byly jak přirozené, tak umělé vodní nádrže a mokřady, z nichž se dodnes dochovaly pouze malé rybníčky a nepatrné procento původních mokřadních ploch. Přirozené vodní nádrže v povodí Trkmanky patřily k největším přirozeným vodním nádržím na Moravě. Byla to slaná jezera obcí Čejč a Kobylí. Jejich vznik je podle palynologic-



Obr. 6.5 Přirozený charakter si dosud udržely drobné toky v prameně oblasti Ždánického lesa. Na snímku podmáčená niva horního toku Trkmanky sz. od Ždánic, na jejímž okraji jsou nejvýraznější ekologická rozhraní v povodí, často však narušena cestní sítí

Fig. 6.5 Only small creeks in the forest Ždánický les have preserved their natural character



Obr. 6.6 Regulace Trkmanky vylučuje přirozené procesy vodního toku v krajině a s nimi i přirozenou dynamiku mokřadních liniových společenstev

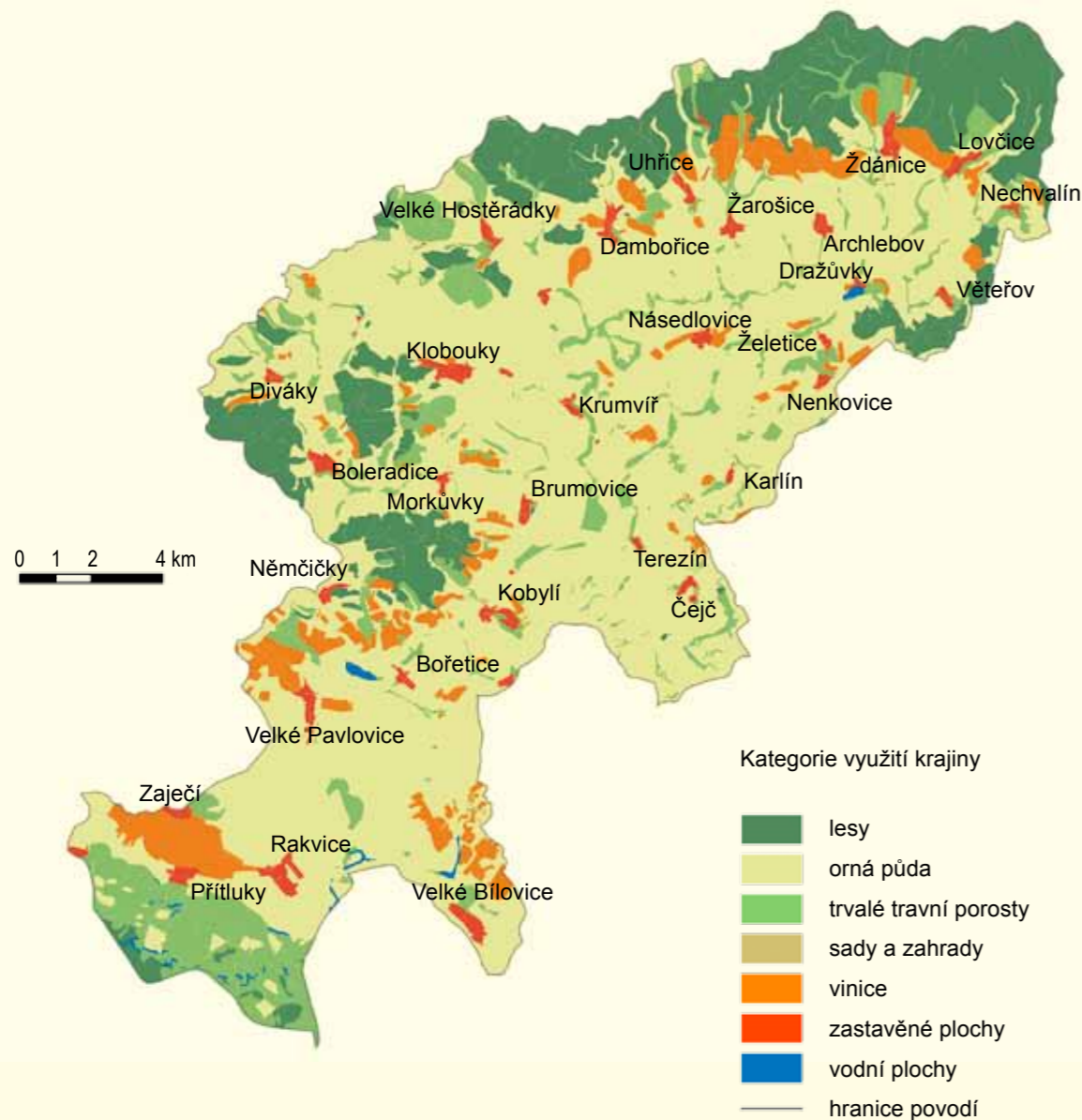
Fig. 6.6 The stream regulation of the Trkmanka stream excludes natural processes in the landscape and the natural dynamics of marshland line communities



Obr. 6.7 Poslední pozůstatky mokřadních ploch se dosud uchovávají v okolí Trkmanského Dvora v nivě dolního toku Trkmanky. Biotopy těchto území patří k nejdynamičtějším, jejich hranice se posouvají nebo zanikají v průběhu jednoho vegetačního období

Fig. 6.7 The last remnants of marshland at the lower course of the Trkmanka stream which belong to some of the most dynamic biotopes

MAPA 7.3 VYUŽITÍ KRAJINY POVODÍ TRKMANKY V OBDOBÍ 1876–1879



padě území a na jihu území podél vodního toku v nivě Dyje či jejich odstavených ramen a meandrů.

Orná půda se nacházela na velké části (43,67 %) rozlohy povodí Trkmanky, což představuje plochu 16 550 ha. Rozmístěna je po celém povodí, s výjimkou nivy Dyje v jižní části povodí a niv vodních toků, kde převládaly travní porosty. Nižší výskyt je zaznamenán na úpatí masívu Ždánického lesa, kde byly lesy lemovány vinicemi. Teprve na rovinatějších pozemcích byla orná půda.

Vinice v tomto období tvořily 12,47 % rozlohy území, což představuje 4 730 ha. Nacházely se na jižním úpatí Ždánického lesa (v obcích Velké Hostěrádky, Dambořice, Žarošice, Archlebov, Ždánice), v okolí obce Klobouky u Brna a severozápadně od obce Velké Bílovice. Nejrozsáhlejší vinice byly stále v okolí obce Zaječí na jihozápadě území a také v okolí obce Němčičky. Zastavěné plochy se nacházely na 2,44 % rozlohy povodí. Koncem 18. století a počátkem 19. století došlo k vý-

znamnému nárůstu počtu obyvatel (v Kobyíl bylo např. v roce 1763 napočítáno 601 obyvatel, v roce 1790 zde žilo 948 obyvatel, roku 1804 zaznamenáno 1 135 obyvatel, v roce 1834 je obyvatel 1 314 (Franc 2000), nedošlo však k růstu zastavěných ploch.

Vodní plochy zabírají území o rozloze téměř 500 ha (1,32 %). Největší vodní plochou je Kobylské jezero, jež má rozlohu téměř 200 ha.

7.1.3 Využití krajiny v období III. vojenského mapování (1876–1879)

Z rekonstrukční mapy využití krajiny v období III. vojenského mapování vyplývá, že orná půda byla na rozloze 23 090 ha (téměř 61 %) a vytvářela téměř souvislou plochu v celém povodí, jen místy narušenou loukami, vinicemi či lesy (mapa 7.3). Rozloha orné půdy je nejvyšší za celé sledované období. Orná půda se nachází i v polích, které nejsou pro role vhodné.

Lesy měly rozlohu pouhých 6 042 ha (15,94 %), což je historicky nejnižší plocha lesních porostů ve sledovaném období. Jejich rozložení v několika větších lesních celcích je však stejné jako v předchozích obdobích. Ke snížení rozlohy došlo vlivem změny lesních ploch na ornou půdu, méně v travní porosty, např. severně od obce Boleradice na západě území nebo jižně od obcí Věteřov a Dražůvky.

Trvalé travní porosty se nacházely na ploše 4 492 ha (tj. 11,85 % rozlohy povodí). Největší plochy travních porostů byly na jihu území, v Dolnomoravském úvalu v nivě Dyje. Další oblasti s vyšším zastoupením travních porostů je na severozápadě v okolí obce Velké Hostěrádky. V povodí došlo k vyšší kumulaci travních porostů na svazích úpatí Boleradického vrchoviny a Hustopečské pahorkatiny na západě území. Snížilo se zastoupení travních porostů v nivách menších vodních toků v povodí.

