

Katedra fyzické geografie a geoekologie
Přírodovědecká fakulta
Univerzita Karlova v Praze

DISERTAČNÍ PRÁCE

**Hodnocení vývoje horizontální struktury krajiny vybraných
modelových území severozápadních Čech ve 2. polovině 20. století**

Autor: Mgr. Martin Balej

Katedra geografie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem

Školitel: Doc. RNDr. Zdeněk Lipský, CSc.

Katedra fyzické geografie a geoekologie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem nepředložil práci ani její podstatnou část k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

Poděkování

Práce vznikla s finanční podporou:

Ministerstva práce a sociálních věcí České republiky projektu „Metodika hodnocení sociálních a ekologických souvislostí ekonomické transformace: teorie a aplikace“ (1J 008/04-DP1, 2004-2009) a

Grantové agentury České republiky projektu „Utváření sociálních struktur na pozadí měnící se kulturní krajiny v období transformace“ (403/06/0243, 2006-2008), jejichž řešícím pracovištěm je Katedra geografie Přírodovědecké fakulty Univerzity J. E. Purkyně v Ústí nad Labem.

Na tomto místě bych rád poděkoval za podnětné připomínky, rady a doporučení školiteli Doc. RNDr. Zdeňku Lipskému, CSc., za konzultace v sociogeografické a geoinformatické problematice Doc. RNDr. Jiřímu Andělovi, CSc. a Mgr. Tomáši Oršulákovi.

V neposlední řadě bych velmi rád ocenil podporu, toleranci, trpělivost a pochopení, kterou mi věnovala má rodina.

Motto

„Necht' se duch mládí zahledí do budoucna, necht' se vcítí do krajiny, necht' myslí s krajinou.“

(Forman, Godron, 1993)

„When we plan, when we conserve, when we design, when we manage, and when we make wise decisions for landscapes, and especially for regions, we manifest sustainable thinking and act for human generations.“

(Forman, 2003)

„The future is not somewhere we are going; it is something we are making. We can follow the path to the future, or help in its construction. It helps if we know where we want to go. Building paths to the future is easier if we all work together. It is much better to build paths that will actually be used. Landscape ecology should be able to take the lead in integrating the many biological, geographical and sociological perspectives and the practical and theoretical approaches needed to tackle today's environmental problems.“

(Hobbs, 1997)

Obsah

1. Úvod	7
2. Stanovené cíle, struktura práce a použité zdroje	9
TEORETICKÁ ČÁST	
3. Krajina	16
3.1. Analogie, krajina jako...	18
3.2. Holistické vnímání krajiny – ekosystémové versus geosystémové pojetí	19
3.3. Koncept multifunkční udržitelné krajiny	22
3.4. Časoprostorové úrovně krajiny	25
4. Krajinná ekologie	30
4.1. Geografie a ekologie, „rodiče“ krajinné ekologie	32
4.2. Povaha krajinné ekologie	32
4.3. Ekosystémový „versus“ geosystémový přístup	36
4.4. Dichotomie v impaktovaných časopisech	39
4.5. Transdisciplinarita v krajinné ekologii	44
5. Horizontální prostorová struktura krajiny	48
5.1. Plošky	50
5.2. Koridory	52
5.3. Matrice	53
5.4. Patern a jeho vlastnosti	53
5.4.1. Heterogenita	54
5.4.2. Fragmentace	55
5.4.3. Mozaikovitost, poréznost, kontrast, zrnitost	56
5.5. Land use / Land cover	57
6. Vybrané charakteristiky krajiny	59
6.1. Biodiverzita	59
6.2. Stabilita	60
6.3. Disturbance a stres	62
7. Metody hodnocení struktury krajiny a geografická data	64
APLIKAČNÍ ČÁST	
8. Modelová území	71
8.1. Modelové území Petrovicko	78

8.2. Modelové území Verneřicko	91
8.3. Modelové území Třebenicko	99
9. Použité metody hodnocení horizontální struktury krajiny a zpracování dat	107
9.1. Hodnocení vývoje land use / land cover	107
9.2. Kvantifikace struktury krajiny pomocí softwaru FRAGSTATS	112
9.3. Environmentální stres a koeficient ekologické stability	116
10. Výsledky a širší kontext	121
10.1. Vývoj využití krajiny v modelových územích	121
10.2. Aplikace krajinných metrik	145
10.3. Environmentální stres v modelových územích	159
11. Hodnocení a diskuse	179
11.1. Interpretace změn struktury krajiny	179
11.2. SWOT analýza, doporučení a opatření	185
12. Závěr	205
13. Literatura a zdroje	211
14. Přílohy	231
14.1. Fotodokumentace modelových území	231

1. Úvod

Krajina je všude kolem nás. Každý z nás v ní žije. Pohybujeme se v ní, více či méně ji ovlivňujeme. Můžeme ji ničit, ale můžeme ji i zkrášlovat. Během 19. a 20. století bylo možné sledovat zejména intenzivní tlak lidské činnosti na krajinu. V Česku bylo industriální období (19. století), které přineslo zvýšení negativních vlivů na strukturu krajiny, umocněno následující čtyřicetiletou, specifickou etapou centrálního řízení, etapou komunismu. Velmi obtížně bychom hledali období, kdy během tak krátké doby došlo k tak zásadním změnám struktury krajiny Česka a v takovém rozsahu. Co se během oněch dvou staletí jistě změnilo, je to, že člověk nyní hraje jednu z hlavních rolí při utváření krajiny („landscaping“) ve všech jejích složkách a na všech úrovních (Bürgi, Hersperger, Schneeberger, 2004).

Ovšem, stejně tak dobře jako lze na krajinu působit negativně, se může člověk snažit své aktivity v krajině koordinovat v harmonickém souladu s probíhajícími ekologickými procesy tak, aby jeho počínání bylo dlouhodobě udržitelné. Odpověď na otázku, zda jednání působí na konkrétní krajinu negativně, či pozitivně, a vědeckou bázi, která umožňuje najít optimální, udržitelné trajektorie vývoje krajiny, nabízí krajinná ekologie (Antrop, 1998). Aplikovaná krajinná ekologie nebo aplikace krajinně ekologických poznatků v praxi má pak velmi blízko ke krajinnému plánování, které v Česku (oproti např. stavu na Slovensku) stále ještě není legislativně kodifikováno.

Forman (2003) specifikuje hlavní otázky, jejichž zodpovězení směřuje k vyhodnocení vývoje struktury krajiny: Jaké trendy určovaly vývoj ve sledovaném období? Jaké byly příčiny zjištěného vývoje? Jaký byl stav před výskytem kauzálního faktoru? Jaká byla míra změn relevantních krajinných atributů? Pokusím se tyto otázky s použitím řady metod v konkrétním území zodpovědět.

Přirovnání geografie a ekologie k rodičům krajinné ekologie (Richling, 1994, Moss, 1999) pokládám za velmi přiléhavé. Dokonce bych si dovilil označit geografii za „otce“ a ekologii za „matku“ krajinné ekologie (přijmeme-li hypotézu, že většina otců je starších než matka, pak alespoň z hlediska věku, i když mě k tomu vedou i další indicie). Roli geografie v hodnocení (struktury) krajiny, v krajinném plánování považuji za nesnadno zastupitelnou zejména z tohoto důvodu, že v krajinně ekologických výzkumech často chybějí (ačkoli jsou snad ještě častěji požadované) vazby ekologického subsystému na sociální subsystém. Vždyť v období, kdy se stal člověk jedním z hlavních hybatelů změn v krajině, nejsilnější hnací silou, vynechat sociální subsystém z analýzy vývoje struktury krajiny by bylo pošestilé (Wiens, 1999b, Palang et al., 2003, Risser, 1999). Proto i Bailly, Gibson (2004) pokládají současné geografii k řešení 10 klíčových otázek, mezi kterými jsou také: co od sebe odlišuje různé krajiny a proč, či jak lze kvantifikovat vlastnosti struktury krajiny. Podle Pacione (2004) by měla být aplikovaná geografie definována jako geografické vědění a dovednosti aplikované za účelem řešení sociálních, ekonomických a environmentálních problémů. Dále hovoří o konceptu „užitečného vědění“ tak, že všechny geografické výzkumy jsou užitečné, ovšem některé jsou, ve smyslu řešení skutečných problémů přírodního a humánního subsystému, užitečnější a jiné méně. Pacione (2004) označuje současnou etapu vývoje geografie, za třetí fázi čistého základního výzkumu, která se vrací zpět k holistickému konceptu a reflektuje růst důležitosti environmentálních témat.

V souvislosti s nedlouhou historií krajinné ekologie jako vědní disciplíny a s jejím dosavadním dynamickým rozvojem velmi rychle přibývá krajinně ekologické literatury referující o výsledcích nových a nových výzkumů. Velká většina zahraničních, krajinně ekologických monografií se v knihovnách téměř nevyskytuje a lze je získat výhradně jen nákupem ze zahraničí. Bez finanční grantové podpory nelze provádět krajinně ekologický výzkum odpovídající moderním trendům. Vybudovat datovou a softwarovou základnu by se tak nepodařilo nebýt podpory projektu dotovaného Ministerstvem práce a sociálních věcí České republiky „Metodika hodnocení sociálních a ekologických souvislostí ekonomické transformace: teorie a aplikace“ (1J 008/04-DP1, 2004-2009) a projektu Grantové agentury České republiky „Utváření sociálních struktur na pozadí měnící se kulturní krajiny v období transformace“ (403/06/0243, 2006-2008), které řeší katedra geografie Přírodovědecké fakulty Univerzity J. E. Purkyně v Ústí nad Labem.

Oba projekty se tematicky orientují do dvou základních rovin: 1) výzkumné (teoretické), která hodnotí vývoj a prostorovou diferenciaci krajinných prvků v kontrastních typech krajiny (pohraničí x vnitrozemí, periferní x jádrová, devastovaná x stabilní, horská x údolní) v období transformující se ekonomiky a s důrazem na hledání optimálních variant využití území vzhledem ke snížení environmentálního stresu, respektování environmentálních limitů a environmentální únosnosti a směřující k udržitelnému využívání přírodního i sociálního potenciálu; 2) aplikované (praktické), která reflektuje aktuální potřebu nalezení specifických přístupů k monitorování, resp. usměrňování socioekonomického rozvoje vybraných, zejména rurálních, oblastí podle míry regionálního či lokálního environmentálního stresu v krajině, který lze chápat jako kombinaci stresu v ekologickém a stresu v sociálním subsystému.

Motivem k volbě tématu práce byla bezesporu i poloha pracoviště v severozápadních Čechách (Ústí nad Labem), které zejména ve druhé polovině 20. století byly zasaženy nadměrným antropogenním tlakem a dodnes se v krajině (v sociálním i v ekologickém subsystému) projevuje intenzivní environmentální stres. Monitorování vývoje horizontální prostorové struktury kulturní krajiny, interpretace změn v rozmístění (konfiguraci) krajinných prvků a v jejich kvantitativních, ale i kvalitativních parametrech, poskytuje užitečné informace rozhodovací sféře pro následná erudovaná rozhodnutí.

Stanovené cíle, struktura práce a použité zdroje

Hodnocení vývoje horizontální struktury kulturní krajiny skládající se z diagnózy skladby krajiny prostřednictvím monitorování působení environmentálních stresorů (v komparaci s výpočty koeficientu (stupně) ekologické stability) a z kvantifikace rozmístění (uspořádání) skladebných prvků sekundární struktury krajiny pomocí softwarového produktu FRAGSTATS je hlavním cílem této disertační práce. Posouzení vývoje skladby a uspořádání krajinných prvků komplementárními metodami mající kořeny jak v evropské, tak v severoamerické krajinně ekologické škole umožní zachytit oba aspekty horizontální struktury krajiny (skladbu i rozmístění „stavebních kamenů“ krajinné mozaiky). Pokud se však studují izolovaně jeden bez druhého, implikují možné desinterpretace o území, neboť zákonitost samotného rozmístění krajinných prvků nepředurčují konkrétní kvalitu skladebných prvků krajiny a naopak.

Postupné naplnění následujících dílčích cílů umožní dosáhnout výše zmíněný hlavní vytyčený cíl. Pokusím se tedy:

1. na základě současné zahraniční krajinně ekologické literatury obecně vymezit krajinnou ekologii jako vědu a přes existenci specifických krajinně ekologických škol v rámci evropské krajinné ekologie (např. britská, italská, německá, holandská či slovenská) poukázat na dichotomii projevující se uvnitř krajinné ekologie – severoamerický (ekosystémový, více bioekologický) „versus“ evropský (geosystémový, více geografický) přístup,
 - a. ozřejmit, že dichotomie uvnitř krajinné ekologie vychází z rozdílných vývojových kořenů a indikuje ji i rozdílné chápání (dichotomie) krajiny jako pojmu,
 - b. dokumentovat, že dichotomie se objevuje i v hlavních dvou krajinně ekologických časopisech Landscape Ecology a Landscape and Urban Planning,
2. zdůraznit některé aspekty současných krajinně ekologických témat majících vazbu na hlavní vytyčený cíl práce: koncept multifunkční udržitelné krajiny, „up- and down-scaling“ a holistický transdisciplinární přístup,
3. definovat základní termíny vystupující v tématu hodnocení vývoje horizontální krajinné struktury (skladebné prvky horizontální struktury krajiny, jejich vlastnosti, vzájemné vazby a souvislosti),
4. charakterizovat použité metody a využívané databáze či zdroje informací (jejich potenciální výhody a nevýhody),
5. analyzovat změny ve využití území prostřednictvím historických leteckých měřických snímků, ortofotosnímků, databáze ČÚZK, databáze LPIS, historických pohlednic a fotografií, zhodnotit vývoj kvality a složení stavebních prvků krajiny (v modelových územích) pomocí sledování působení environmentálních stresorů a porovnat výsledky s klasicky používanou metodou koeficientu ekologické stability či antropického ovlivnění,
6. aplikovat metodu kvantifikující rozmístění, velikostní a tvarové vlastnosti skladebných prvků krajiny (FRAGSTATS, Patch Analyst) ve třech modelových územích na základě leteckých snímků a ortofotosnímků a porovnat trendy ve vývoji

(v 2. polovině 20. století) jednotlivých parametrů (krajinných metrik) s výsledky aplikace stejného nástroje na vyšší „scale“ a pro celou Českou republiku, ovšem jen v horizontu 1990-2000, s využitím dat CORINE 90 a 2000,

7. interpretovat výsledky z aplikací uvedených metod hodnotících horizontální strukturu krajiny ve třech modelových územích v severozápadních Čechách v období po roce 1945, poukázat na pozitivní a negativní aspekty ve vývoji krajinné struktury ve čtyřech časových horizontech: 1949-54, 1982, 1994-96, 2003 (ve skladbě, rozmístění a kvalitě prvků tvořících horizontální strukturu krajiny),
8. posoudit použití uvedených metod a databází, jejich vzájemnou komplementaritu, pozitiva a negativa jejich aplikace,
9. na základě dosažených výsledků navrhnout možná opatření a doporučení pro management krajiny a krajinné plánování.