Vinice se rozkládaly na 2 464 ha (6,5 % rozlohy povodí). Z mapy je patrná koncentrace vinohradů v některých oblastech území. Hlavní oblastí rozšíření je oblast mezi obcemi Zaječí, Přítluky a Rakvice na jihozápadě území. Další oblast s vyšším zastoupením vinohradů leží severně od obce Velké Pavlovice v okolí obcí Němčičky, Bořetice, Kobyíl a Brumovice, podobně jako oblast severozápadně od obce Velké Bílovice. V severní části se vinice nacházely na jižních svazích pod Ždánickým lesem, v pásu táhnoucím se od obce Velké Hostěrádky na západě povodí po Lovčice na východě.

Zastavěné plochy zaujímaly rozlohu 888,5 ha (2,34 % rozlohy povodí). Sady a zahrady byly součástí intravilánu, ale vyskytovaly se i v okolí obcí. Většina obcí byla obklopena ornou půdou, pouze několik sídel, např. Ždánice, Žarošice či Velké Bílovice, mělo v bezprostředním okolí travní porosty. Vinařské obce jako např. Zaječí, Přítluky či Velké Pavlovice, sousedily s vinicemi.

V tomto období byla rozloha vodních ploch 112 ha (0,3 % rozlohy území). Všechny velké rybníky v povodí byly již vysušeny a přeměněny zpravidla v pole, pouze v podmáčených lokalitách nedaleko vodních toků zůstaly travní porosty, např. severně od Kobyíl zůstaly na podmáčené části dna Kobylského rybníka louky. O dávné existenci rybníků svědčí již jen názvy rolí (Kobylsko Gezero, Borzetitzer Teich), z nichž některé se udržely dodnes.

7.1.4 Využití krajiny v období počátku 20. století (1920–1934)

Reambulované mapy z první čtvrtiny 20. století ukazují na stále velmi intenzivní zemědělské využívání krajiny povodí Trkmanky (mapa 7.4). Lesy v tomto období zaujímaly 6 370 ha, tj. 16,81 % území. Jejich rozložení je téměř shodné s předcházejícím časovým horizontem, tzn. hlavní těžiště je na masívu Ždánického lesa, na východě u obcí Věteřov a Dražůvky, na západě v okolí obcí Diváky, Boleradice a Kobyíl.

Orná půda se nacházela na ploše 22 485 ha (59,33 % rozlohy povodí), na celém území, kromě vyšších poloh a nivy Dyje. Louky a pastviny zabíraly 2 805 ha (7,4 % rozlohy). Nacházely se převážně v jižní části území v nivě Dyje. Ve střední a severní části byly travní poros-



Obr. 7.1 Obhospodařovanou krajinu povodí tvořily mozaiky orné půdy, luk a trvalých kultur, dnes viditelné na záhumenkách
Fig. 7.1 Managed land in the catchment area consisted of mosaics of arable land, meadows and permanent growths. This can be seen today in village backyards

ty roztroušeny velmi řídké. Většinou byly v nivách vodních toků a v zamokřených polohách, často na místech dřívějších rybníků.

Více se rozšířila rozloha sadů a zahrad mimo intravilán. Rozkládaly se na ploše 2 122,5 ha (5,6 % rozlohy). Výměra vinic 2 048 ha, tj. 5,4 % rozlohy území, byla historicky nejnižší. Vinice se nacházely převážně ve větších celcích v jižní části území. Ve střední a severní části byly pouze menší, ojedinělé vinohrady s výjimkou oblasti mezi obcemi Ždánice a Lovčice na úpatí masívu Ždánického lesa na severovýchodě území, kde bylo zastoupení vinic vyšší. Rozloha trvalých kultur, tj. sadů, zahrad a vinic je patrně zatížena chybou, způsobenou interpretací map. Porosty trvalých kultur tvořily mozaiky plošek, jež byly podle převažujícího zastoupení přiřazovány do kategorií využití krajiny.

Zastavěné plochy zaujímaly rozlohu 740 ha, což představuje téměř 2 % rozlohy. Okolí obcí tvořila orná půda, pouze u vinařských obcí, např. Rakvic, Přítluk, Němčiček či Velkých Pavlovic, se v bezprostřední blízkosti nacházely vinice.

Rozloha vodních ploch byla již velmi nízká. Rybníky z povodí téměř vymizely, vodní plochy se nacházely v odstavených korytech a meandrech v nivě Dyje.

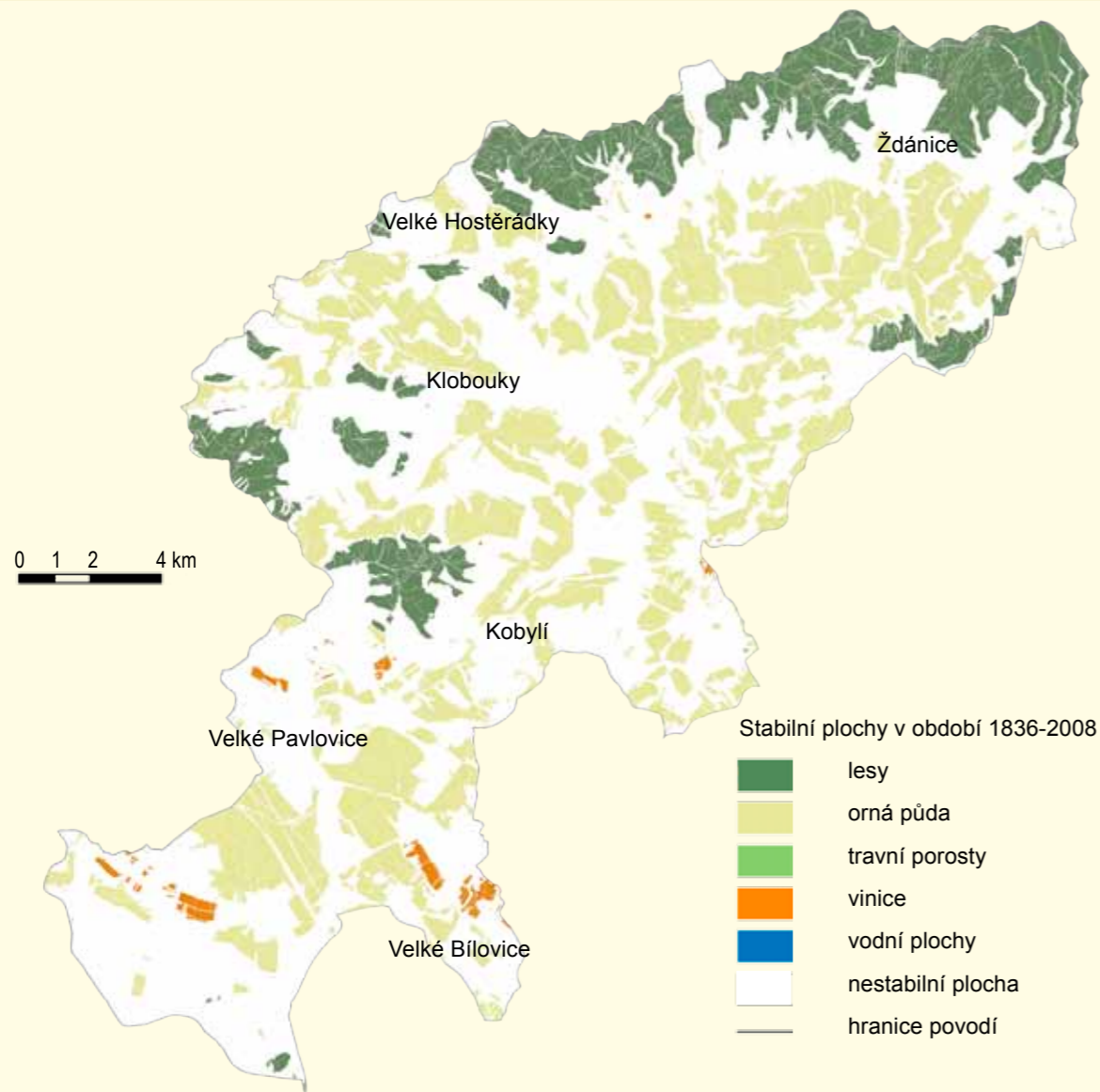
7.1.5 Využití krajiny v období poloviny 20. století (1953)

Krajina poloviny 20. století zaznamenala výrazné změny, stejně jako docházelo ke změnám společenským. Zemědělství procházelo kolektivizací, scelovala se pole, mizely meze a remízky, snižovala se heterogenita krajiny, zmenšovala se biodiverzita, začínaly se uplatňovat velkovýrobní technologie v zemědělské výrobě, nastupovaly stroje a mechanizace.

V rozlohách ploch využití krajiny nedocházelo k výrazným změnám (mapa 7.5). Výměra lesů činila 6 756 ha (17,83 % území). Nacházely se na masívu Ždánického lesa, kde tvořily rozsáhlý celek, na severovýchodě území v okolí obce Věteřov, mezi obcemi Boleradice, Klobouky a Kobyíl na západě území a v nivě Dyje na jihu.

Orná půda se nacházela na výměře 22 920 ha (60,49 %). Rozprostírala se po celém povodí s výjimkou nivy Dyje, kde dosud převládaly travní porosty. Plocha trvalých travních porostů byla 2 388 ha (6,3 %), s těžištěm na jihu území. Ve střední a severní části povodí byl výskyt sporadický. Trvalé kultury – sady, zahrady a vinice, se nacházely na celkové výměře 3 780 ha, což představuje téměř 10 % území. Plocha sadů a za-

MAPA 7.9 STABILNÍ PLOCHY V POVODÍ TRKMANKY V OBDOBÍ 1836-2008



místění. Naopak u trvalých travních porostů a vodních ploch je velmi nízká persistence ploch zapříčiněna radikálním snížením rozlohy těchto kategorií využití krajiny od roku 1876 až do současnosti.

Souhrnná persistence sledovaných kategorií využití krajiny v současnosti je 52,58 %. Znamená to, že více než polovina ploch z roku 1836 tvoří časoprostorově stabilní plochy, tzn. že je využívána stejným způsobem. Ostatní plochy jsou ty, které procházely změnami a během sledovaného období byly využívány více způsoby.

7.3.4 Index změny

Index změny vyjadřuje dynamiku vývoje jednotlivých kategorií využití území. Jedná se o veličinu, která udává procento ploch, na kterých došlo ke změně využití území (Balej, Anděl, Jeřábek 2004). Index změny je tedy doplňkem k hodnotě persistence ploch.

Z analýz využití krajiny povodí Trkmanky, při nichž byl

výchozím stavem rok 1836, vyplývá vysoká diference mezi jednotlivými kategoriemi využití krajiny (tab. 7.2).

Nejvyšších hodnot indexu změny dosahují vodní plochy. Jejich časoprostorová labilita je daná kolísáním rozlohy s vymizením původních rybníků a výskytem vodních ploch na místech těžby štěrkopísků. Hodnoty indexu změny se pohybují v rozmezí 96,6 až 99,5. Druhou kategorií jsou travní porosty, jež ze stejných důvodů mají index změny v rozmezí hodnot 68,0 až 96,1. Nejvyšší

Tab. 7.2 Vývoj indexu změny kategorií využití krajiny povodí Trkmanky

Index změny	1876	1920	1953	1995	2001	2008
lesy	23,0	21,7	19,9	19,1	18,7	18,4
orná	9,3	12,3	12,9	18,3	19,8	21,2
travní por.	68,0	72,4	75,9	96,1	93,1	92,3
vinice	59,1	71,0	50,8	69,6	66,5	67,8
vodní pl.	97,0	96,6	99,0	99,5	98,8	98,6

hodnoty indexu změny, 96,1, dosahují v roce 1995, kdy je 96,1 % plochy travních porostů z roku 1836 využíváno jiným způsobem.

Nejnižší hodnoty indexu změny pak mají časoprostorově stabilní kategorie, tj. lesy a orná půda. Je to dáno jednak jejich poměrně vysokou rozlohou, jež stabilitu podporuje a dále nižším kolísáním rozlohy ve sledovaném období. Do této skupiny také patří zastavěné plochy, jejichž index změn se pohybuje v rozmezí 90,6 až 83,9.

7.3.5 Stabilita ploch

Mapa stabilních ploch povodí Trkmanky (mapa 7.9) zachycuje časoprostorově stabilní plochy využití krajiny v povodí Trkmanky, využívané jako lesy, orné půdy, travní porosty, vinice a vodní plochy. Zaznamenané plochy představují území, jenž je po celou sledovanou dobu (1836–2008) využíváno stále stejným způsobem.

Stabilní plochy výše uvedených kategorií využití krajiny zaujímají 14 474 ha, což představuje 38,65 % území povodí Trkmanky. Převažující podíl tvoří orné půdy (téměř 70 %), lesy necelou třetinu. Vinice tvoří 1,5 % stabilních ploch, travní porosty společně s vodními plochami mají podíl nižší než jedno procento.

Plochy, které byly využívány stejně v šesti ze sedmi sledovaných časových horizontů (tab. 7.2), mají rozlohu 6 995 ha (18,47 % rozlohy povodí) (obr 7.3). Podle vypočtených hodnot lze konstatovat:

- poměrně vysoký podíl (35,6 %) ploch se zaznamenaným využitím pouze v jednom časovém horizontu
- nižší hodnoty pro opakovaný způsob využití krajiny
- vysoký podíl stabilních ploch využívaných pouze jedním způsobem

Vyplývá z toho základní diferenciací území pro využití krajiny. Některé z méně stabilních ploch jsou plochy, jejichž využití se v průběhu sledovaného období opakuje, tzn. např. nivy potoků byly využívány jako louky, v době vysokého antropického tlaku byly ornými půdami, po oslabení tlaku jsou opět využívány jako louky. Vinice migrují mezi plochami pro ně vhodnými, což lze usuzovat z vyrovnanějších rozloh opakovaného využití. Vysoká rozloha ploch s využitím pouze v jednom časovém horizontu vypovídá o snaze o „kolonizaci“ nových území, které patrně nebyly ale vhodné. Jiným příkladem nestabilních ploch je okolí obce Velké Hostěrádky, kde se vinice (1836) změnily na louky (1876), dále na sady (1920) a ornou půdu (1953) nebo na vinice (1920) a lesy (1953).

Většina nestabilních ploch povodí Trkmanky byla ale spouš jednou využívána jako orná půda.

7.3.6 Stabilita liniových struktur

Časoprostorová stabilita liniových struktur – hranice mezi krajinnými složkami – odhaluje pravděpodobnou dobu existence linie na daném místě. Zdrojem informací o stálosti liniových struktur jsou historické mapy a další mapové podklady uvedené výše, resp. rekonstrukční mapy využití krajiny. Přeložením tematických vrstev využití krajiny lze zjistit stabilitu či posun hranic vybraných krajinných složek, resp. linií, jež tyto hranice představu-

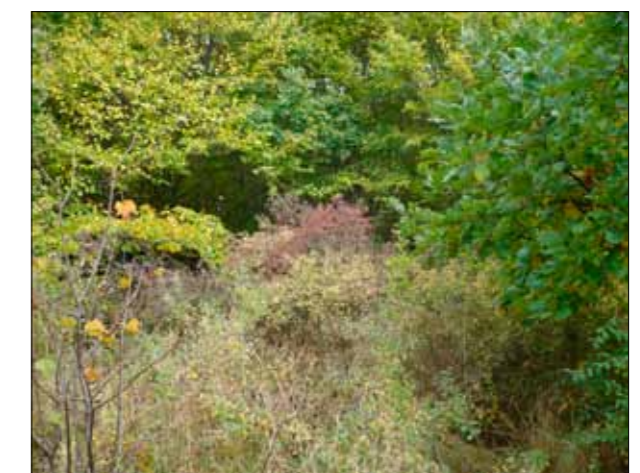
Tab. 7.2 Rozlohy ploch (v ha) podle počtu zjištěného využití krajiny vybraných kategorií využití krajiny při počtech

Počet	Rozloha (ha)			
	lesy	orná půda	travní porosty	vinice
1	1 636	2 602	6 118	3 133
2	670	2 354	2 278	1 638
3	503	3 266	1 251	1 272
4	567	3 734	1 012	815
5	632	3 534	158	631
6	988	5 426	95	485
7	4 468	10 034	9	234

jí. Cílem bylo zjištění časoprostorové stability linií hranice les/bezlesí na části dílčích modelových území Ždánice a Kobyly. Pozornost byla věnována zejména liniím, přes něž byly vedeny vybrané zkoumané transepty.