Stanovené cíle 5-7 velmi úzce korelují s tezemi Evropské úmluvy o krajině (in Löw, Míchal, 2003), článkem 6, odstavcem C, bodem 1, kde se explicitně zmiňuje potřeba sledování proměn krajiny a nutnost analyzovat charakteristiky krajiny, jakož i dynamické procesy a tlaky, které ji formují. Cíle 8 a 9 pak představují potenciální přínos plánovací a rozhodovací sféry tak, jak je zmíněn v článku 5, odstavci d. Struktura práce odpovídá struktuře vědecké studie (Hay, 1999): teoretickou část tvoří kapitoly 3-7 (Krajina, Krajinná ekologie, Horizontální struktura krajiny, Vybrané charakteristiky krajiny, Metody hodnocení struktury krajiny a geografická data), aplikační část pak kapitoly 8, 9, 10 (Modelová území, Použité metody hodnocení horizontální struktury krajiny a zpracování dat, Výsledky a širší kontext) a poslední interpretační a závěrečnou část představují kapitoly 11, 12 (Hodnocení a diskuse, Závěry).

V úvodních pěti kompilačních kapitolách vycházím z aktuální zahraniční literatury (monografií a článků v renomovaných časopisech) tak, abych co možná nejuvěrněji zachytil pestrou varietu, v nedaleké době prezentovaných názorů předních krajinných ekologů (kapitola 3.1.). Na základě těchto zdrojů vidím jako jejich nejprůběhavější generalizaci seskupení do dvou množin: bioekologické a geografické, které se projevují i v pohledu na společný objekt výzkumu, jímž je krajina (kapitola 3.2.). Průnik obou přístupů představuje systémové pojetí krajiny. Koncept multifunkční udržitelné krajiny (kapitola 3.3.) a problematiku vlivu měnící se „scale“ vnímání krajiny na validitu závěrů (kapitola 3.4.) lze považovat za jedny z aktuálních výzkumných témat krajinné ekologie, která výrazně ovlivňují řešení dalších naléhavých otázek. Výše zmíněná dichotomie nalézá svůj počátek v „genetické výbavě“ krajinné ekologie získané od svých „rodičů“, geografie a ekologie, a dále se rozvíjí pod vlivem působení dalších „výchovných činitelů“, tedy dalších předmětů zkoumání blízkých vědeckých disciplín (kapitola 4.1., 4.2., 4.3.). Není proto překvapivé, že se tato, s nadsázkou řečeno, schizofrenní situace odráží i v projevech „chování“ krajinné ekologie, tedy v článcích publikovaných ve dvou hlavních krajinně ekologických časopisech (kapitola 4.4.). Analogií holistickému, systémovému nazírání na krajinu jsou atributy inter- či transdisciplinarit v metavědním pohledu na krajinnou ekologii (kapitola 4.5.). Ve středu zájmu této práce stojí horizontální struktura krajiny. Skladebnými prvky (ploškami, koridory, maticí a paternem), včetně jejich vlastností (heterogenitou, fragmentací, mozaikovitostí, porézností, kontrastem, zrnitostí a Land use / Land cover) se zabývám v páté kapitole (5.1. až 5.5.). Vzhledem k akcentu, který se v práci klade na antropogenní ovlivnění krajiny, nelze se také po teoretické stránce nevěnovat biodiverzitě, stabilitě krajiny, disturbancím a, v souvislosti s krajinou nepřilíživě často skloňovanému termínu, stresu – tedy projevu stresorů (kapitola 6.1., 6.2., 6.3.). Aby byla teoretická, řešerská část práce úplná následuje sedmá kapitola, ve které se obecně věnuji metodám hodnocení prostorové struktury krajiny a v současné době nepostradatelným geografickým informačním nástrojům.

Aplikační část nejprve vychází z představení tří modelových území a následně pokračuje charakteristikou nástrojů, pomocí kterých hodlám uchopit horizontální strukturu krajiny v různých časových horizontech (kapitola 8). Úplná analýza horizontální struktury krajiny by měla spočívat: 1) v popisu měnícího se zastoupení jejích skladebných prvků (kapitola 9.1.), 2) v interpretaci rozmístění, uspořádání, konfiguraci, velikostních a tvarových parametrů, to znamená formy jednotlivých skladebných prvků či tříd prvků (kapitola 9.2.) a 3) v hodnocení kvality (tj. obsahové stránky) skladebných prvků struktury krajiny (kapitola 9.3.), např. prostřednictvím monitoringu negativního antropogenního působení na krajinu (stresory) a projevů tohoto působení (stres). Nejdříve aplikuji klasicky používanou metodu hodnocení vývoje zastoupení jednotlivých land use kategorií, včetně vývoje koeficientu ekologické stability či koeficientu antropického ovlivnění (kapitola 10.1.). Ovšem přístup je obohacen o využití dosud málo využívaného zdroje, databáze LPIS a také o kompletní databázi CORINE pro celou Českou republiku (v horizontech 1990 a 2000). Výsledky z aplikací těchto databází velmi rozšiřují a zejména zpřesňují pohled na dosud obvykle používanou metodu hodnocení vývoje land use. Pomocí softwaru FRAGSTATS („produkt“ severoamerické krajinné ekologie) je možné kvantifikovat strukturu krajiny z pohledu formy skladebných prvků a z pohledu jejich vzájemného rozmístění v jakémkoli modelovém území (kapitola 10.2.). Díky databázi CORINE a uvedenému softwaru mohu porovnat trendy změn krajinných metrik v různých prostorových úrovních (mikro a makrostrukturu krajiny). Prostřednictvím uchopení environmentálního stresu lze hodnotit část horizontální struktury krajiny týkající se kvality skladebných prvků (má kořeny spíše ve středoevropské krajinné ekologii). Vedlejším cílem je také porovnání výsledků monitorování environmentálního stresu v jednotlivých časových horizontech (kapitola 10.3.) se zavedeným koeficientem antropického ovlivnění či koeficientem ekologické stability, který se kalkuluje z měnícího se zastoupení jednotlivých typů land use kategorií (kapitola 10.1.). Komplementární povaha nástrojů a jejich odlišný původ umožňuje jedno z efektivních praktických východisek z načrtnuté dichotomie přítomné v krajinné ekologii. S těmito „nástroji v rukou“, v prostředí geografických informačních systémů zacházím s daty, leteckými snímky a dalšími tematickými informacemi tak, abych diagnostikoval změny v krajinné struktuře modelových území v různých vývojových etapách.

Účel závěrečných částí práce spočívá v interpretaci výsledků aplikací uvedených metod hodnotících strukturu krajiny, v hledání kauzálních faktorů a vzájemně se podmiňujících souvislostí identifikovaných změn v horizontální struktuře kulturní krajiny. Smyslem je poukázat na pozitivní a negativní aspekty ve vývoji krajinné struktury, navrhnout možná opatření a doporučení pro management krajiny či krajinné plánování. Z hlediska metodologického směřuje práce také k posouzení aplikovaných metod, výhod a nevýhod jejich užití. V teoretické oblasti pak předchodzí dílčí závěry implikují, spíše než zvýraznění kontradiktorní dichotomie uvnitř krajinné ekologie, východisko z dichotomie v efektivní komplementaritě aplikace rozdílných pohledů, přístupů i metod v krajinné ekologickém výzkumu.

Informační zdroje použité v disertační práci lze podle formy a zaměření rozdělit na monografie, články v impaktovaných časopisech, články v ostatních časopisech, ve sbornících z konferencí, dále na legislativní prameny, regionální či lokální studie, územně plánovací dokumenty, strategické plány rozvoje, databázové zdroje a internetové aplikace.

Monografie můžeme dále členit na:

1. základní obecně geografickou literaturu (Bailly, Gibson, 2004, Haggett, 1972, Rawling, Daugherty, 1996, Sheppard, McMaster, 2004, Holloway, Rice, Valentine, 2004), ve které jsem si všiml různých pohledů na krajinu, kulturní krajinu a zejména mnohých přístupů ve svých interpretacích syntetizujících přírodní (ekologický) a

- humánní subsystém či otázky vlivu měřítka („scale“) na validitu závěrů výzkumu krajiny,
- a. podskupinu tuzemské geografické literatury analyzující jednotlivé složky krajiny Česka (např. Culek et al., 1996, Hejný, Slavík et al., 1988, Mísař et al., 1983, Tomášek, 1995, Demek, 1987, Kačura, 1980, Němeček, 1983, Quitt, 1971, kol. aut., 1999),
 - b. regionálně vymezenou podskupinu monografií tematicky se soustřeďujících na geografické hodnocení krajiny severozápadních Čech, včetně sledování antropogenních impaktů, stavu a kvality jednotlivých složek prostředí (Anděl et al., 1990a, b, 2002, Anděl, Poštolka, Šašek, 1998, Anděl, Jeřábek, Oršulák, 2004, Balej, Anděl, Jeřábek, 2004),
2. základní monografie krajinné ekologie (Troll, 1939, Sukačev, Dylis, 1964, Armand, 1975, Sočava, 1978, Naveh, Lieberman, 1984, Beručašvili, 1986, Isačenko, 1991, Zonneveld, 1995, Leser, 1997, Richling, Solon, 2002, Burel, Baudry, 2003, Ostaszewska et al, 2007.),
- c. literaturu severoamerické školy (Forman, 2003, Forman, Godron, 1993, Gergel, Turner, 2003, Klopatek, Gardner, 1999, Turner, Gardner, 1991, Turner, Gardner, O'Neil, 2001): Sedmé vydání Formanovy knihy „Land Mosaics, the ecology of landscapes and regions“, nakladatelství Cambridge University Press (Forman, 2003), která byla poprvé vydána v roce 1995, ukazuje vývoj formanovského vědeckého paradigmatu „patch-corridor-matrix“ od jeho „premiéry“ v knize „Landscape ecology“, poprvé vydané v roce 1986 (v práci využít překlad Forman, Godron, 1993). Oproti starší publikaci Forman zjednodušuje strukturu, věnuje se jen pěti částem: 1) terminologický úvod o krajinách a regionech, kde definuje ekologii krajin a regionů, včetně historického pozadí, 2) plošky, důsledky jejich genetických, početních, tvarových a velikostních parametrů, koncept okrajů, 3) koridory, jejich atributy, jednotlivé typy, včetně sítí a matic, 4) mozaiky a toky, patern krajiny, 5) změna mozaiky, paternu, fragmentace krajiny, územní plánování a management. Závěrečná subkapitola nese příznačný název „Vytváření udržitelné krajiny a udržitelných regionů“. Jednotlivé kapitoly monografie amerických autorů Turner, Gardner, O'Neil (2001) nabízí vždy z hlediska struktury stručný terminologický úvod, shrnutí, diskusní otázky a doporučenou četbu na závěr. Monika Turner nezapře školu studující ekosystémové procesy a disturbanční jevy (Oak Ridge National Laboratory). Náplň a styl řadí publikaci podle Kováře (2004) do první linie žádoucího pomezí bioekologických a prostorových nauk. Oprošťuje se od nadbytečného historického, teoretizujícího čtení směrem k aplikačním otázkám spojeným s modelováním a kvantifikací změn paternu krajiny, disturbančními režimy, důsledky na organismy a ekosystémové procesy. Praktickou učebnicí krajinné ekologie pro studenty přírodních věd je monografie Gergel, Turner (2002). Jde o učební materiál, průvodce krajinně ekologickými koncepty a metodami s vydatnou zásobárnou formulí ve vložených boxech, s praktickými cvičeními a příklady k řešení. Tematicky koreluje s výše zmíněnou publikací, a akcent klade na kvantifikaci prostorového vzoru krajiny, simulace a modelování jeho změn, kalkulace krajinných metrik a bioekologické důsledky. Publikace Turner, Gardner (1991) nabízí pestrou varietu kvantitativních metod z dílny převážně severoamerické krajinné ekologie, analyzující a interpretující prostorovou mozaiku skladebných prvků krajinné struktury, včetně řady vývojových a simulačních

modelů. Editoři Klopatek, Gardner (1999) shrnují příspěvky krajinných ekologů, účastnících se 11. a 12. setkání americké IALE v roce 1996 a 1997. Široká paleta přednesených témat byla seskupena do šesti oddílů. Úvodní dva příspěvky prvního oddílu (Koncepty a výzvy v krajinné ekologii) reflektují současnou situaci v krajinné ekologii. P. Risser (1999) se ptá, zda krajinná ekologie jako věda potřebuje pouze posunout hranice, nebo zda je nutná hlubší změna. R. Hobbs (1999) pokládá otázku, zda chce být krajinná ekologie spíše Clarkem Kentem, či Supermanem, resp. kde se nachází telefonní budka pro krajinnou ekologii, aby se mohla proměnit v Supermana. Další oddíly přinášejí pohled na modely, numerické techniky, strategie plánování a výuku krajinné ekologie. V posledním oddíle Wiens (1999) shrnuje teoretickou a aplikační problematiku v krajinné ekologii.

- d. publikace italské školy (Ingegnoli, 2002, Farina, 1998, 2000): Pohled biologa na krajinnou ekologii, viděnou jako možnost motivující ekologii jako vědu na jedné straně revidovat své teorie, rozšířit základy, na druhé straně vytvořit bázi směřující k jednotnější ekologii, nezapře Ital Vittorio Ingegnoli, profesor Milánské univerzity z katedry biologie (Ingegnoli, 2002). Velmi systematicky zpřehledňuje myšlenkové koncentráty nejrůznějších ekologických koncepcí spadající do obecných systémových teorií, teorie živých systémů a složitosti, jde do strukturních modelů, informačních procesů provázejících dynamiku na různých úrovních a ústí do metaforické oblasti „krajinné patologie“ (Kovář, 2004). Podobná (bioekologická) orientace je patrná i v monografiích Almo Fariny (1998, 2000), které dobře anotuje Kovář (2004): „To, co podpírá a rozvíjí vědecký obor – teorie, má svůj odraz coby neustávající předmět hledání v aplikaci oboru. Tím je soubor principů odvozený z teorie. Takovýmto způsobem se zdařile páruje novější kniha stejného autora (Farina, 2000) s jeho předchozí, která si získala značnou oblibu u studentů obsažností, názorností a přímostí otázek (Farina, 1998). Doslovnost titulu: "landscape ecology in action" sedí, neboť, zatímco první učebnice vyučovala smysl technických termínů v kontextu krajinné škály, měřitelné vlastnosti ve vztahu k procesům v krajině, propojení mezi ekologií speciální (lokální) a obecnou (systémovou), druhá kniha se obrací k posuzování krajiny, resp. k významu scénářů vývoje v prostoru a v čase.“
- e. monografie německé školy (Bastian, Steinhardt, 2002, Krönert, Steinhardt, Volk, 2001): Kovářův komentář (Kovář, 2004) k publikaci Bastian, Steinhardt (2002) akcentuje německou důkladnost v exkurzu do historie oboru krajinné ekologie, zejména novodobé. Přes převážně dobře vrostlé kořeny německé krajinné ekologie v geografii kolektiv autorů nevynechává žádné inspirativní ekologické koncepce, od metapopulačních rozpadů fragmentací prostředí po ekopsychologii a ekosociologii. Kniha dává najevo, že v ekologii krajiny nejde o virtuální či kabinetní, ale terénní vědu, jež zná způsoby, jak věrohodně sbírat a používat vícezdrojová data o krajině. Podrobně se věnuje struktuře krajiny, procesům v krajině, analýzám, syntézám a diagnózám krajiny. Potvrzuje metodologické, hodnotící, planologické zaměření střeoevropské krajinné ekologie. V monografii vidí kolektiv autorů (Krönert, Steinhardt, Volk, 2001) těžiště v „klasickém“ schématu zkulturněných krajiny: rovnováha v krajině a hodnotící nástroje (jako „výbava pro územní plánování“). Každá z 10 kapitol začíná učebnicovými pojmy a vstupními základy v nedlouhých odstavcích a dospívá k příkladům a dalším citačním odkazům. Úvodní kapitoly zaměřením se na teoretické a historické aspekty hodnocení krajiny, práce s daty, vytváření

databázi a vliv časoprostorového měřítka pohledu na krajinu připravují „půdu“ pro následující aplikace hodnocení krajiny v regionálním plánování a managementu krajiny.

3. specifickou skupinu publikací slovenské školy krajinné ekologie zaměřené převážně na krajinně ekologické plánování, metodiku LANDEP, environmentální únosnost krajiny či environmentální limity rozvoje (Izakovičová, Miklós, Drdoš, 1997, Miklós, Izakovičová, 1997, Drdoš, 1999, Izakovičová, Hrnčiarová et al., 2001, Drdoš, Michaeli, 2001, Kol. aut. 2002, Drdoš, Michaeli, Hrnčiarová, 2005, Miklós, Izakovičová et al., 2006, Kozová et al., 2007),
4. starší monografie brněnské biocenologické školy (Zlatník et al., 1973, Zlatník, 1975, Hadač, 1982), brněnské geografické školy (Demek, 1974a, b, Hynek, 1982, 1984) a novodobější monografie českých krajinných ekologů (Buček, Lacina, 1993, Míchal, 1993, Löw et al., 1995, Buček, Lacina, Míchal, 1996, Kubeš, 1996, 1997, Lipský, 1998, 1999, Kolečka, 2001, Löw, Míchal, 2003, Sklenička, 2003), mezi kterými vynikají retrospektivním (kulturně historickým) mapováním a typizací české krajiny Löw, Míchal (2003) a teoretickým a metodologickým zaměřením (Löw et al., 1995, Míchal, 1993, Sklenička, 2003),
5. monografie pojednávající o tematické „Land use/Land-cover“, klasifikačních systémech, změnách v Evropě, metodologických a hodnotících přístupech (Anderson et al., 1976, EK, 2000, Prieler, 1996, Turner, 1995) a třídičný soubor knih analyzující různé stránky konceptu multifunkčního využívání udržitelné krajiny (Brandt, Vejre, 2003a, b, Mander, Antrop, 2003) a obdobně orientovanou publikaci shrnující výsledky mezinárodního projektu „Landscape Tomorrow“ (Helming, Wiggering, 2003),
6. disertační práce orientované na problematiku krajinné ekologie, které svými tématy pokrývají variabilitu dále využívaných metod a témat: Tlapáková (2006) se věnuje hodnocení krajinného rázu, Kupková (2001b) analyzuje vývoj české kulturní krajiny v období 1845–2000 především pomocí vyhodnocení statistických dat o zastoupení jednotlivých land use kategorií (kalkulace indexů změny, koeficientu ekologické stability a antropického ovlivnění); Mimra (1993) se věnuje aktuální problematice hodnocení krajinné heterogenity a podobně jako Pixová (2005), kvantifikující strukturu krajiny, charakterizuje krajinný patern; Petříková (2003) a Svatoňová (2006) při svých hodnoceních krajiny vybraných modelových území vycházejí zejména z krajinně ekologického přístupu slovenské školy (z principů metodiky LANDEP, včetně tvorby krajinně ekologických komplexů),
7. geoinformatické publikace věnující se mimo jiné (pro naše záměry užitečné) digitalizaci, ortorektifikaci, interpretaci a vektorizaci leteckých snímků a jejich využití při analýzách změn v krajině (Feranec et al, 1997, Feranec, Ořahel, 2001, Jensen, 2005, Lillesand, Kiefer, 2002, Paine, Kiser, 2003, Voženílek, 2000, Voženílek et al., 2001).

Zejména prostřednictvím online vyhledávání na webových stránkách hlavních krajinně ekologických časopisů a pomocí Web of Science lze dnes využít mnohé aktuální, krajinně ekologické studie, publikované v mezinárodně uznávaných, pro potřeby SCI ohlasů („scientific citation index“) sledovaných, impaktovaných časopisech. Čerpáno bylo nejen, ale zejména, z časopisů *Landscape Ecology* a *Landscape and Urban Planning*, autorů geografů (Antrop, M., Brandt, J., Jongman, R. H. G., Palang, H.), krajinných ekologů německé školy (Bastian, O., Bernhardt, A., Krönert, R., Bender, O., Boehmer, H. J., Jens, D., Schumacher, K. P., Berger, J., Blaschke, T., Bartel, A., Brenner, N., Bürgi, M., Hersperger, A. H., Schneeberger, N., Hietel, E., Waldhardt, R., Otte, A.), holandské školy – Alterra, Wageningen (Opdam, P., Steingröver, E., van Rooij, S., Vroom, M. J., Vos, W., Meekes, H.

a další), ruské, pobaltské či severoevropské školy (např. Milanova, E. V., Lioubimtseva, E. Y., Tchekarschin, P. A., Yanvareva, L. F., Palang, H., Alumäe, H. a další), krajinných ekologů “mladé generace” (Fry, G. L. A., Tress, G., Tress, B., Potschin, M.), autorů v jistém smyslu z “exotických oblastí”, zaměřujících se především na krajinné metriky, FRAGSTATS a využití leteckých či družicových snímků (Ayad, Y. M., Abdullah, S. A., Nakagoshi, N., Wu, J., Zai-Zhi, Z., Xiao, J., Shen, Y., Ge, J., Tateishi, R., Tang, Ch., Liang, Y., Huang, Z., Li, H., Li, X., Lu, L., Cheng, G., Xiao, H.) a také českých autorů, krajinných ekologů (Lipský, Z., Sklenička, P.). Velká skupina v práci citovaných článků slovenské krajinně ekologické školy (Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z., Drdoš, J., Durilová, A., Saksa, M., Kozová, M., Miklós, L., Minár, J., Ružička, M., Tremboš, P., Žigrai, F.) byla publikována v (dané době) impaktovaném časopise Ecology (Bratislava) / Ekológia.

Dále jsou v práci využívány mnohé články publikované v recenzovaných časopisech bez impakt faktoru, příspěvky ve sbornících z konferencí, zejména českých a slovenských autorů, legislativní dokumenty, databázové manuály (např. k BPEJ, OPRL, DMÚ 25) a také online dostupné materiály, referující výsledcích mezinárodních krajinně ekologických výzkumných projektů (např. <http://www.landscape-tomorrow.net/>, <http://www.atlas-eu.org/>, <http://www.elcai.org/>, <http://www.landscape-europe.net/>, <http://www.sensor-ip.org/>, <http://www.sustainability4europe.org/index.htm>, <http://www.intecol.net/>).

3. Krajina

Pomineme-li aktivitu člověka mimo planetu Zemi, pak větší část lidské činnosti se uskutečňuje v krajině („landscape“). „Seascape“ či „airscape“, ve kterých se také odehrává lidská činnost, nelze považovat za krajinu ve smyslu níže vyřčených definic. Člověk krajinu ovlivňuje, ale zároveň je jí ovlivňován. Nejstarší psané slovo s významem „krajina“ je citováno už před třemi tisíci lety v Knize žalmů. „Noff“ v hebrejštině označovalo spíše vnímání krajiny, vizuální a estetický aspekt krajiny. Ingegnoli (2002) připojuje v glosáři své monografie i krátkou etymologickou analýzu termínu krajina a jeho výskytu ve čtyřech hlavních skupinách indoevropských jazyků. Většina originálních pojmů v různých jazycích nachází kořeny svého významu v aktivním dominantním vztahu člověka k území, člověka jako vládce nad územím. Vyjadřují lidský zájem studovat a poznávat území převážně za účelem jeho správy a řízení.

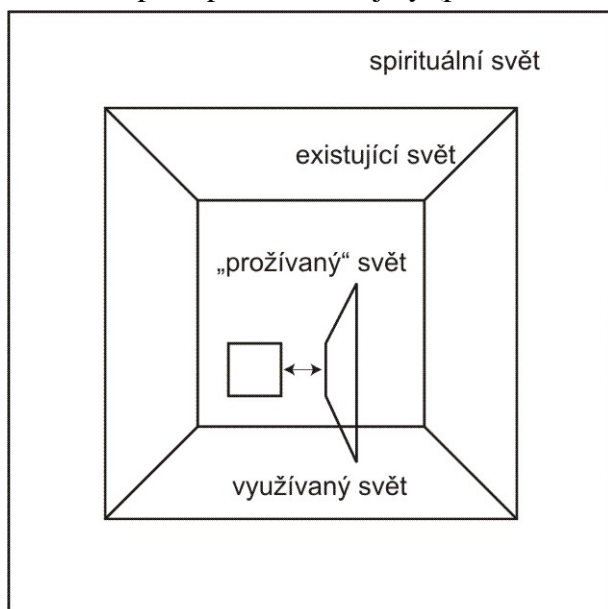
První vynošení se konceptu krajiny jako mozaiky interagujících přírodních objektů bylo velice prastaré. Datuje se do období, ve kterém se lidé naučili, jak mají zkombinovat různé prvky krajiny tak, aby jejich životní podmínky byly optimální. V románském světě pojem krajina („regio, -onis m.“) zdůrazňoval geografický aspekt, prostorový charakter území, zatímco pojem „prospectus, -us, m.“ se významem blížil spíše scénérii, panoramatickému pohledu (Ingegnoli, 2002). S rozvojem renesance v Itálii ve 14. století získala krajina nový náboj. Neobyčejný kulturní zážitek získal Francesco Petrarca, když při svém výstupu na Mont Vanoux popisoval krajinu nejen po vizuální stránce, ale také z hlediska její environmentální a kulturní struktury a dokonce s vědomím perspektivy jejího vývoje. Leonardo da Vinci srovnával krajinné objekty se stavebními prvky organismu živočichů. Rozpoznal tedy nejen strukturální aspekt krajiny, ale také funkční (Ingegnoli, 2002). Ve 12. a 13. století v Číně (např. Ma Yuan, Kao K'o-Kung), v Evropě v 15., 16. a 17. století (např. Van Eyck, El Greco, Lorrain) vytvářeli malíři dramatické obrazy krajiny, které měly napomáhat při meditaci, případně měly zprostředkovat estetický a duchovní prožitek. V 18. století se krajinomalba snaží o reflexi nálady jejího pozorovatele (Forman, Godron, 1993). Rozdíl mezi vizuálně-uměleckým chápáním krajiny a jejím geograficko-ekologickým významem se objevuje v definici malíře krajináře: „pictor topiarius qui regiones formas pingit“, což znamená „krajinář je ten, kdo maluje tvary krajiny“ (Ingegnoli, 2002).

Každý ví, co se za pojmem krajina skrývá, ovšem každý má svou vlastní definici. Každý krajinu zažívá či uchopuje trochu jinak. Má jinou zkušenost. Proto sedmiletý chlapec, když se ho zeptáte na to, co je to krajina, odpoví, že to jsou louky, mnoho stromů, lesů, květin, zvířat, farem, žádné města, také jezera a řeky (Klink, et al 2002). Krajina vstupuje do myšlení odborníků v mnoha disciplínách. Hraje dnes důležitou roli v chápání historických, vojenských a politických událostí. Zasahuje do rozhodování zemědělců, lesníků, designerů či architektů. Ovlivňuje vnímání objektu výzkumu jak biologa, geologa, geomorfologa, hydrologa či pedologa, tak ale i ekonomy, sociologa, demografa nebo kulturologa. Sklenička (2003) přináší definice odlišných disciplinárních pojetí krajiny, včetně alternativních termínů s jejich významovými nuancemi (ekosystém, biogeocenóza, geobiocenóza, geosystém, biotop, ekotop, biocenóza, povodí, region, katastr, okres, kraj, země).