V dílčím modelovém území Ždánice se plochy lesních porostů v průběhu sledovaného období zmenšovaly (mapa 7.10). Rozhraní les/bezlesí, přes které je veden transekt T10 Ždánice, je prostorově stabilním krajinným prvkem, jenž se po sledované období nachází stále na hranici les/bezlesí. Bezlesí bylo tvořeno původně travními porosty, v období 1920 je zaznamenána orná půda. V následujících obdobích (1953, 1995, 2001, 2008) je bezlesí tvořeno opět travními porosty. Na ostře ohraničeném lesním okraji je vyvinuta úzká ekotonová zóna.

Rozhraní s transektem T13 Ždánice U akátu se nachází v prostoru, jenž prodělal značné změny ve využití krajiny. V počátečním období kolem roku 1836 se lokalita nacházela uprostřed lesních porostů (neležela na hranici krajinných složek), které zasahovaly až k zastavěnému území obce Ždánice. Již v následujícím období (1876) se však zkoumané rozhraní nacházelo na lesním okraji, neboť les byl vykloučen a přeměněn na travní porosty a poté na ornou půdu, jež zde byla zaznamenána i v dalších obdobích (1920, 1953, 1995). V období 2001 a 2008 je přílehlá plocha využívána jako travní porost, postupně zarůstající náletem, neboť není udržován (obr. 7.3). Široký keřový lem spolu s velkým zástínem dřevinného patra lesní části transektu vylučuje přežívání světló-

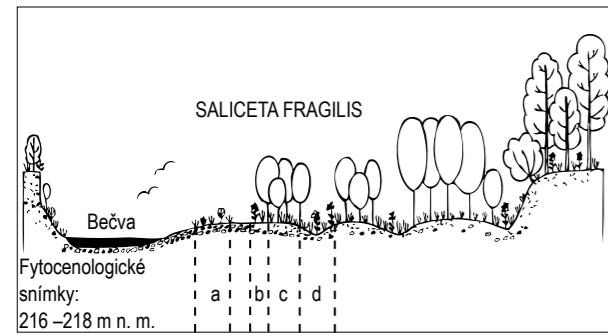


Obr. 7.3 Vegetace transektu T13 U akátu netvoří ekotonové společenstvo

Fig. 7.1 Vegetation of the transect „T13 U akátu“ doesn't form ecotone community

8.1.2 Podmíněně přírodní ekotony v přirozeném vývoji

Bečva u Oseku nad Bečvou



Obr. 8.3 Bečva u Oseku nad Bečvou
Fig. 8.3 The river Bečva near Osek nad Bečvou



Příklad podmíněně přírodních ekotonů (svazků ekotonů) v dynamickém přirozeném vývoji v povodňovém korytě, v poloze vedle sebe.

Ekotop: Intenzivně podélně zprohýbané povodňové koryto Bečvy, tvořené štěrkopísčnými lavicemi, v nadmořské výšce 216–218 m, zčásti pravidelně přeplovované.

Přírodní potenciální vegetace (skupiny typů geobiocénů=STG):
3 B-C 5a: *Saliceta fragilis*

Aktuální stav zachycený ve fytoecnologických snímcích:

a) krátkověká travinobylinná lada na štěrkové lavici mírně skloněné k aktivnímu toku Bečvy, přechodně přeplovovaná, 20x10 m

b) bylinný lem vrbové mlaziny na hřbetě štěrkové lavice, 20x1,5 m

c) vrbová mlazina s příměsí topolu na hřbetě štěrkové lavice, 20x12 m

d) travinobylinná lada (typu říčních rákosin) v mělkém jen občas průtočném korytě, 20x5 m

Tab. 8.5 Fytoecnologická tabulka Bečva u Oseku nad Bečvou

Fyt. snímky 29. 8. 2007	a	b	c	d
Dřevinné patro (%)	5	80	95	10
IV				
<i>Populus nigra</i>	1	-2	-3	.
<i>Salix fragilis</i>	.	+2	-3	1
<i>Salix purpurea</i>	.	-4	-3	1

Fyt. snímky 29. 8. 2007	a	b	c	d
V1				
<i>Cornus sanguinea</i>	-	.	.	.
<i>Fraxinus excelsior</i>	-	.	.	.
<i>Populus nigra</i>	-	.	.	.
<i>Salix purpurea</i>	-	.	.	.
<i>Sambucus nigra</i>	.	.	+	.
V2				
<i>Alnus glutinosa</i>	-	.	.	.
<i>Populus nigra</i>	+	.	.	.
<i>Robinia pseudacacia</i>	-	.	.	.
<i>Salix purpurea</i>	1	.	.	.
Bylinné patro (%)	50	60	5	60
<i>Agrostis capillaris</i>	-	.	.	+2
<i>Agrostis stolonifera</i>	1	.	.	.
<i>Achillea millefolium agg.</i>	-	.	.	.
<i>Alliaria petiolata</i>	-	+	1	.
<i>Amaranthus retroflexus</i>	+	.	.	.
<i>Arctium lappa</i>	.	+	.	+
<i>Armoracia rusticana</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	-	.	.	.
<i>Artemisia vulgaris</i>	-	.	.	.
<i>Artemisia vulgaris</i>	.	1	.	1
<i>Barbarea vulgaris</i>	-	+	.	+
<i>Bidens frondosus</i>	+	.	.	.
<i>Brassica napus</i>	-	.	.	.
<i>Bromus inermis</i>	-	.	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>
<i>Calystegia sepium</i>	-	.	.	+
<i>Campanula trachelium</i>	-	.	.	.
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	-	.	.	.
<i>Carduus crispus</i>	-	.	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	-	.	.	.
<i>Cirsium vulgare</i>	-	.	.	.
<i>Citrullus lanatus</i>	-	.	.	.
<i>Conyza canadensis</i>	-	+	.	.
<i>Cucurbita pepo</i>	-	.	.	.
<i>Dactylis glomerata</i>	-	.	.	.
<i>Dactylis glomerata</i>	.	-2	.	1
<i>Daucus carota</i>	-	.	.	.
<i>Echinocystis lobata</i>	-	+	.	.
<i>Echinochloa crus-galli</i>	-	.	.	.
<i>Echium vulgare</i>	-	+	.	.
<i>Elymus caninus</i>	-	.	.	+
<i>Elymus repens</i>	-	.	.	.
<i>Epilobium hirsutum</i>	-	.	.	.
<i>Epilobium roseum</i>	-	.	.	.
<i>Erigeron annuus</i>	-	.	.	+
<i>Eupatorium cannabinum</i>	-	.	.	.
<i>Fallopia convolvulus</i>	-	.	.	.
<i>Filipendula ulmaria</i>	-	.	.	.
<i>Galeopsis pernhofferi</i>	-	.	.	.
<i>Galeopsis pubescens</i>	-	.	.	.
<i>Galinsoga quadriradiata</i>	-	.	.	.
<i>Galium rivale</i>	+	.	.	.
<i>Geranium robertianum</i>	-	.	.	.