Nejčastěji se krajina objevuje v geografických a dnes i v ekologických monografiích. Snad nejcitovanější vědeckou definici krajiny zformuloval biogeograf A. von Humboldt - „Der Totalcharakter einer Erdgegend“, tedy „celkový charakter daného území“ (Marsch,

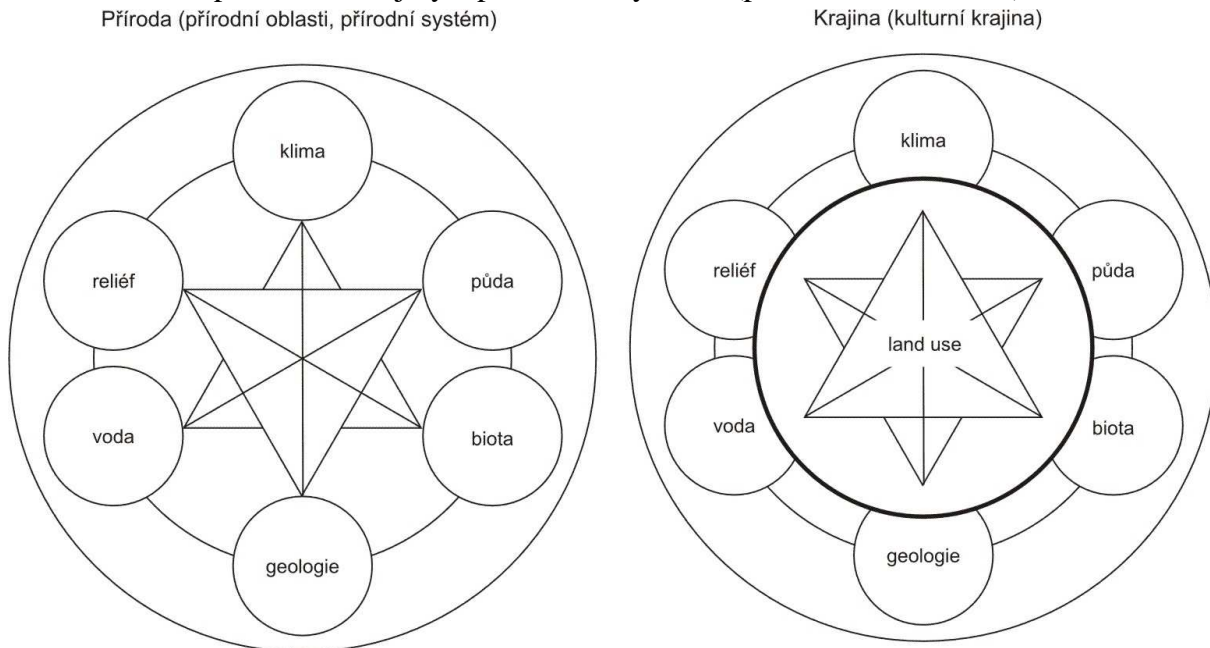
1981). Mínil tím obojí, jak vjemovou, percepční, tak přírodní stránku krajiny. Obdobně spatřují Tress, Tress (2000) multidimenzionalitu krajiny v mentální a fyzikální dimenzi krajiny. Ovšem ani fyzikální procesy, ani lidské jednání a ani lidská percepce neformuje krajiny izolovaně. Na začátku 90. let humánní geografové intenzivně debatovali o termínu krajina (Jones, 1991, Duncan, 1994, Keisteri, 1990). Co znamená, co do něj patří a co ne, jak se užíval dříve a kam se jeho význam posunul dnes? Zdůraznili, že krajina skrývá několik významových oblastí, obsahuje některé neřešené problémy (objektivita versus subjektivita, mentální „versus“ materiální). Obdobně i Bastian, Steinhardt (2002) rozlišují existující svět/krajinu, „prožívaný“ (subjektivní, mentální), využívaný (tangibilní, materiální) a spirituální svět/krajinu (obr. 3. 1.). Pojmy krajina a příroda jsou vzájemně propojené, ovšem nikoli totožné. Krajina, jak upozorňují Palang, et al (2006), na rozdíl od přírodního systému může být pochopena jen ve svém historickém, kulturním a socioekonomickém kontextu. Krajina zahrnuje navíc také zvyky, tradice, zákony či vlastnická práva. V definicích krajiny lze tedy rozlišit dvě hlavní roviny: 1) tangibilní, materiální, fyzikální, 2) imateriální, percepční, spirituální – paměť krajiny, krajinný ráz, estetika krajiny a spiritualita krajiny („genius loci“).

Obr. 3.1. Úrovně percepce světa/krajiny (podle Bastian, Steinhardt, 2002).



Podle normy ČSN 83 7005 (ochrana přírody, krajiny, termíny a definice) je krajina „územní systém tvořený vzájemně působícími přírodními a antropogenními složkami a komplexy nižší taxonomické úrovně“. Zákon č. 114/1992 Sb. vymezuje krajinu jako „část zemského povrchu s charakteristickým reliéfem, tvořenou souborem funkčně propojených ekosystémů a civilizačními prvky“. Podnětnou definici přináší globálně rozšířená encyklopedie Wikipedia: „Krajina zahrnuje jak viditelné charakteristické rysy území, včetně přírodních prvků jako tvarů reliéfu, živých organismů, tak i abstraktní prvky jako klimatické podmínky, ale skládá se i z lidmi vytvořených objektů“ (obdobně i obr. 3. 2.). Podle Evropské úmluvy o krajině představuje krajina oblast vnímanou lidmi, jejíž charakter je výsledkem lidského jednání v interakci s přírodními a lidskými faktory. Obsahuje přírodní, rurální, urbánní a periurbánní území. Evropská úmluva o krajině zmiňuje důležitost nejen ekonomických, ekologických funkcí a užitné hodnoty krajiny, ale také estetiky a scenérie. Krajina je považována za společné dědictví (podle Löw, Míchal, 2003).

Obr. 3.2. Koncept kulturní krajiny a přírodního systému (podle Haaseho, 1983).



Systémovost krajiny představuje červenou nit spojující všechny definice krajiny, které pocházejí z pera autorů rozličných odborností. Systém je definován jako soubor prvků, jež se vyskytují ve vzájemné nenáhodné interakci, a platí pro něj tato základní tvrzení: 1) vlastnosti nebo chování prvků ovlivňují chování souboru jako celku, 2) chování každého prvku ovlivňujícího celek závisí nejméně na jednom dalším prvku v souboru, 3) systém je více než pouhý součet prvků a dělením na menší části ztrácí své typické vlastnosti, 4) dílčí skupiny prvků systému vykazují vlastnosti popsané výše, každá skupina ovlivňuje chování celku, avšak nikoli samostatně, nýbrž synergicky (Bertalanffy, 1968). Systém nelze chápat jen jako prostorový komplex prvků propojených vzájemnými vazbami. Systém (krajina) by měl být vnímán dynamicky, tedy jako časoprostorový organismus, který funguje, může měnit své chování a neustále se vyvíjí. Pro teorii systémů je charakteristické spíše spojování souvislostí a vazeb v jeden celek než jejich analytické rozdělování (Demek, 1974a, b). Systémový přístup stojí jako protiklad k přístupu mechanisticko-analytickému, který rozkládá složité celky na dále nedělitelné prvky a ty podrobuje izolovanému zkoumání.

3. 1. Analogie, krajina jako...

Jistě existuje celá řada analogií ke krajině. Proč pro krajinu používat analogie? 1) Krajina jako pojem je důvěrně známý snad veškeré jak laické, tak odborné veřejnosti. Přes tuto obeznámenost přetrvává pestrá různorodost interpretace tohoto pojmu. 2) Krajina jako odborný termín vstupuje do mnoha nejen geovědních (ale i sociovědních, kulturologických i medicínských) oborů a je terminologicky transformována do jejich jazyka. Toto „navštěvování“ krajiny v různých vědních oborech jí může přinášet jistou nesrozumitelnost ve výkladech. Obranu pak představuje jazyk společný všem, tedy zbavení se terminologické tradice oboru, a pokus o výklad pomocí analogie.

Inspirativní je Míchalovo (1993) připodobení krajiny slonu, přesněji přirovnání poznávání krajiny poznávání slona. Každý z nevidomých přistupujících ke slonovi vnímá jen jeho jednotlivé části, kterých se dotýká. Na základě těchto vjemů připodobňuje vnímaný objekt sobě nejznámější zkušenosti. Jednomu se slon jeví jako mohutné sloupy, jinému jako svinutá hadice, třetímu jako pohybuující se pometlo a čtvrtému „syntetikovi“, který hmatem prozkoumal slona nejvíce, pak připomíná draka. Míchal (1993) tak vhodně akcentuje

nevyhnutelnost systémového přístupu při zkoumání krajiny. Zvláště však upozorňuje na imanentní omezení výsledků (jakéhokoli) disciplinárního výzkumu krajiny. Zavedení kruciálního transdisciplinárního, systémového pohledu v krajinně ekologickém výzkumu, tolik potřebného a vyžadovaného, se však v životě krajinného ekologa může stát i (vzhledem k existujícímu množství zkoumaných objektů, interakcí a procesů a vzhledem k jejich synergetické povaze) „danajským darem“.

O krajinně lze velmi přiléhavě hovořit jako o knize. Kniha se sestává z částí, kapitol, jednotlivých stran, odstavců, vět, slov a písmen stejně jako krajina ze svých složek, objektů nebo prvků. Kniha vykládá příběh o krajinně, jenž se každým slovem, větou a kapitolou rozvíjí, stává pravdivější, reálnější. Jednotlivé kapitoly mají různou terminologii, jako by je psali odborníci z různých vědních disciplín. Jedny využívají geologických termínů, druhé, které po nich následují, zase geomorfologické. Poté přicházejí kapitoly klimatologické, hydrologické, pedologické, biologické, v dalších částech knihy pak navazují kapitoly humánních disciplín. Jednotlivé části mají sice různou terminologii, ovšem objekty – postavy, které popisují a skládají do mozaiky příběhu podle stejných gramatických (fyzikálních) pravidel, ty zůstávají stejné. Každá kapitola příběh obohacuje, posunuje dál, přináší nové zápletky, ale zároveň vypráví stále tentýž příběh. Kapitoly následují s logickou posloupností, navazují a odkazují jedna na druhou, vrací se k událostem, aby přinesly jiný pohled na ně či jej doplnily. Existuje mnoho čtenářů jednotlivých kapitol. Již méně je těch, kteří jsou schopni k některé z nich připojit pár vět, ještě méně pak těch, co přidají celý odstavec. Ovšem nejméně je těch, co čtou knihu jako celek a snaží se pochopit celý příběh, nebo těch, co si vůbec dokážou připustit (tak jako Míchal pokládá sám sebe za nevědoucího), že existují další kapitoly a že spolu vytváří jeden příběh, příběh o krajinně. Jsou odborníci na konkrétní kapitoly, kterým příběh knihy zůstává skryt na dalších stránkách, v dalších vzdálenějších kapitolách. Každému je totiž bližší a srozumitelnější jen některá z nich, někdy některé z nich (většinou ty sousední). Osudem knihy však je, že její příběh nikdy neskončí, neboť se stále vyvíjí, objevují se stále nové odstavce.

Krajinný ekolog se snaží odhalit a pochopit příběh krajiny. Čtením v různých kapitolách se dostává blíže k příběhu a následně je schopen k němu i něco přidat. O tom, jestli píše podkapitolu v ekologické kapitole knihy (krajinná ekologie jako dílčí disciplína ekologie), či přidává nakonec každé z nich další odstavce (krajinná ekologie jako průřez dalšími vědami), nebo se snad pokouší přidat vlastní, možná závěrečnou shrnující kapitolu (krajinná ekologie jako samostatná zastřešující vědní disciplína), o tom bude více ve čtvrté části práce.

3. 2. Holistické vnímání krajiny – ekosystémové versus geosystémové pojetí

Antrop (1997, 2000a, 2003a, 2005) píše ve svých článcích o krajinně jako o holistické, proměnlivé a dynamické entitě, která může být různými pozorovateli vnímána odlišně. Holistické pojetí znamená, že každý prvek získává svůj význam jen svou pozicí a vztahem k dalším prvkům okolo něj. Celek znamená více než sumu jeho skladebných prvků. Změna jednoho prvku vždy nějakým způsobem promění i celek samotný. Stejně prvky v různých systémech získávají svým kontextem a polohou odlišné atributy. Holistický přístup – celostní přístup – tak velmi úzce souvisí s Bertalanffyho obecnou teorií systémů a s teorií gestaltismu, které obě, ovšem v jiných oborech, upozorňují na relativní roli prvku v systému. V rámci holistického (systémového) pojetí krajiny lze vyčlenit dichotomii geosystémového a ekosystémového konceptu.

Demek (1974a, b) v rámci teorie systémů pokládá krajinu za otevřený hybridní geosystém. I Izakovičová, Miklós, Drdoš (1997) považují krajinu za geosystém, tj. složitý systém prostoru, polohy, georeliéfu a dalších funkčně spojených hmotných (třeba doplnit i

nehmotných) prvků a jevů. Krajina jako holistická entita reálného světa, totální systém geografické sféry, zahrnuje všechny jednotlivé geosféry krajinné sféry (včetně noosféry). Představuje supersystém geografické sféry, geosystém, který lze podle Miklóse, Izakovičové (1997) matematizovat následovně:

- Bereme-li v potaz prvky (objekty v krajinné sféře) včetně jejich vzájemných vztahů, pak mluvíme o geosystémech, $G_s = \{a_n, r_n\}$.

G_s je funkční a dynamický celek prostoru, polohy, georeliéfu a všech ostatních přírodních a člověkem vytvořených hmotných prvků (objektů) a_n , včetně jejich atributů a vzájemných vztahů r_n . Ani jeden z prvků není centralizovaný. Pokud bychom uvažovali jednotlivé prvky geosystému samostatně (bez vazeb mezi nimi), pak takový model nazýváme geokomplex, $G_k = (a_n)$, souhrn objektů krajinné sféry s jejich vlastnostmi.