Fyt. snímky 29. 8. 2007	a	b	c	d
<i>Geum urbanum</i>	-	.	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	-	.	.	.
<i>Helianthus tuberosus</i>	-	.	.	.
<i>Humulus lupulus</i>	-	.	.	.
<i>Chaerophyllum aromaticum</i>	-	.	.	.
<i>Chelidonium majus</i>	-	.	.	.
<i>Chenopodium hybridum</i>	-	.	.	.
<i>Chenopodium polyspermum</i>	+	.	.	.
<i>Chenopodium strictum</i>	-	.	.	.
<i>Impatiens glandulifera</i>	+	-2	.	+
<i>Impatiens parviflora</i>	-	+	.	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	-	.	.	.
<i>Lolium perenne</i>	-	.	.	+
<i>Lycopus europaeus</i>	-	.	.	.
<i>Lysimachia nummularia</i>	-	.	.	.
<i>Lythrum salicaria</i>	-	.	.	.
<i>Medicago lupulina</i>	-	.	.	.
<i>Mentha longifolia</i>	+	.	.	+
<i>Microrrhinum minus</i>	-	.	.	.
<i>Myosoton aquaticum</i>	+	.	1	+
<i>Parthenocissus inserta</i>	-	.	.	.
<i>Pastinaca sativa</i>	-	+	.	.
<i>Persicaria hydropiper</i>	+2	+	.	-2
<i>Persicaria lapathifolia</i>	1	.	.	.
<i>Persicaria maculosa</i>	+	+	.	+
<i>Phalaris arundinacea</i>	1	+	+	+2
<i>Phleum pratense</i>	-	.	.	+
<i>Physalis alkekengi</i>	-	.	.	.
<i>Picris hieracioides</i>	-	.	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	-	+	.	.
<i>Plantago major</i>	-	.	.	.
<i>Poa palustris</i>	.	+	+	+2
<i>Polygonum aviculare</i>	+	+	.	+
<i>Ranunculus repens</i>	-	.	.	.
<i>Reynoutria japonica</i>	-	.	.	.
<i>Rorippa sylvestris</i>	+	+	.	+
<i>Rubus caesius</i>	-	.	.	.
<i>Rumex crispus</i>	-	.	.	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	-	+	.	.
<i>Saponaria officinalis</i>	-	+	.	.
<i>Scrophularia nodosa</i>	-	.	.	+
<i>Solanum lycopersicum</i>	1	.	.	+
<i>Solidago gigantea</i>	-	.	.	+
<i>Stachys sylvatica</i>	-	.	.	.
<i>Stellaria media</i>	-	.	.	.
<i>Symphytum officinale</i>	+	.	.	+
<i>Tanacetum vulgare</i>	-	.	.	+
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	+	.	.	.
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	-	+	.	+
<i>Tussilago farfara</i>	-	.	.	.
<i>Urtica dioica</i>	+	1	1	1
<i>Valeriana officinalis</i>	-	.	.	.
<i>Verbascum densiflorum</i>	-	.	.	.
<i>Verbena officinalis</i>	-	.	.	.
<i>Veronica beccabunga</i>	-	.	.	.

Hodnocení:

Celkem: 104 druhů (9 dřevin, 95 bylin), a: 76 (6, 70), b: 38 (2, 36), c: 15 (4, 11), d: 44 (3, 41)

Společné druhy: abcd: 5 (1, 4) *Salix purpurea*, *Urtica dioica*, *Phalaris arundinacea*, *Myosoton aquaticum*, *Alliaria petiolata*, ab: 29 (2, 27), ac: 7 (2, 5), ad: 26 (2, 24), bc: 11 (3, 8), bd: 23 (2, 21), cd: 8 (2, 6)

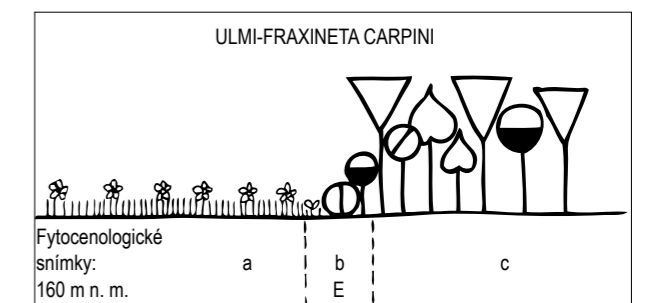
Sørensenův index floristické podobnosti: IS_{ab}=50,9; IS_{ac}=19,7; IS_{ad}=43,3; IS_{bc}=41,5; IS_{bd}=56,1; IS_{cd}=27,2

Vzhledem k tomu, že v modelovém povodí Trkmanky a na ni navazujícím dolním toku Dyje se podobná situace nevytvořila, je vybrán jako příklad dynamického vývoje svazku liniových společenstev (ekotonů) široké povodňové koryto Bečvy. Od katastrofické povodně v červenci roku 1997 zde byla sukcese na výzkumných transektech pravidelně sledována po dobu 10 let (Lacina 2007). V závislosti na hydrickém režimu a zrnitosti substrátu se v povodňovém korytě, jehož reliéf se dále mění, vytváří pruhovitě uspořádané vegetační formace. Uvedený příklad ukazuje jejich typickou část.

Druhově nejbohatší je pruh té části štěrkové lavice, která je častěji, nikoliv však trvale, přeplovována vodou. Přitom se jedná o krátkodobé až efemérní společenstvo, v průběhu roku obhacované diasporami nejen druhů říčních rákosin a dalších vlhkomilných rostlin, ale i rozmanitých plevelů včetně subxerotermytů a zahradních i polních plodin (viz snímek a). S dalším posunem aktivního toku k levému břehu mění každoročně svou polohu a částečně i druhové složení i toto dočasné společenstvo. Sukcesně nejpokročilejší a dlouhodobé je společenstvo na plochem hřbetu štěrkové lavice, kde se již uchytila souvislá vrbová mlazina (snímek c), ovšem – díky zástínu – s druhově chudým podrostem s nízkou pokryvností. Z obou stran je obklopena druhově bohatšími pruhy travinobylinné vegetace (snímky b, d), v níž se již výrazněji uplatňují druhy říčních rákosin, zejména chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), ale také invazivní neofyt netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*). Největší floristickou podobností se vyznačují tyto ekotonové pruhy (společných 23 druhů, IS=56,1). Jejich podobnost s vrbovou mlazinou je však zatím nízká (IS=41,5 resp. 27,2).

8.1.3 Antropogenně podmíněné ekotony v přirozeném vývoji

Panský les u Podivína



Obr. 8.4 Panský les u Podivína
Fig. 8.4 The forest Panský les near Podivína

středí a tím byl ovlivněn i charakter sledované části trvalého travního porostu, zvláště když je travní část transektu T5 celkově obklopena lesem. Na transektu T5 byl též pozorován nejmenší součet zjištěných rozdílů relativní vlhkosti 25,5 %.

Na základě výsledků analýzy lze hypoteticky poukázat na skutečnost, že se nejmenší závislost (a tedy i největší proměnlivost vlhkosti vzduchu) vyskytovala na transektu T10 (nejnižší korelační koeficient) a dále na transektech T13 a T12, u nichž se i značně lišily vlhkostní poměry v lesním a travním společenství. Korelační koeficient je poměrně nízký i na transektu T4 (-0,60), kde se projevují vysoké hodnoty relativní vlhkosti zaznamenané při červnovém měření, jež bylo provedeno po vydatném dešti. Pokud by se do výpočtu nezahrnuly hodnoty z tohoto měření, měl by korelační koeficient hodnotu -0,82. Nejvyšší závislost je pozorována na transektu T5, jež je ale s největší pravděpodobností způsobena menším počtem naměřených dat.

Porovnání relativní vlhkosti vzduchu ve výšce 0,15 m a 2 m

Data relativní vlhkosti vzduchu, jež byla měřena ve dvou výškách, byla porovnána za účelem zjištění, zda se hodnoty této veličiny různí podle vzdálenosti od povrchu země. Chod relativní vlhkosti vzduchu obecně vykazuje opačný průběh než chod teplot, kdy nejnižší hodnoty relativní vlhkosti jsou zaznamenávány při nejvyšší teplotě vzduchu a naopak. Na druhou stranu je vlhkost povrchu značně ovlivňována a přítomnou vegetací a transpirací.

Z měření lze vysledovat, že se v průměru naměřené hodnoty příliš neliší (rozdíl je do 2 % relativní vlhkosti). Pokud by se provedlo šetření na základě počtu měření, kdy byla vyšší relativní vlhkost pozorována u jedné z výšek, pak lze usoudit, že vyšší hodnoty byly častěji zaznamenány u měření ve výšce 0,15 m. Nejvíce případů, kdy byla v 0,15 m pozorována vyšší relativní vlhkost, bylo zaznamenáno u transektu T13 (v 10 případech) a dále u transektu T9 (v 9 případech).

Opačně tomu bylo na transektu T7, kde byla vyšší relativní vlhkost zaznamenána v 0,15 m jen v 5 případech. Shodným poměrem počtu měření se pak vyznačují transekty T4 a T5.

Obdobný závěr lze vyvodit i u porovnání souhrnných průměrných hodnot za celou dobu měření, kdy je pozorována vyšší průměrná relativní vlhkost ve výšce 0,15 m u transektů T4, T9, T10, T12 a T13, u ostatních transektů jsou hodnoty vyrovnané.

Největší rozdíly mezi měřeními v jednotlivých výškách byly zpravidla zaznamenány v lesním prostředí.