Ekosystémový přístup vyjadřuje biocentrismus. Za centrální prvek ekosystémů se považují biotické prvky. Lze jej formalizovat vztahem $E_s = \{a_n, r_{bm-nm}\}$, kde r_{bm-nm} jsou vztahy prvků biosféry k prvkům ostatních sfér. Ekosystém můžeme charakterizovat jako modifikaci obecného modelu geosystému, kde prvky systému jsou ty samé (a_n), ale studují se jen vztahy biosféry k prvkům ostatních sfér, zatímco vzájemné vztahy abiotických sfér nejsou předmětem studia. Autor termínu „ekosystém“, britský botanik A. G. Tansley, definoval tento pojem jako soubor organismů a faktorů jejich prostředí v jednotě jakékoli hierarchické úrovně. Podle Míchala (1993) je termín „ekosystém“ svou etymologií označením pro ekologický systém tvořený biologickým (sub)systémem a (sub)systémem jeho fyzikálního prostředí. Je-li ekosystémem jednota přírody živé a neživé na jakékoli hierarchické úrovni, pak se může za ekosystém považovat jakýkoli systém obsahující živou složku, která je posuzována jako centrální, a to v časoprostorové jednotce jakékoli velikosti (podle formalizace výše). Někdy se dokonce používá termín „globální ekosystém“ pro ekologicky nazíranou biosféru. S přibývajícím velikostí biocentricky nazíraného systému roste váha geofyzikálních a fyzickogeografických aspektů, takže se stává vhodnějším termínem „geosystém“. Ekosystémy tak mohou tvořit určitou skupinu v zatím neurčitě vymezené škále geosystémů (Míchal, 1993). Na rozdíl od biocentricky pojatých ekosystémů jsou však geosystémy zkoumány polycentricky. V jistých případech mohou být ekosystémy i geosystémy jako objekty zkoumání shodné, budou se však zkoumat odlišnými postupy. Poněkud problematický se jeví být pojem „geoekosystém“ (Miklós, Izakovičová et al., 2006), jenž má zřejmě zdůraznit určující roli abiotických složek pro složku biotickou. „Geoekosystém“ byl vymezen na Slovensku, na základě kombinace zonálních bioklimatických (9 zón potenciální vegetace) a azonálních geologických a topografických podmínek. Již méně zahrnuje sekundární a terciární strukturu krajiny (sociální či humánní subsystém). Spíše se podobá českým biochorám (Culek et al., 2005). Dle mého názoru se zavedením dalšího termínu „geoekosystém“, již tak poměrně komplikovaná situace daná různými chápáním pojmů: krajina, geosystém, ekosystém, geokomplex, stává ještě komplikovanější. Matematická formalizace významového rozdílu ekosystému a geosystému (Miklóse, Izakovičové, 1997), myslím, dostatečně odkrývá rozdíl mezi ekosystémem a geosystémem a indikuje také základ dichotomie, která se projevuje i v krajinné ekologii (jak bude ukázáno dále).

Definice krajiny v geosystémovém pojetí (nový termín „geoscape“):

- Humboldt – celkový charakter území (Bastian, 2003),
- Demek, J. (1999b, c) – reálně existující část zemského povrchu, která tvoří celek kvalitativně se odlišující od ostatních částí krajinné sféry,
- Tress, Tress, Fry (2004) – prostorová a mentální jednota souvisejících subsystémů geosféry, biosféry a noosféry,

- Tress, Tress, Fry (2005) – fyzické procesy a lidské jednání, společně s lidským věděním utváří a vytváří krajinu. Vše se navzájem ovlivňuje (abiotická geosféra, biosféra a noosféra),
- Fry (2001) – fyzická a mentální reflexe interakce mezi společnostmi a kulturami a jejich prostředím,
- Naveh (2003) – totalita fyzických, ekologických a geografických entit, integrující všechny přírodní a humánní patery a procesy; hmotné místo dotyku lidské mysli a přírody, skládající se z geosféry, noosféry a biosféry,
- Zonneveld (1989) – část prostoru na zemském povrchu, zahrnující komplex systémů, tvořených vzájemnou interakcí horniny, vody, vzduchu, rostlin, živočichů a člověka, která svou fyziognomií vytváří zřetelnou jednotku.

Definice krajiny v ekosystémovém pojetí:

- Forman, Godron (1993) – heterogenní část zemského povrchu, skládající se ze souboru vzájemně se ovlivňujících ekosystémů, který se v dané části povrchu v podobných formách opakuje,
- Farina (2000) – prostorové uspořádání plošek časoprostorové dimenze vztažené k fenoménu naší úvahy; více než místo, než geografický prostor nebo mozaika land coveru, ve skutečnosti jde o fyzický a funkční kontext, ve kterém probíhají ekologické procesy a zaujímají místo dotčené organismy v odlišných prostorových a časových rovinách,
- Podle Fariny (1998) lze rozlišit tři základní povahy krajiny: krajinu vnímanou lidmi („krajina pro lidi“), krajinu vnímanou živočichy („krajina pro živočichy“), krajinu vnímanou rostlinami („krajina pro rostliny“), přičemž: 1) „human landscape“ – krajina seskupená do funkčních entit, které mají význam pro lidský život, 2) „geobotanical (plant) landscape“ – prostorové rozmístění abiotických a biotických složek prostředí, počínaje „půdní krajinou“ až po existenční prvky a složky krajiny pro rostliny, 3) „animal landscape“ – krajina ve specifickém měřítku, daném vlastnostmi a procesy spjatými s živočišnými druhy. „Human landscape“, „plant landscape“ a „animal landscape“ vytvářejí prostředí pro život na Zemi a také pozadí, na kterém probíhají ekologické procesy. Farina (1998) dále rozlišuje „land-scape“, „sky-scape“, „water-scape“, „soil-scape“. Vymezuje i krajiny s převládajícím zastoupením abiotických procesů „abiotic landscape“ a biotických procesů „biotic landscape“. Je otázkou, zda se však nejedná spíše než o různé krajiny o subsystemy geosystému, matematizovatelné podle Miklóse, Izakovičové (1997) zcela analogicky např. ekosystému.

Dle mého názoru je možné definovat společné rysy výše uvedených definic a doplnit je o další snad obecně přijatelné teze. Krajina je hybridní otevřený systém spojený z prvků a složek (ekologického i humánního či sociálního subsystemu), které jsou navzájem spjaté a navzájem se ovlivňují. Krajina má konkrétní rozměr (blíže kapitola 3.4.), vymezený hranicemi, které jsou však přirozeně otevřené, tedy skrze které probíhají toky látek, organismů, informací a energií. Krajina má specifickou prostorovou i časovou strukturu. Změny v čase určují její chování (krátkodobé fungování, dynamiku a dlouhodobý vývoj). Navenek krajina vystupuje jako celek se specifickým rázem, působící, vyvolávající či s sebou nesoucí i nemateriální dimenzi, jakousi mentální informaci (vizuální, kulturně historickou či jinou kvalitu). Mohlo by se zdát, že se nemusí jednat o reálně existující systém, nýbrž může jít s rozvojem informačních technologií i o virtuální krajinu. Ovšem virtuální krajina je stále více než krajinou modelem krajiny, neboť její fungování je limitováno tím, co prozatím poznal a pochopil člověk.

3. 3. Koncept multifunkční udržitelné krajiny

V současné době se v krajinně ekologických publikacích stále častěji setkáváme se spojením multifunkční krajina, multifunkcionalitou. Podrobně se tímto tématem zabývala řada renomovaných krajinných ekologů na mezinárodní konferenci v Roskilde (Dánsko) v roce 2000. V šesti workshopech se odborníci věnovali multifunkční krajině z různých úhlů pohledu: 1) krajina – od představy k definici, 2) ekologické aspekty multifunkčních krajin v jejich historickém vývoji, 3) hodnota a hodnocení multifunkčních krajin, 4) monitoring multifunkčních krajin, 5) biodiverzita versus diverzita krajiny v multifunkčních krajinách, 6) komplikovanost managementu krajiny (Brandt, Tress, Tress, 2000, Brandt, Vejre, 2003a,b, Mander, Antrop, 2003).

Multifunkcionalita není vlastnost krajinných systémů sama o sobě, nýbrž je výsledkem interakcí mezi společností a prostředím (Brandt, Vejre, 2003c). Multifunkcionalita představuje koexistenci ekologických, ekonomických, kulturních, historických a estetických funkcí v krajině (Tress, Tress, 2000). Ovšem, jak tvrdí Haines-Young, Potschin (2003), není jen pouhou koexistencí. Měla by být chápána jako systém lidských hodnot, který postupně či zpětně redefinuje to, co je důležité v pojmech krajinně ekologického fungování krajiny. Existuje společný konsensus na tom, že multifunkcionalita nemůže být cílem samotným o sobě, ale spíše výsledkem různého způsobu využití území a uspokojení odlišných zájmů v krajině (Vejre, Aaby, Olwig, 2003). Multifunkční krajiny by měly být nazírány jako podmínka pro další udržitelný rozvoj, který respektuje jak ekologicky hodnotné, tak sociálně a ekonomicky žádoucí funkce multifunkční krajiny (Hasler et al, 2003).

Termín multifunkční krajina odkazuje na množné číslo (funkce), tedy na simultánní využití oblasti pro několik účelů, realizující tak různé funkce a kombinující pestrou škálu kvalit (Gulinck, 2003). Multifunkční krajiny by měly být nahlíženy jako komplex systémů s typickou strukturou, plněhodnotnými odlišnými funkcemi a jako výsledek rovnocenného působení přírodních, ekonomických a sociálních faktorů či vlivů („driving forces“, Bürgi, Hersperger, Schneeberger, 2004). Multifunkční využití krajiny lze dosáhnout třemi způsoby (Blust, Van Olmen, 2003): 1) sledováním různých záměrů v příslušných oddělených land use typech (kombinací oddělených monofunkčních územních jednotek, tzv. prostorová multifunkcionalita), 2) uspokojováním odlišných cílů v tom samém území, ovšem v různém čase (tzv. časová multifunkcionalita), 3) kombinováním odlišných funkcí krajiny k dosažení jejich simultaneity (tzv. vlastní multifunkcionalita). Vlastní, integrovaná multifunkcionalita umožňuje naplnit pestrou škálu ekologických, ekonomických, sociálních a kulturních hodnot krajiny a podle Brandt, Blust, Wascher (2003), Tress, Tress (2000) a Wiggering et al. (2003) tak vychází vstříc myšlence udržitelného rozvoje. Charakteristická je například pro oblast biologického zemědělství s respektem k ochraně přírody, k vodnímu režimu, rekreačním i estetickým hodnotám krajiny (Howard, Petit, Bunce, 2003).

Obecně lze uvažovat, že všechny krajiny jsou multifunkčními krajinami, ovšem různého stupně. Tedy monofunkční krajina je více teorií než možnou realitou. Často však v krajině některá či některé funkce dominují nebo výrazně limitují funkce jiné. „Hledání multifunkční krajiny“ je proto spíše o posuzování vhodnosti a adekvátnosti určitých pomyslných vah jednotlivých funkcí v konkrétní krajině, a to podle povahy sociálních požadavků na krajinu, existujících ekologických podmínek a ekonomických možností. Rostoucí trend počtu vědeckých prací na téma multifunkční krajina může být mimo jiné i vědeckou odpovědí na dva, v posledních desetiletích se velmi silně projevující, obecné směry vývoje evropských krajin: intenzifikace využívání krajiny na jedné straně a na straně druhé opuštění krajiny („landscape abandonment“).

Pojem trvale udržitelný rozvoj, dnes častěji používaný již jen jako udržitelný rozvoj (UR), nalézá své kořeny v časopise *The Ecologist*, kde byla v roce 1972 publikována věta:

„zásadní chybou průmyslového způsobu života a jeho étosu expanze je, že není trvale udržitelný“ (Izakovičová, Miklós, Drdoš, 1997). Ještě v tom samém roce následovala definice odborníků sdružených v Římském klubu (Meadows et al, 1972): „UR ... takový stav globální rovnováhy, při které se počet obyvatel Země a její kapitál udržuje na více méně konstantní úrovni a tendence působící na růst, nebo pokles těchto veličin musí být pod důslednou kontrolou.“ Gro Harlem Brundtlandová (1991), autorka jednoho z nejcitovanějších vymezení UR, považuje za UR takový rozvoj, který uspokojuje potřeby současných generací, aniž by byla ohrožena schopnost uspokojit potřeby generací budoucích. Definice Světové komise pro životní prostředí a rozvoj (World Commission on Environment and Development) podmiňuje tento termín splněním následujících kritérií: 1) spotřeba obnovitelných zdrojů nesmí přesahovat míru jejich obnovitelnosti, 2) spotřeba neobnovitelných zdrojů nesmí přesahovat míru jejich nahrazování, 3) zbytkové emise nesmí přesahovat míru jejich pohlcování, 4) environmentální funkce musí být chráněny a obnovovány, 5) environmentální podmínky musí zajišťovat lidské zdraví a blahobyt, 6) environmentální cíle a standardy musí být orientovány směrem ke kritické míře spotřebě zdrojů a náhradních zdrojů právě tak, jako ke kritické hodnotě stresu, hodnotě materiálu, živin, kritickým změnám struktury krajiny a kritické míře riskování se zdravím lidstva. Existuje mnoho dalších definic udržitelného rozvoje, jejichž prostá explicitní kumulace by nebyla na místě (Huba, 2002a,b). Udržitelný rozvoj se dotýká všech oblastí života člověka a prolíná se i všemi složkami kulturní krajiny. Bylo spíše jen otázkou času, kdy se myšlenka udržitelného rozvoje začne prosazovat v krajinně ekologických tématech.