8.3.3 Statistické hodnocení dat

Pro statistické hodnocení naměřených hodnot byly k dispozici dvě sady dat:

- z Ellenbergových indikačních hodnot získaných při fytoecologickém snímkování
- z terénního měření půdních a mikroklimatických faktorů (viz výše)

Cílem bylo provést základní statistickou analýzu obou datových sad a také provést statistické srovnání u obou výše zmíněných metod.

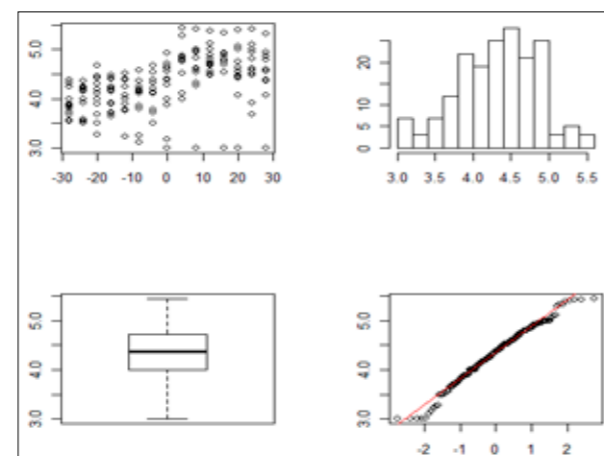
Pro používané metodiky bylo zapotřebí nejprve provést test normality, který určí, zda-li je možné v dalším postupu použít parametrické metody založené na předpokladech normality dat, nebo zda bude zapotřebí použít neparametrické metody.

V případě, že bude prokázána normalita ve zkoumané datové sadě, což bude provedeno pomocí testů normality (Shapiro-Wilk test a Kolmogorov-Smirnov test) (Marsaglia, Tsang, Wang 2003, Royston 1982, 1995), bude dále sledován pomocí regresní analýzy trend, který zkoumaná data prokazují. V případě srovnání dat nebude zkoumána konkrétní shoda hodnot, ale jejich signifikantní shoda s ohledem na povahu trendu (rostoucí nebo klesající). Vše bude provedeno pomocí parametrických metod matematické statistiky, které jsou souhrnně shrnuje Anděl (2007).

V případě, kdy normalita nebude prokázána, bude zapotřebí užít neparametrických testů, případně robustních metod pro určení dalších charakteristik. Postup bude aplikován dle Durbina (1973), Conovera (1980), Anděla (2007). V okamžiku, kdy se budou provádět regresní analýzy, bude třeba užít speciálně navržených metod neparametrické, robustní regrese (Andersen 2008, Hampel, Ronchetti, Rousseeuw, Stahel 1986, 2005).

Samotné statistické zpracování se postupně zaměřovalo na jednotlivé sledované charakteristiky. V první řadě charakteristika „Continentality“. U této charakteristiky bylo zamítnuta shoda s normálním rozdělením na hladině významnosti 5 % pomocí Shapiro-Wilk testu. Hodnota p v tomto případě byla „p-value = 0,02335“. Dále bylo provedeno několik grafických vyhodnocení, z nichž čtyři nejdůležitější jsou uvedeny na obr. 8.26.

První graf vlevo nahoře obr. 8.26 je rozložení zkoumaných dat následováno histogramem, který ukazuje první zmínky o faktu, že data nebudou rozložena normálně. Tento fakt je následně podpořen posledním grafem ve formě tzv. Kvantil – Kvantil plotu, který ukazuje, že teoretické kvantily normálního rozdělení a empirické kvantily napočítané z dat nejsou ve shodě. V případě, že by dané kvantily byly ve shodě, utvořily by v tomto případě graf, který by byl shodný s přímkou, která je naznačena červenou barvou. Pro doplnění grafické ilustrace datové sady je ještě uveden tzv. Krabicového grafu, který ukazuje, že data jsou symetricky rozložena okolo medi-



Obr. 8.26 Statistická vizualizace dat „Continentality“

Fig. 8.26 The statistical visualisation of "Continentality" data

ánu, který je naznačen v grafu jako čára dělicí vyznačený obdélník.

Dále byla věnována pozornost analýze veličiny „light“. Z výsledků je patrné, že data opět nepochází z normálního rozdělení a pro jejich další analýzu bude třeba využít neparametrických metod, popřípadě robustních metod. Hodnota p v případě Shapiro – Wilk testu byla „p-value = 5,232e-08“. V tomto případě nelze hovořit o symetrickém rozdělení dat kolem mediánu.

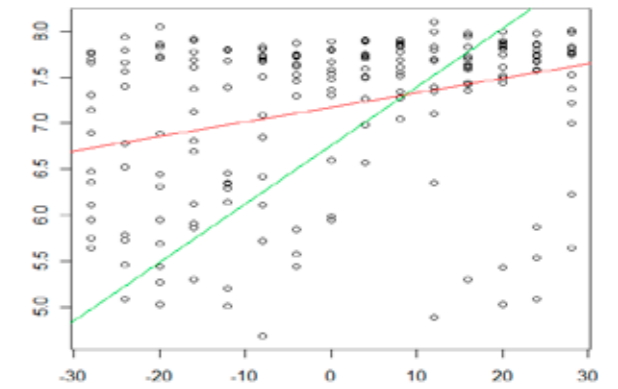
Pro další analýzu byla využita veličina „species“. V případě testování normality u dat „species“ bylo prokázáno, že nelze popřít hypotézu o normalitě dat. Hodnota p v Shapiro-Wilk testu byla „p-value = 0,0557“. Při testování na hladině významnosti 5 % byla tato hodnota postačující. Co se týče grafických vizualizací, je tato skutečnost patrná pouze z Kvantil – Kvantil grafu. Histogram a krabicový graf ukazují na symetrii dat. Tyto skutečnosti však nebyly nijak počítány ani ověřovány. Pro tyto účely by tato skutečnost byla nadbytečná.

Další analyzovanou veličinou byla „nutrients“. Ani v tomto případě se nepodařilo prokázat normalitu v datech, neboť hodnota p v Shapiro-Wilk testu byla „p-value = 2,219e-06“. Tento fakt má mimo jiné za následek, že data mezi jednotlivými stanovišti, resp. jejich hodnoty nepřechází plynule, ale mohou respektovat jiné rozdělení pravděpodobností. Tento fakt nemusí však znamenat vždy negativní vlastnost. V tomto případě lze tuto skutečnost brát jako fakt, který pouze ovlivní další výpočet a spíše prokáže odlišnost jednotlivých zkoumaných oblastí. Fakt, že data nepochází z normálního rozdělení potvrzuje již samotný histogram a Kvantil – Kvantil graf tuto skutečnost pouze potvrzuje.

Další analyzovaná veličina je „pH“. Analýza „pH“ obecně vykazovala velice rozdílné hodnoty, které již před samotným statistickým hodnocením naznačovaly, že nebudou pocházet z normálního rozdělení. Tato skutečnost byla potvrzena provedením Shapiro-Wilk testu, kdy hodnota p byla „p-value = 1,137e-14“. Grafické vyobrazení jednotlivých charakteristik datové sady ukazují, že se jedná o data nesymetrická a histogram spolu s Kvantil – Kvantil grafem rovněž ukazují na jiné, než normální rozdělení.

Předposlední analyzovanou veličinou byla „temp“. Analýza pravděpodobnostního rozložení hodnot teploty na sledovaném území bylo od počátku doprovázeno příjemnou vlastností normality, kterou se podařilo prokázat i po samotném ukončení měření. Hodnota p u Shapiro-Wilk testu byla „p-value = 0,1976“, díky které nemohla být hypotéza o normalitě zamítnuta. Grafy získané analýzou této datové sady tuto skutečnost následně jen dokreslují. Poslední analyzovanou veličinou byla „moist“. U této veličiny opět došlo k zamítnutí nulové hypotézy o normalitě datové sady, neboť hodnota p u Shapiro-Wilk testu byla „p-value = 0,0003886“.

Dvě datové sady, které byly získány pozorováním stejného území a mají vypovídat o stejné sledované charakteristice, byly porovnány jednak testováním shody jednotlivých datových sad, ale také porovnáním trendu, který byl získán provedením lineární regresní analýzy. V prvním případě jde o provedení testů na shodu středních hodnot, popřípadě rozptylů, které se budou lišit v závislosti na zjištěné normalitě dat. V dalším kroku



Obr. 8.27 Graf regresní přímky pro charakteristiku „pH“

Fig. 8.24 The regression line graph for "pH" characteristics

potom bude provedena buď klasická regresní analýza nebo robustní regresní analýza (John Fox, Robust Regression 2002), opět v závislosti na faktu normality datových sad. Výsledky budou vizualizovány graficky a výsledky testů budou opět komentovány pomocí hodnoty p příslušných testů. V případě normality dat půjde o p hodnotu klasického dvouvýběrového, popř. jednovýběrového t -testu a v případě neparametrických testů půjde o jednovýběrové, popř. dvouvýběrové Wilcoxonovy test (Bauer (1972), Hollander, Wolfe (1973)).