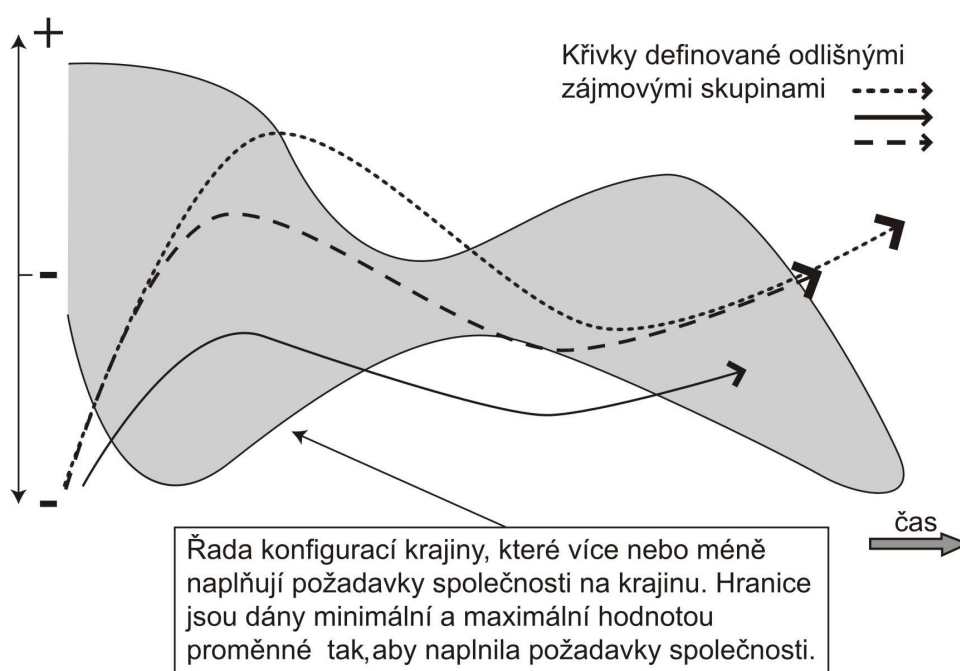
Podle Marca Antropa (2006) může být idea udržitelnosti interpretována dvěma způsoby. Idea může odkazovat na ochranu určitých typů krajín nebo hodnot a implicitně také na ochranu existujících přírodních funkcí krajiny. Aktuálnost konceptu udržitelné krajiny, ale i multifunkční krajiny, dokládá mimo jiné i v roce 2001 založená Evropská výzkumná síť („Landscape Tomorrow“) pro udržitelný rozvoj multifunkčních krajín, do které je zapojeno okolo 30 evropských výzkumných institucí oborově zaměřených na zemědělství, lesnictví, krajinnou ekologii, rozvoj venkova a cestovního ruchu (Helming, 2003, Helming, Wiggering, 2003). Na ni a na „Landscape Europe“ navazují výzkumné projekty vytvářející centra excelence, konsorcia, např. SENSOR Consortium, které sdružuje 33 partnerských institucí z 15 zemí Evropy a charakterizuje jej široké spektrum řešených otázek z oblastí životního prostředí, biodiverzity, krajinné ekologie, zemědělství, lesnictví, dopravy, územního plánování, turismu a demografie. Problematice udržitelných krajín a přírodního kapitálu byla také věnována samostatná sekce 6. světového kongresu IALE v Darwinu (Austrálie) v roce 2003. Příspěvky byly následně publikovány ve speciálním čísle časopisu *Landscape and Urban Planning* (75/2006). Motivem byla Haines-Young (2000) navrhovaná změna paradigmatu pro krajinnou ekologii založená na pojetí přírodního kapitálu („natural capital“) udržitelné krajiny. Přírodní kapitál akcentuje vnímání objektů v krajinně nikoli pouze jako objektů o sobě, nýbrž jako objektů vystupujících v přírodních funkcích (jako objektů pro něco), které podporují toky zboží a služeb poskytovaných lidem. Udržitelnost chápe Haines-Young (2000) jako prosazení takových scénářů vývoje krajiny, které mají pečlivě definované záměry, jak dosáhnout udržitelných toků zboží a služeb, které krajina člověku poskytuje pro posílení kvality života. Podle Potschin a Haines-Young (2006) udržitelná krajina je ta, která je schopná udržovat své výstupy zboží a služeb, které lidé požadují. Koncept udržitelné krajiny se nesoustředí na analýzu stávajícího stavu (Nohl, 2001). Je o tom, jak budou krajiny v budoucnu vypadat, jak budou fungovat (o „futurescapes“, o „finding a landscape scenarios or landscape trajectories“).

Podle mého názoru udržitelná krajina není jakákoli krajina současná, ani jakákoli krajina minulá. Samotný pojem totiž odkazuje do budoucnosti. Zároveň se ale domnívám, že udržitelná krajina není ani krajinou budoucí, ani krajinou jako takovou, krajinou v určitém

stavu. Spíše je, podle mého, označením charakteru, možná lépe motivu, vědeckého poznávání krajiny v souvislosti s jejím chováním a to za účelem nalezení v krajinném plánování vědecky podloženého konsensu někde uvnitř pomyslného trojúhelníku vymezeného vrcholy: dané podmínky přírodního (ekologického) subsystému, požadavky a limity sociálního (humánního) subsystému a ekonomické možnosti.

Haines-Young a Potschin (2003) jako analogii k hledání variant udržitelných multifunkčních krajín používají tzv. model jazyka („tongue model“). Ten pomocí horní a dolní křivky, limitující maximální a minimální hodnotu libovolné proměnné spojené s existencí přírodního kapitálu, definuje prostor pro vymezení variant trajektorií multifunkčních udržitelných krajín (obr. 3.3.1.). Během času se jazyk pohybuje dopředu a modifikuje svůj tvar. Motivem k vyvinutí modelu jazyka byl důraz na dynamičtější vizi udržitelnosti, než je ta, která se všeobecně diskutuje. Výhody změny paradigmatu směrem k multifunkční udržitelné krajině tkví: 1) v integraci ekonomických, ekologických, sociálních a kulturních hodnot do definice cílů a záměrů v procesu plánování budoucího vývoje krajiny, 2) v reflexi dynamického otevřeného charakteru krajiny a v uvědomění si permanentního interogování jejích skladebných prvků, 3) v zapojení různých dotčených skupin obyvatel (investorů, vlastníků, „decision makers“, obecně veřejnosti) jako nedílné součásti krajiny do plánovacího procesu (Blaschke, 2006). Klíčový rys krajinného plánování je rozpoznat, že pro každou situaci tu neexistuje jednoduchý udržitelný stav krajiny, ale celá řada krajín, které jsou více nebo méně udržitelné (Opdam, et al, 2006). Zároveň nelze opomenout dynamiku krajiny, a proto krajinní ekologové nehledají stabilní stav udržitelné krajiny, ale spíše udržitelnou trajektorii vývoje, dodává Haines-Young (2000). Výzvou pro krajinnou ekologii je pochopit obojí, jak vytvořit takovou sadu variant udržitelných krajín a jak naplánovat jejich udržitelnou trajektorii. Vývoj teoretických konceptů a aplikačních nástrojů pro plánování udržitelné krajiny v současnosti patří k centrálním tématům krajinné ekologie (Potschin, Haines-Young, 2006). Případová studie De Groota (2006) ilustruje konkrétní naplnění těchto teoretických konceptů. Některé kritické otázky ovšem zůstávají nezodpovězeny: například, jak poznáme udržitelnou krajinu, když ji před sebou uvidíme?

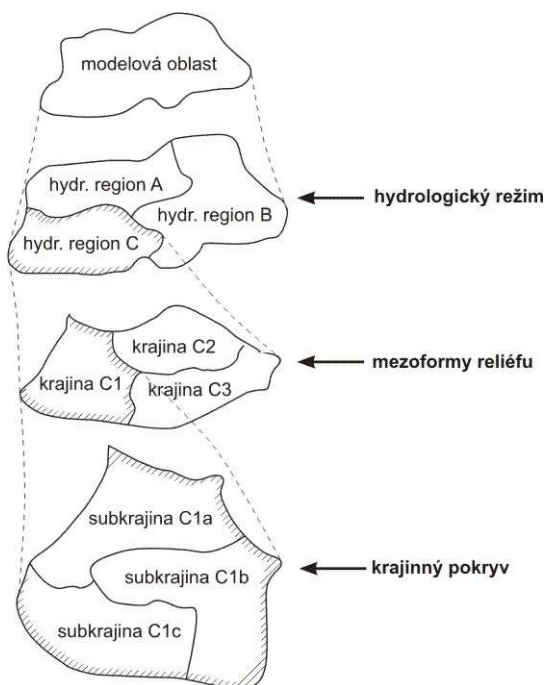
Obr. 3.3.1. Koncept udržitelné krajiny – model jazyka (podle Haines-Young, Potschin, 2003).
Indikátor stavu (např. oblast konkrétního habitatu)



3. 4. Časoprostorové úrovně krajiny

Aktuálnost a významnost tématu „scale“ (česká synonyma: „měřítko“, „dimenze“, „úroveň“ nebo „rovina“) v krajinně ekologickém výzkumu vyzdvihují mnozí autoři, kteří nabádají odpovědně vážit výběr modelových oblastí tak, aby co možná nej přesněji odrážely hodnocené charakteristiky a předem vytyčené záměry (např. Němeček, 1982, Sklenička, 2003, Turner, Gardner, O’Neil, 2001). Rozlišují se dva základní druhy dimenze: časová a prostorová („temporal“ a „spatial scale“). Podle Wiens, Milne (1989) jde tak o časovou či prostorovou periodu, během které nebo ze které vnímáme či přijímáme signály a informace z krajiny. Odůvodnění významnosti, uvádí Zonneveld (1989), tkví v problému „přenositelnosti“ dosažených, ověřených závěrů z jedné prostorové či časové „scale“ do jiné. Změny vlastností krajiny v závislosti na zvětšujícím se měřítku totiž neprobíhají plynule, ale každá ploška či území na jedné rozlišovací úrovni měřítka se náhle mění v jinou plošku (s jiným charakterem, s jinou hierarchií síly vlivů, které ji spoluutváří) na úrovni dalšího měřítka (Zonneveld, 1995). Se změnou „scale“ dochází ke změnám vlivu jednotlivých faktorů na charakter krajiny (Wiens, Milne, 1989). Z hlediska časoprostorového měřítka pohledu na chování krajiny lze považovat geomorfologické charakteristiky (nadmořskou výšku, sklonitost, expozici či typ a formu tvaru reliéfu) za dominantní převážně na nadregionální a regionální úrovni, zatímco na úrovni lokální se nejvýznamněji uplatňují zpravidla vegetační pokryv (land cover, obr. 3.4.1.), případně land use (Sklenička, 2003, Minár et al., 2001). Zkoumání vlivu „scale“ na výsledky krajinně ekologických výzkumů nabývá vyššího významu také v souvislosti s možností využívání moderních aplikací dálkového průzkumu Země (DPZ), prostorové statistiky, geografických informačních systémů (GIS), kvantifikace prostorového paternu apod.

Obr. 3.4.1. Hierarchie krajinně ekologických regionů s dominujícími faktory (podle Fariny, 1998).



Podle slovníku humánní geografie (Johnston et al., 2000) je geografické měřítko definováno jako ústřední organizující princip, podle kterého probíhá geografická diference míst. Turner, Gardner, O’Neil (2001) definují „scale“ jako metrickou vlastnost prostorové a časové diference, která rozhoduje a organizuje objekty a procesy, čímž udává rámec konkrétní krajinně. Charakterizuje ji jak nejmenší rozlišitelná (mapovaná) jednotka, tak plošný či časový rozsah („grain“ a „extent“). „Grain“ (zrno) představuje nejjemnější stupeň

prostorového rozlišení v databázi, nejmenší velikost „buňky“ (např. u družicového snímku z Landsatu 30 x 30 m či ze SPOTu 10 x 10m). „Extent“ vyjadřuje velikost zkoumaného území nebo časový rozsah trvání sledovaného procesu (Terkenli, 2005).

Pro lepší chápání obsahu pojmu „scale“ jej lze ilustrovat následujícími analogiemi:

1. Nejužívanější přirovnání je „scale“ jako žebřík, kde jedna příčka označuje jednu prostorovou nebo časovou úroveň, tzn. od lokální, přes regionální a národní, až po globální. Přejdem na vyšší a vyšší příčky se dostáváme do následujících časových či rozsáhlejších prostorových úrovní.
2. Představa koncentrických kružnic se v něčem podobá žebříku a v něčem se liší. Jednotlivé úrovně se zdají být oddělené od ostatních, avšak v této analogii není hierarchický řád, aby bylo něco nad něčím. Nelze hovořit o přechodu na vyšší prostorovou nebo časovou rovinu, neboť ony leží vedle sebe, nikoli nad sebou.
3. „Scale“ se velmi často přirovnává k ruské matrjošce. Každá úroveň může být uvažována samostatně, odděleně a vytváří konsistentní samostatný celek, oddělitelný od ostatních. Všechny ovšem tvoří systém vyššího řádu a jen zasazené v sobě dávají dohromady komplex matrjoška. Oddělíte-li je, pak je nelze pojmenovat matrjoškou, nepředstavují reálný obraz prostoru a času, tedy krajiny.
4. Někteří (Herod, 2004) argumentují, že globální komplexita nebo prostorová a časová diferenciace nemůže být uchopována termíny jako: úrovně, roviny, vrstvy, oblasti, sféry; neměla by být chápána v oddělených dimenzích vymezených míst nebo časových period, které do sebe elegantně zapadají. „Scale“ by podle nich měly být chápány jako spojitě, propletené „červí díry“ nebo „kořeny a větve stromů“, které se prolínají různými vrstvami půdy, do různé hloubky, šířky a v případě větví i výšky.

Poslední představa akcentuje aspekt spojitosti prostorových a časových funkcí, přičemž jako proměnné a konstanty zde vystupují krajinné složky a prvky (litologické, klimatické, hydrické, půdní, biotické vlastnosti, ale také antropogenní a technogenní aspekty) a také jiné funkce (matematicky vnořené), které představují toky energií, materiálů, organismů či genů. Spojitost úrovní znamená (i matematicky) to, že mezi každými dvěma „scales“ se vyskytuje přinejmenším ještě jedna další. V takovém případě lze jen velmi obtížně stanovit hranice mezi tím, co je lokální a co je už regionální (aspekt, vlastnost, proměnná či konstanta). Všechna přirovnání „scale“ jsou pak umělými konstrukcemi snažícími generalizovat realitu krajiny tak, aby byla pro lidské chápání lépe uchopitelná. Samozřejmě, že lze jen obtížně určit, kde jedna úroveň končí a druhá začíná (Herod, 2004). Jedni zdůrazňují hierarchickou posloupnost a hranice mezi jednotlivými časovými a prostorovými úrovněmi, jiní staví na první místo spojitost prostoru a času.

Téma přenositelnosti poznatků z jedné časoprostorové úrovně do jiné je již dlouhou dobu zkoumáno geografy. Podle Haggetta (1972) existují tři hlavní problémy spojené se „scale“:

1. Pokrytí – pokud chtějí geografové poskytnout přesný, uspořádaný a racionální popis a interpretaci pestrého charakteru kulturních krajin, pak nejen amplituda, ale zejména magnituda takového úkolu je enormní.
2. Propojenosti – každá změna „scale“ přináší s sebou problém ověření výpovědi a její platnosti. Výsledky dosažené na jedné prostorové či v jedné časové rovině nemusí být nutně platné na jiné, jak uvádějí i jiní Siu, Lam (2004).
3. Standardizace – je třeba standardizovat data, metody a přístupy, které jsou různého typu, za účelem jejich aplikace na lokality v různých podmínkách. Individuální faktor totiž působí v každé krajině, v každé prostorové i časové rovině. Podobně pokládá i Hynek (2004) všechny krajiny, kulturní i přírodní, za svým způsobem individuální.

Prostorové parametry jednotlivých dimenzí (obdobně tak i časové) – hranice mezi prostorovými úrovněmi – nelze nastavit staticky, neboť různé krajiny jsou různě heterogenní, mají jiný patern. Formuje je rozdílné množství a různá variabilita proměnných, konstant a funkcí, a proto také hranice prostorových jednotek (úrovní) jsou podle tohoto různé. Forman a Godron (1993) dokonce hovoří o buvolím kališti, které je nápadné a důležité v jisté malé prostorové dimenzi. Kovář i Farina (2000) zmiňují krajinu z pohledu organismu, např. mravence („animal-scape“). Individuální výzkumné záměry a spojitost prostorové a časové funkce určují to, že minimální „scale“ se může pohybovat klidně v hodnotách metrů, centimetrů či menších. Ovšem v takovém případě už nejde o výzkumy krajiny, nýbrž ekosystémů či úzce jen okolí (prostředí), jak zmiňuje např. Lipský (1999) „scale“ květináče. Horní hranice „scale“ geovědních výzkumů je limitována prostředím planety Země, konkrétně krajinnou sférou (vymezenou shora buď troposférou, či ozonosférou a zdola Mohorovičičovou plochou diskontinuity, nebo astenosférou), včetně všech jejích dílčích geosfér (nelze opominout antroposféru, technosféru či noosféru).

Existuje jak prostorová, tak časová hierarchie s různým organizačním stupněm (Turner, Gardner, O'Neil, 2001). Uspořádaná časoprostorová klasifikace krajinných jednotek topy, mikro-, mezo-, makro-, mega-chory, regionální a geosférická úroveň vytváří složitý systém krajiny, který lze dělit do vertikálních i horizontálních struktur (Farina, 1998). Prostor mezi minimální a maximální hranicí „scale“ (kulturních) krajin lze klasifikovat podle různých přístupů. Terminologie není mezioborově (ekologie, geografie), ale i v rámci jednotlivých oborů jednotná. Dále je uveden přístup německé krajinné ekologie podle Krönert, Steinhardt, Volk (2001) a Barsch (1975):

Topy jsou nejmenší krajinně ekologické prostorové jednotky (mapují se v měřítcích 1:5000 a větších). Přestože se topy označují za nejmenší krajinnou jednotku, nejsou homogenní. Jedná se přesněji o tzv. kvazihomogenitu, neboť je lze rozdělit na menší části s heterogenním charakterem (Zonneveld, 1995, Forman, 2003). Pak můžeme hovořit o klimatopu, fyziotopu, ekotopu nebo například také o teseře a facetě (Minár et al., 2001).

Chory jsou základní krajinné jednotky reprezentující konkrétní prostorovou strukturu a skládající se z topů. Mají heterogenní charakter a v případě geografického výzkumu (kulturní) krajiny jsou ekvivalentem pojmu krajina. Lze je dále diferencovat na:

1. nanochory – 1:5 000–1: 25 000,
2. mikrochory – 1:25 000–1:100 000,
3. mezochory – 1:100 000–1:250 000,
4. makrochory – 1:250 000–1:500 000.

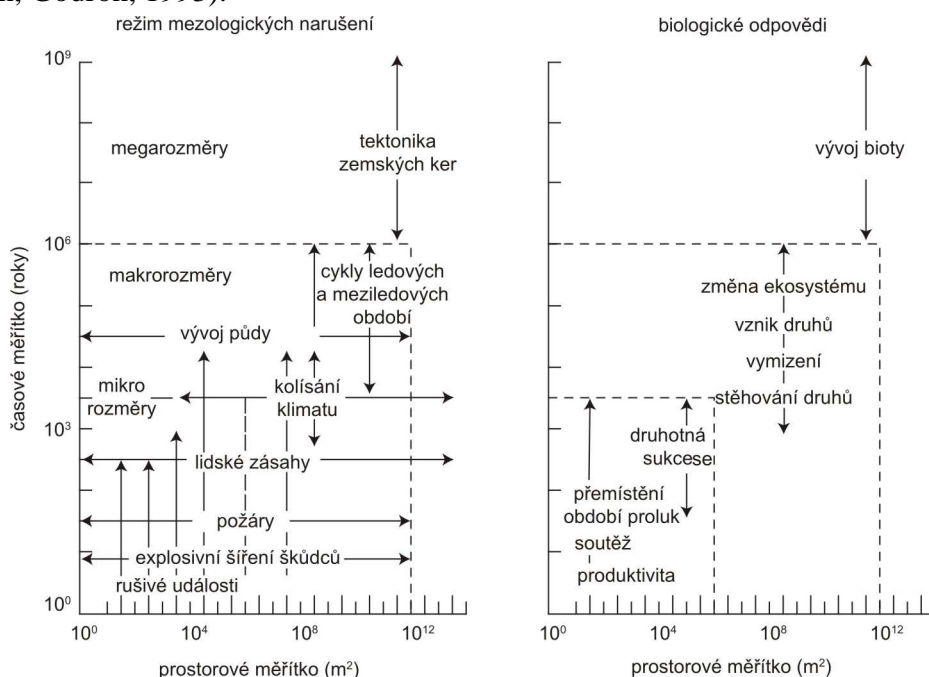
Následuje regionální dimenze složená z odlišných chorických krajin, která se dále člení na: mikro-, mezo- a makroregiony. Uvádí se na mapách v měřítcích přibližně od 1:500 000 do 1:10 000 000. Nejrozsáhlejší dimenzí je geosférická úroveň. Zavedení mikro-, mezo- a makroscale (případně ještě nano-, mega- a giga-), namísto jednoduché klasifikace: topické, chorické, regionální a geosférické dimenze, se odůvodňuje snadnějším uznáním a akceptací ekologů a biologů, jejichž výzkumy čím dál více směřují do krajiny právě vyšších úrovní (chorické, regionální až geosférické). To dokládá i podtitul Formanovy monografie (2003) „The ecology of landscapes and regions“. Ekologický přístup ke klasifikaci krajinných jednotek Klijna (1997) ukazuje terminologické odlišnosti (obr. 3.4.2.), zmíněné dále v kapitole 4.2.

Obr. 3.4.2. Odlišné klasifikace hierarchických krajinných jednotek (podle Barsche, 1975 a Klíjna, 1997)

Barsch 1975	F. Klíjn 1997	Orientační mapové měřítko	Základní mapovací jednotka
Zóna	Ekozóna	1:50 mil a méně	>62,500 km ²
Makroregion	Ekoprovincie	1:10 ... 50 mil	2,500 – 62,500 km ²
Subregion	Ekoregion	1:2 ... 10 mil	100 – 2,500 km ²
Mikroregion	Ekodistrikt	1:500,000 ... 2 mil	625 – 10,000 ha
Mezochora	Ekooblast	1:100,000 ... 500,000	26 – 625 ha
Mikrochora	Ekouzemí	1:25,000 ... 100,000	1,5 – 25 ha
Nanochora	Ekotop	1:5,000 ... 25,000	0,25 – 1,5 ha
Top	Eko - prvek	1:5,000 a více	<0,25 ha

Jinou klasifikaci integrující prostorové parametry s časovými, včetně příkladů krajinných procesů (obr. 3.4.3.) uvádí Forman, Godron (1993). Všimá si odlišných časových a prostorových úrovní, ve kterých probíhají vybrané krajinnotvorné procesy (různé typy disturbancí, půdotvorné procesy, přirozené změny klimatu, tektonické změny a mnohé ekologické procesy, např. migrace druhů, extinkce, produktivita či sukcese). Roztříštěnost klasifikací krajinných jednotek je dokladem prolínání předmětu vědeckého bádání různými vědeckými disciplínami. Z mého pohledu, jako geografa, je výchozí klasifikace Barsch (1975), případně upravená podle německých geografů (Krönert, Steinhardt, Volk, 2001). Klasifikačními systémy krajinných jednotek by bylo možné se v této práci zabývat na daleko větším prostoru, ovšem nemyslím si, že by to přineslo adekvátní užitek.

Obr. 3.4.3. Časoprostorové úrovně disturbancí v ekosystému a biologických reakcí (podle Forman, Godron, 1993).



Geografové a kartografové, pokud hovoří o prostorových úrovních, pak většinou generalizují na:

1. „Large scale“, „finescale“ – jemné rozlišení, mapy malých území, mnoho detailů, mapování topických a mikrochorických jednotek.
2. „Small scale“, „broad scale“ – hrubé rozlišení, velké oblasti, málo detailů, mapování mezo- a makrochor, regionální, případně geosférické prostorové dimenze.

Problémy nastávají v situaci, když výsledky výzkumu získané v jedné prostorové nebo časové rovině, chceme transformovat, v upravené podobě implementovat, na jinou úroveň (tzv. „scaling“). Tvorba pravidel, která by „ošetřovala“ tento teoretický proces, výrazně zatěžují mysl současných geografů, krajinných ekologů a vědců z dalších oborů, jejichž objekt výzkumu se může nalézat v různých prostorových a časových dimenzích (např. Atkinson, Tate, 2000, Brenner, 2001, Buttner, 1998, Mitchell, 2001).

Burt (2004) rozlišuje „upscaling“ a „downscaling“. Implementace výsledků z menších oblastí (úrovní) na větší, tj. induktivní rozšíření výsledků z průzkumu například menšího povodí na větší povodí řeky (řeky nižšího řádu) nazveme „upscaling“. Lze jej dosáhnout několika způsoby: užitím účelně rozmístěných experimentů, aplikováním vhodných statistických metod či s použitím počítačem simulovaných modelů. Vždy je nutné výsledky takových simulací v terénu ověřit, a tím tak zvýšit hodnotu validity dosaženého závěru. „Downscaling“ představuje aplikaci modelu, např. obecné planetární klimatické cirkulace na regionální podmínky klimatu nebo následně až na základní podmínky mikroklimatu. Mnoho prací je v dnešní době orientováno na globální „scale“ a výsledky jsou pak různě aplikovány („translating“, „překládány“) na regionální „scale“, což je téměř specifický typ metody „downscaling“. Většina studií tak jde cestou „top-down“. Je ovšem možné se pokusit sestavit metodiku hodnocení pro všechny prostorové a časové úrovně, tedy pokusit se sestavit metody, jejichž indikátory (konstanty a proměnné) budou převeditelné z malých oblastí na velké a opačně. Podle Gergel, Turner (2003), Turner, Gardner, O’Neil (2001), Delaney, Leitner (1997) a Marston, Smith (2001) neexistuje žádná tzv. „správná“ dimenze, ale každá přináší něco pozitivního na jedné straně a na straně druhé s sebou nese i možné nebezpečí pochybení. Aby byla uchopena systémovost krajiny na všech úrovních, a tak byla minimalizována možnost chybného výsledku, měly by se kombinovat oba přístupy „downscaling“ i „upscaling“. Proto i Withers, Meentemeyer (1999) doporučují odpovědný výběr modelových území a použití tzv. multidimenzionální časoprostorové analýzy („multiscale analysis“).

Krajinná ekologie

Počátky krajinné ekologie můžeme spatřovat v přechodu od biogeografie k ekologickému zkoumání krajiny. Příčinou změny bylo využití leteckých snímků. Termín krajinná ekologie byl poprvé použit v práci Carla Trolla (1939). Troll pojem původně používal pro vyhodnocování leteckých snímků. Definoval krajinnou ekologii jako „studium komplexní struktury vztahů mezi společenstvy organismů a podmínkami jejich prostředí v určitém výseku krajiny“ (Troll, 1939). V roce 1963 na sympoziu Sociologie rostlin a krajinná ekologie objasnil své pojetí krajinné ekologie jako výzkumu vazeb mezi společenstvy druhů a jejich životními podmínkami v konkrétní krajině. Troll zpočátku výslovně zdůrazňoval, že neaspiruje na nový vědecký obor, ale na uplatňování určitého zorného úhlu zkoumání přírodních jevů, na „synoptické pozorování krajinné přírody zdola“ (Míchal, 1993). Troll chtěl integrovat prostorový, horizontální a strukturální pohled geografů s ekologickým, vertikálním a funkcionálním přístupem. O krajinné ekologii tento německý biogeograf psal jako o místě, kde se všechny metody přírodních věd, počínaje vědou o lesní vegetaci a biologické interpretaci leteckých snímků až po geografii jako „landscape science“ a ekologii setkávají (Ingegnoli, 2002). Po mezinárodním kongresu v Holandsku ve Veldhovenu, který se konal v roce 1981, došlo v roce 1982 v Piešťanech (tehdejší Československu) i na institucionalizaci této nové vědní disciplíny. Prvním prezidentem IALE (International Association of Landscape Ecology) se stal Isaac S. Zonneveld.

Okolo roku 1980 se stala krajinná ekologie hlavním zájmem ekologů v severní Americe, ačkoli její kořeny najdeme ve střední a východní Evropě (30. léta 20. století). Její rozvoj zejména v germanofonním světě (50. a 60. léta 20. století) byl silně orientován zejména na krajinná hodnocení, klasifikace, mapování, doporučení pro land use a management krajiny. Na počátku 80. let 20. století navštěvovali američtí vědci evropská symposia a konference a vstřebávali nové ideje evropské krajinné ekologie. Forman a Godron (1981) ve svém článku v *BioScience* pokládají otázku, zda by nebyla krajina užitečnou jednotkou i pro ekologii. Přináší nové pojmy jako: „patch, corridor, matrix“. Naveh spolu s Liebermanem (1984) následně rozvíjí koncepční základ pro krajinnou ekologii jako přístup k vzájemnému vztahu krajiny a lidstva. Forman (1983) v *BioScience* pokládá ideu krajinné ekologie za ideu desetiletí se spoustou možných aplikací, ovšem také s nutným požadavkem na ucelenou teorii.

Podle Fariny (2000), ředitele přírodního muzea v Aulle (Itálie), učitele biologie a ornitologa, byla krajinná ekologie funkčně ustavena teprve v 80. letech, kdy byla k aplikované disciplíně v Evropě přijata teoretická vědecká základna ze severní Ameriky, přičemž základní ideové myšlenky (Naveh, Lieberman 1984) byly integrovány do pevných teorií a modelů (zejména Turner, Gardner, O'Neill, 2001, Turner, Gardner, 1991, Turner 1995). Tím došlo podle Fariny (2000) k jejímu rozvoji do podoby moderní ekologické vědy s adekvátními základními monografiemi: Forman (2003), Forman, Godron (1993), Zonneveld (1995).