Experimentální srovnání bylo provedeno u datové sady „pH“. Nejprve vyhodnocení charakteristiky „Continentality“. Výsledky provedené regresní analýzy jsou uvedeny na CD. Z provedené regresní analýzy je patrné, že regresní přímka má kladnou směrnici, tedy hodnoty jsou na sobě pozitivně závislé. Z dalších provedených testů je vyplývá, že rozdíl mezi hodnotami v travních porostech a v lese jsou prokazatelné, neboť hodnota p v provedeném robustním testu na shodu středních hodnot vyšla „p-value < 2,2e-16“, tedy existuje prokazatelný rozdíl. Podobně byla provedena analýza u ostatních charakteristik.

Další analyzovanou je „light“. Opět je zde patrná pozitivní závislost mezi hodnotou sledované veličiny a prostorovou lokalizací. Z dalšího je patrné, že po provedeném testu na shodu středních hodnot lze vyslovit tvrzení o rozdílnosti trvalých travních porostů a v lese v této veličině. Toto tvrzení se opírá o fakt, že příslušná p hodnota u testu na shodu středních hodnot vyšla „p-value < 2,2e-16“.

Další analyzovanou veličinou je „species“. Výsledky provedené regresní analýzy ukazují, že existuje pozitivní závislost mezi hodnotou sledované veličiny a její prostorovou lokalizací. Navíc pomocí testů na shodu středních hodnot byla prokázána rozdílnost mezi průměrnou hodnotou v trvalém travním porostu a průměrnou hodnotou v lese. Hodnota p pro tento test byla „p-value = 4,786e-12“.

Výsledky regresní analýzy charakteristiky „nutrients“ jsou shrnuty v dalším odstavci. Výsledek regresní analýzy (na CD) ukazuje, že existuje nepřímá závislost mezi hodnotou sledované charakteristiky a její prostorovou lokalizací. Stejně jako v předchozích případech byla prokázána rozdílnost mezi hodnotami v travním porostu a v lese. Příslušná hodnota p byla stanovena na „p-value = 5,928e-09“.

Charakteristika „pH“ je další uváděnou analýzou (obr.

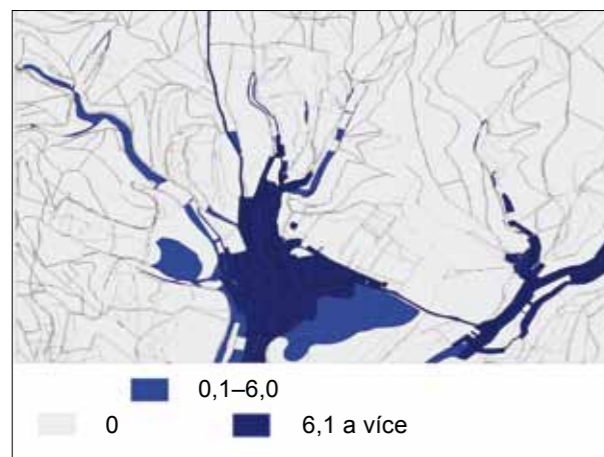
Tab. 9.3 Rozloha a procentuální podíl rozlohy kategorií výšky přímého odtoku

VÝŠKA ODTOKU (mm)	ŽDÁNICE		KOBYLÍ		RAKVICE	
	rozloha (ha)	%	rozloha (ha)	%	rozloha (ha)	%
0	1 628,86	88	1 386,22	83	1 256,40	49
0,1–6	84,78	5	159,12	10	1 074,24	42
6,1–12	139,58	8	129,20	8	222,75	9

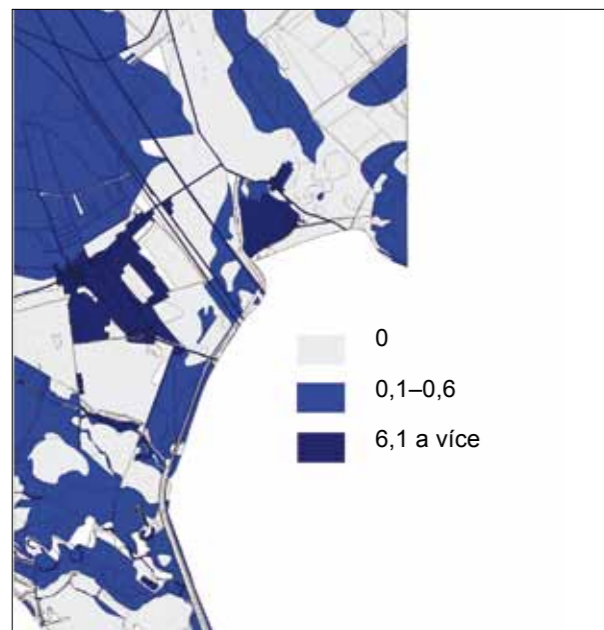
Modelové území Rakvice má rozložení hodnot rovnoměrnější pro nulový odtok (49 %) a odtok do 6 mm (42 %). Nejvyšší hodnoty jsou opět pro zastavěné území a silnice (obr. 9.4). Orná půda zabírá asi 75 % území, vliv na odtok má také hydrologická skupina půd, při dobrých podmínkách je odtok nulový, ne však při špatných.

Modifikovaná Hessenská metoda hodnocení biotopů

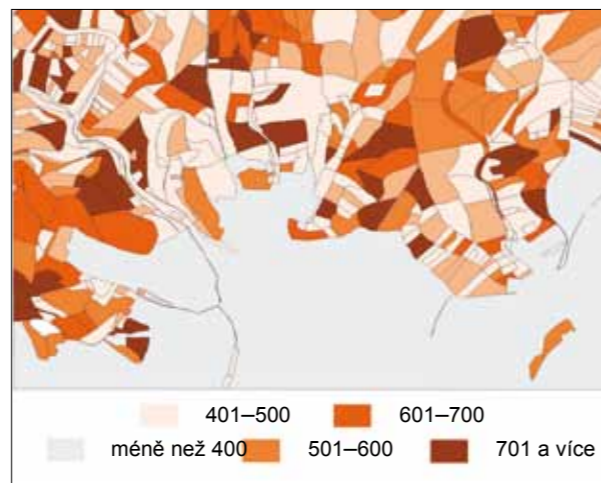
Modifikovaná Hessenská metoda byla aplikována pou-



Obr. 9.3 Výška přímého odtoku v modelovém území Ždánice při návrhové srážce $H_s=12$ mm
Fig. 9.3 The direct runoff level in a model area of Ždánice at suggested precipitation of an H_s of 12 mm



Obr. 9.4 Výška přímého odtoku v modelovém území Rakvice při návrhové srážce $H_s=12$ mm
Fig. 9.4 The direct runoff level in a model area of Rakvice at suggested precipitation of an H_s of 12 mm



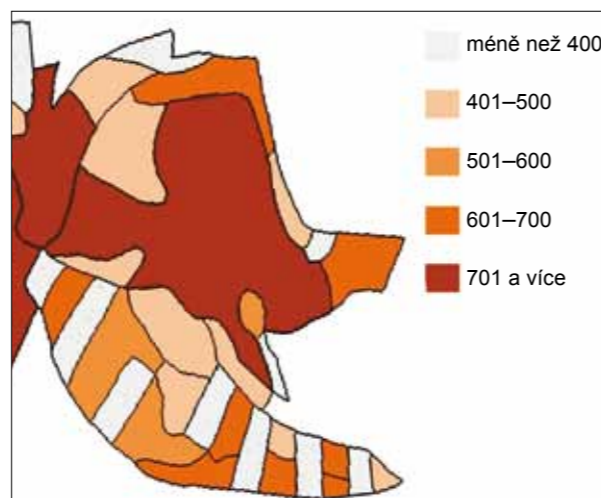
Obr. 9.5 Ekonomická kalkulace krajiny části modelového území Ždánice (cena segmentu v Kč/m²)
Fig. 9.5 An economic landscape calculation of a part of the model area of Ždánice

ze na část modelového území Kobylí a Ždánice z důvodu chybějících dat pro zbývající území. Cena segmentu vyjadřuje průměrné náklady na zvýšení hodnoty 1 m² o jeden ekologický stupeň (tab. 9.4).

V části modelového území Kobylí se nachází více cenné segmenty krajiny, v kategorii 701 a více Kč/m² leží 42 % rozlohy celého území, přestože se jedná jen o tři, ač rozsáhlé segmenty ve středu hodnoceného území. Kdežto v oblasti modelového území Ždánice je nejvíce krajinných segmentů v kategorii do 400 Kč/m², zbývající hodnoty jsou rozloženy rovnoměrně v celém zájmovém území (obr. 9.5, 9.6).

Tab. 9.4 Rozloha a procentuální podíl rozlohy kategorií oceněných biotopů

Cena (Kč/m²)	Ždánice		Kobylí	
	rozloha (ha)	%	rozloha (ha)	%
<400	439,02	37	11,29	16
401–500	199,78	17	13,71	20
501–600	191,88	16	5,85	8
601–700	188,65	16	10,23	15
701 a více	167,75	14	29,21	42



Obr. 9.6 Ekonomická kalkulace krajiny části modelového území Kobylí (cena segmentu v Kč/m²)
Fig. 9.6 An economic landscape calculation of a part of the model area of Kobylí

9.2 Dynamika vlhkostních podmínek a biomasy

Výsledkem analýz vlhkosti je ucelený přehled o stavu vlhkostních parametrů a biomasy vegetačního krytu, u kterého byly zkoumány dvě charakteristiky – vlhkost a biomasa. V prvním případě šlo o klasifikaci relativní vlhkosti a ve druhém o klasifikaci relativní biomasy a odhad skutečného množství nadzemní biomasy. Vše bylo založeno na aplikaci spektrálních indexů, k jejichž hodnocení byla využita metoda fuzzy klasifikace. Nejprve byly vybrány vhodné indexy jak pro klasifikaci vlhkosti, tak pro klasifikaci biomasy. Pro ně byly vypracovány modely ve formátu GMD, které jsou spustitelné v prostředí Model Maker v softwaru ERDAS IMAGINE. Konkrétně jde celkem o devět indexů – MSI, NDWI, RATIO, RVI, NRVI, NDVI, 2. komponentu PCA a 2. a 3. transformaci TCT, které lze znovu použít pro klasifikaci snímků ze senzorů TM a ETM+. Na základě jejich studia bylo zjištěno, že vybrané indexy, jak pro detekci vlhkosti, tak pro detekci biomasy, spolu značně korelují. Výjimku tvoří jen MSI, RVI a NRVI, které vykazují opačný trend než ostatní, tj. s rostoucí hodnotou indexu se množství sledovaných charakteristik snižuje. V případě 2. komponenty PCA je viditelný odlišný projev, který je dán tím, že PCA spíše než množství reprezentuje různost vegetačního krytu.

Podobně byly vypracovány i klasifikace relativní vlhkosti a relativního množství biomasy. Ty jsou společně s modely samotných spektrálních indexů uloženy na CD, kde jsou optimalizovány jak pro senzor TM, tak pro ETM+. U výsledků těchto klasifikací byl zjišťován vývoj v čase z hlediska různých fenologických fází a závislost mezi oběma charakteristikami.

Obecně lze konstatovat, že vlhkost a množství biomasy spolu značně souvisí. Při srovnání měsíců květen a červenec byl zaznamenán hlavně jejich vzrůst (pokles pouze na orné půdě), zatímco mezi měsíci červenec a srpen jejich pokles. Obě charakteristiky jsou na sobě téměř lineárně závislé s výjimkou některých ploch lesního porostu.

Byly vytvořeny mapové výstupy, na kterých jsou znázorněny použité spektrální indexy, vývoj relativní vlhkosti a relativního množství biomasy, odhad množství skutečné biomasy a také odchylka od lineární závislosti obou zkoumaných charakteristik.

Možnost algoritmizovat většinu kroků při zpracování analýz ušetřila jak čas, tak i místo na disku, které by zbytečně zabíraly dílčí soubory. Další výhodou je, že vytvořené modely mohou být rychle upraveny a v budoucnu znovu spuštěny na jiných datech.

ERDAS IMAGINE nabízí již několik přeprogramovaných indexů, které jsou uloženy v nabídce Image Interpreter – Spectral Enhancement – Indices. Pro senzor TM je zde pět indexů, týkajících se analýz vegetačního krytu: NDVI, TNDVI 1 ($\sqrt{(B_4 - B_3) / (B_4 + B_3)} + 0,5$), RATIO (označen jako IR/R), SQRT (IR/R) 2 (SQRT (TM4/TM3)) a tzv. Vegetační index, což je podíl 4. a 3. pásma. Pro práci byly použity pouze NDVI a RATIO, které byly ale také upraveny pomocí Model Makeru, z důvodu dalších analýz a možnosti automatizace.

První fází použití nástroje Model Maker bylo tedy modelování spektrálních indexů, které byly vybrány

pro analýzy vlhkosti a biomasy vegetačního krytu, ale v nabídce samotného softwaru ERDAS IMAGINE chybí.

Relativní vlhkost a biomasa

Klasifikace vlhkosti a biomasy vegetačního krytu byla provedena na základě hodnocení již zmíněných spektrálních indexů. Každý index může mít své výhody a zároveň nevýhody, které ovšem nelze bez terénního měření dokázat. V případě, že nejsou k dispozici referenční data, je možné k hodnocení klasifikace přistupovat relativně (Eastmen 2001, <http://www.gisak.vsb.cz>).

Nejdříve bylo zjištěno, jak se množství vlhkosti a biomasy projevuje v určitých spektrálních pásmech. Poté byly vypočítané indexy podrobeny analýze. MSI zde vykazuje opačný trend než index NDWI a transformace Wetness. S rostoucí hodnotou indexu se vlhkost vegetace snižuje, což je důvod, proč bývá používán k detekci sucha. Pokud je ale použit inverzní MSI, pak je vidět, že jsou si spolu s NDWI podobné. NDWI je oproti MSI zvýhodněn, protože má díky normalizovanému tvaru rovnice schopnost minimalizovat vlivy topografie a vytváří lineární stupnice měření s normálním rozdělením. Při vizuálním porovnání ale nejsou patrné žádné výrazné rozdíly. Stejně tak tomu je i v porovnání s Wetness. Hodnoty této transformace jsou však rozloženy v mnohem širším intervalu, takže umožňují větší rozlišení zkoumaných charakteristik. Srovnání vlhkostních indexů je uvedeno na CD. Ze studia indexů pro detekci biomasy vyplývá, že odlišný trend vykazuje index RVI a NRVI, u nichž se s rostoucí hodnotou snižuje množství biomasy. Po úpravě, jako v případě vlhkostních indexů, byla patrná korelace mezi RATIO, RVI, NRVI, NDVI i transformací Greenness. Hodnoty Greenness ovšem pokrývají mnohem širší interval, a proto má výhodu většího rozlišení vůči ostatním. Jen druhá komponenta PCA je odlišná od ostatních z důvodu reprezentace různosti vegetačního krytu (tab. 9.5).

Pro další hodnocení indexů byla vybrána metoda tzv. fuzzy klasifikace. Podle toho, zda se vzrůstající množství projevovало zvyšující se nebo snižující se hodnotou pixelů, byly jednotlivé indexy reklasifikovány do intervalu (0; 1), kde 0 značila nejnižší a 1 naopak nejvyšší množství. Většina se jich projevuje tak, že pixely s nejnižší hodnotou odpovídají i nejnižšímu množství těchto charakteristik. V případě indexů MSI, RVI a NRVI tomu ale bylo naopak. Byly proto reklasifikovány opačným způsobem, aby odpovídaly stejnému měřítku jako ostatní.

Stanovení biomasy

Jedním z cílů bylo odhadnout množství nadzemní biomasy vegetačního krytu. Tímto tématem se již zabýval např. Ravan (1996), který pomocí satelitních snímků odhadoval množství biomasy v národním parku Madhav v Indii. Popisuje jak metody pozemního měření, tak techniku statistického vzorkování a modelování se samotnými daty. Mapování biomasy v tropickém deštivém lese popsal Foody (2003), jehož práce byla zaměřena na srovnání přístupů pro odhad a mapování lesní biomasy na ostrově Borneo. Řeší metodu vegeta-