Někteří autoři pokládají za vznik krajinné ekologie jako vědy až 80. léta (Farina, 2000, Wiens, 1999b). Není se potom čemu divit, že ve svém krátkém „životě“ působí krajinná ekologie jako věda zatím nevyzrálá a nedospěle. Za dospělost vědy lze považovat vyvinutí teorií do podoby komplexního rámce, který je základem jak výzkumu, tak aplikace. Naskýtá se však také reálné nebezpečí, že pojem krajinná ekologie, jak říká Bastian (2001), „vyšumí“

obdobně jako pojmy: ekologická rovnováha, ekologická stabilita, ekologická katastrofa nebo udržitelnost, (tzv. „wishy-washy“).

Krajinná ekologie („Landschaftsökologie“) byla Carlem Trollem mezinárodně (pouze účelově pro potřeby snadnějších anglofonních překladů) pojmenovaná geoekologie, „geocology“ (Demek, 1999a). V současné době však převládá názor německých krajinných ekologů, kteří geoekologii pokládají za dílčí geografickou vědu o komplexních fyzickogeografických systémech, v níž se integrují dílčí fyzickogeografické poznatky (Falt'an, 2004). Chápat geoekologii jako synonymum ke krajinné ekologii by bylo značně nepřesné, tvrdí např. i Demek (1999b, c) a Brandt (2000). Přestože se v krajinné ekologii často věnuje hlavní pozornost geomorfologickým, pedogenetickým či biologickým (ekologickým) rysům krajiny a ostatní (např. sociokulturní) aspekty jsou mnohdy opomíjeny, nelze ji redukovat na geoekologii. Geosférické a biosférické procesy jsou úzce propojeny s noosférickými, a proto musí být studovány propojeně pomocí geo-, bio- i socio- nástrojů (Bastian, Steinhardt, 2002). Minár et al. (2001), ve shodě s výše uvedeným, pokládá za charakteristický znak středoevropsko-východoevropské geografické koncepce existenci centrální, integrální, komplexní disciplíny v rámci fyzické geografie, kterou reprezentuje komplexní fyzická geografie, v literatuře často označovaná jinými termíny, např. nauka o krajině, nauka o geosystémech či vlastní fyzická geografie. Víceero středoevropských autorů upřednostňuje termín geoekologie (Billwitz, Kondracki, Richling, Leser, Mičian). Geoekologie netvoří jen integrující jádro systému fyzickogeografických věd (Mičian, 1999a), ale „vstupuje“ i do krajinné ekologie, jako její nedílná součást orientovaná převážně na abiokomplexy s uvažováním i o biokomplexech (Mannsfeld, 1983, Beručašvili, Žučkova, 1997).

Počátky krajinné ekologie v Česku souvisejí s rozvoje geobiocenologie, jejíž základy rozpracoval již ve 30. letech 20. století V. N. Sukačev. Sukačev (1949) považoval biogeocenózu za část zemského povrchu, na němž biocenóza a jí odpovídající části fyzickogeografických sfér zůstávají stejnorodé, takže tvoří jednotný, vnitřně podmíněný komplex. Zlatník (1975) obměnil původní termín na geobiocenózu a definoval geobiocenologii jako cenologickou disciplínu, zabývající se jednotou biocenózy a ekotopu čili geobiocenózou (Zlatník et al., 1973). Zasadil se tak o rozvoj i charakter brněnské krajinné ekologické školy, v jejímž centru geobiocenologie stála. Z jeho pera pocházejí první vysokoškolské učební texty s pojmy ekologie krajiny (Zlatník et al., 1973, Zlatník, 1975). Nedlouho na to byly publikovány další významné práce (např. Hadač, 1982, Hadač et al., 1977, Demek, 1974a, b). V důsledku stále častěji se projevujících negativních následků rozvoje průmyslu, zemědělství, dopravy, urbanizace a dalších antropických aktivit ve střední Evropě druhé poloviny 20. století začala se objevovat naléhavá potřeba krajinně ekologického plánování. Tato potřeba vedla k formulování uceleného konceptu krajinně ekologického plánování na tehdejší Ústav experimentální biologie a ekologie (Ružička, Miklós, 1982a, b, Miklós, 1986). Současný slovenský Ústav krajinné ekologie SAV svou existencí navazuje na Ústav biologie krajiny ČSAV, založený již v roce 1965, jehož dloholetým ředitelem byl právě M. Ružička. Tato instituce se jako první v dřívějším Československu začala věnovat krajinně ekologickým tématům. V roce 1975 byla přejmenována na Ústav experimentální biologie a ekologie. Dnešní název Ústav krajinné ekologie pochází z července roku 1990.

Rozvoj krajinně ekologického plánování na Slovensku a geobiocenologická tradice brněnské školy A. Zlatníka byly významnými impulsy pro vznik biogeografické diferenciacie krajiny v geobiocenologickém pojetí v tehdejší Geografickém ústavu ČSAV v Brně (Buček, Lacina, 1979, 1981). Následně v průběhu 80. let 20. století vytvořil interdisciplinární tým českých a slovenských odborníků koncepci územních systémů ekologické stability (Buček, Lacina, 1993, Buček, Lacina, Míchal, 1996) a s ní jsou publikovány i mnohé geografické práce vycházející z teoretického konceptu krajinné syntézy (např. Hynek, 1982, 1984).

4. 1. Geografie a ekologie, „rodiče“ krajinné ekologie

Richling (1994) i Moss (1999) pokládají příznačně krajinnou ekologii za výsledek „manželského svazku“ biologie (ekologie) a geografie. Obě vědy, které stály u zrodu krajinné ekologie, přistupují k výzkumu krajiny ze svého, tradicí prověřeného, hlediska. Geografie přináší krajinné ekologii „do vínku“ aspekt celostnosti, kompaktnosti, komplexního holistického pohledu na krajinu, prostorový akcent, geosystémové pojetí s horizontálním pohledem na chorologické vazby v (kulturní) krajině. Ekologie se systematicky věnuje především interakcím, které směřují k organické složce krajiny, nazírá na krajinu ekosystémově, nedokáže se zbavit svého biocentrismu, s důrazem na vertikální, topologické vztahy mezi objekty a složkami ekosystému. „Manželský svazek“ ekologie a geografie trvá jen několik desítek let. Tak mladý věk krajinné ekologie si vyžaduje starostlivou péči svých rodičů. Ovšem, na rozdíl od toho, jde prozatím o „manželství“, pro které se stala příznačná značná nevyváženost pozic, jež zřejmě plyne z věkového rozdílu obou „manželů“.

Ekologie se svou téměř stopadesátiletou historií vešla do tohoto „svazku“ s menší zkušeností, ale s o to větším odhodláním a energií, která přísluší mladému (z hlediska života vědy) „snoubenci“. Dynamika jejího vývoje ji predestinuje k dominantnímu postavení. Působí živě, energicky, plná síly. Klade si velké cíle, má „velké oči“, ráda by obsáhla co možná největší vědecko výzkumné pole (pokud možno celou kulturní krajinu, životní prostředí, „ecotissue“ – Ingegnoli, 2002), a tak v „manželském svazku“ dosáhla zřejmě dominantnějšího postavení. Přináší nový mladistvý pohled na svět, který je atraktivní a vyžadovaný pestrou škálou státních i soukromých institucí. Do aplikací se totiž vrhá nebojácně, „rovnýma nohama“. Možná lze pozorovat jemnou distinkci mezi tím, co říká, co slibuje a co dělá a jak to nakonec provádí. Totiž, tolik požadovaná transdisciplinarita a zahrnutí společenských, ekonomických a kulturních aspektů krajiny zůstává stále spíše proklamací.

Geografie, bohatá na zkušenosti a o mnoho století starší než ekologie, sice v „manželství“ vystupuje velmi seriózně, jenže také velmi upozaděně. Jen nerada reaguje na aktivní styl vědeckého života, pružnost a přizpůsobivost svého „snoubence“. Už vůbec se jí nechce měnit svůj zaběhnutý konzervativní režim. Možná se vyjadřuje až příliš metodicky a teoreticky. Mnohdy utápí svou mysl v myšlenkových konstrukcích, v prokazování validity svých hypotéz, v explanacích, nikoli však v interpretacích svých závěrů, jak diferencuje Hynek (2004). Svými myšlenkami vězí spíše v minulosti, než aby se snažila svůj pohled namířit k prognózám dalšího vývoje. Neplánuje, vzpomíná, vypravuje a vysvětluje. Do aplikací či něčeho nového se pouštět už moc nechce, má ráda svůj poklidný život uvnitř složitě vybudovaných teoretických konstrukcí. Svou holistickou podstatu a komplexnost svého přístupu (integrace přírodních a společenských složek kulturní krajiny a jejich systémové uchopení), dříve tak pečlivě pěstěné vlastnosti, nahradila exaktností deskripce krajinných složek, prvků a interakcí mezi nimi a oddělením fyzickogeografických a sociogeografických pohledů na krajinu.

Jak v tomto „manželství“ bude vyrůstat a dospívat krajinná ekologie? Oběma „rodičům“ pomáhá celá řada „přátel“ (geologie, biologie, sociologie, kulturologie, ekonomie a mnoho dalších). Každý z „rodičů“ i jejich „přátel“ jí má co nabídnout. Přesto „rodiče“ zůstávají těmi, co k ní mají nejbližší. Záleží jen na tom, kolik času a péče budou „výchově“ svého „dítěte“ věnovat.

4. 2. Povaha krajinné ekologie

Osobní zповědi aktivních významných krajinných ekologů v Bulletinu IALE číslo 16 vypovídají o jejich názorech na postavení, definici a směřování krajinné ekologie jako vědní disciplíny. Dokládají různorodost přístupů a pohledů vznikajících uvnitř krajinné ekologie, ovšem zároveň i společné znaky (Wiens, 1992, Naveh, 1998b, Zonneveld, 1998, Ružička,

1999c , Merriam, 1998, Duning, 1998, Decamps, 1998). Podle výkonného výboru IALE je krajinná ekologie studium prostorových variací v krajině různého měřítka. Zahrnuje biofyzikální a společenské příčiny a důsledky heterogenity krajiny (Moss, 2000).

Pro krajinnou ekologii jako vědu jsou podle Wiens (1999a) typické tři hlavní znaky:

1. komplexita – holistický přístup,
2. kauzalita – hledání „driving forces“, „pressures“ a jejich důsledků,
3. závislost na „scale“ – časové a prostorové dimenzi.

Holistický a systémový přístup jsou pro krajinnou ekologii klíčové (viz kapitola 3). Krajinné struktury, procesy a změny v nich probíhající, prostorové a hierarchické aspekty, komplexita různých faktorů v krajině by měly být vnímány a posuzovány co možná nejpřesněji tak, aby odrážely reálný obraz krajiny. Krajinná ekologie sice nemůže brát v potaz veškerá fakta a vztahy, ale může a měla by převádět speciální témata do celkového kontextu příroda-prostředí-společnost. „Bylo by naivní provádět vědecká zkoumání takových krajin bez uvažování antropogenních sil, které je utváří.“ (Wiens, 1999b). Ve shodě s Wiensem Palang, et al (2003) tvrdí: „dokud nehrají lidské aspekty v analýze krajiny a v krajinném plánování rovnocennou roli, budeme stále pokračovat v poloviční práci.“ Risser (1999) potvrzuje, že krajinná ekologie musí zahrnout i sociální síly („social forces“), disciplíny jako ekonomie, politologie, kulturní antropologie a další. Kulturní, etnické rozdíly, sociální či politické systémy jsou důležitou proměnnou v krajinně ekologických zkoumáních. Charakteristiky sociálního subsystému jsou v úvaze o krajinných scénářích, o multifunkční udržitelné krajině stejně důležité nebo i důležitější (pokud to vůbec lze takto porovnávat) než půdní typ či průměrná velikost různých typů habitatů.

Podle představitelů evropské i severoamerické krajinné ekologie (např. Bastian, Steinhardt, 2002, Mosimann, 1999, Turner et al, 1991) můžeme za hlavní obecné tematické okruhy krajinně ekologického výzkumu pokládat: 1) krajinně ekologické hodnocení a monitoring zejména prostřednictvím DPZ a GIS; 2) přenositelnost krajinně ekologických závěrů na různé časoprostorové úrovně, „scales“ (viz kapitola 3.4.); 3) heterogenitu krajiny a její vliv na procesy v ní probíhající; 4) metody hodnotící patern krajiny, krajinné metriky, interakce krajinné struktury a krajinně ekologických procesů; 5) analýzy ekologických rizik, vliv přírodních a antropogenních disturbancí na chování krajiny; 6) příčiny a důsledky změn ve využití krajiny, krajinné scénáře („landscape scenarios“); 7) rozvoj krajinně ekologických strategií směřujících k multifunkční udržitelné krajině („multifunctional sustainable landscape“); 8) multikriteriální hodnotící systémy aplikovatelné v praxi, které uvažují faktory jak ekologické, tak socioekonomické; 9) krajinně ekologická regionalizace, mapování a modelování.

Klasifikaci krajinné ekologie na dílčí disciplíny přináší Hobbs (1997). Rozlišuje: 1) obecnou krajinnou ekologii, která se může dále členit na: krajinnou ekologii současných krajin a na krajinnou ekologii minulých krajin; 2) speciální krajinnou ekologii, která zahrnuje teoretickou, konservační a renovační krajinnou ekologii; 3) aplikovanou krajinnou ekologii; 4) krajinně ekologické mapování; 5) krajinně ekologické modelování; 6) krajinně ekologickou regionalizaci. Jiný pohled na klasifikaci krajinné ekologie, podle oborového zaměření hlavních řešených témat, nabízí Ingegnoli (2002), který vyčleňuje: 1) geografický modul, úzce spjatý se vzájemným interagováním přírodních a humánních složek s vřídčím postavením geografie (Troll, Buchwald, Engelhart, Finke, Leser, Jongman); 2) chorologický modul specializovaný na otázky populační ekologie či zoologie (Hanski, Mac Arthur, Wilson, Wiens, Farina); 3) modul orientovaný na patern krajiny (Ingegnoli, Forman, Godron, Odum, Sanderson, Harris); 4) holistický modul, který chápe krajinu jako otevřeným systémem složený z antropogenních i přírodních prvků (Naveh, Lieberman, Haber, Jongman, Ingegnoli, Brandt). Podle Žigraie (2003b) krajinná ekologie také nemůže nevnímat své postavení v rámci systému

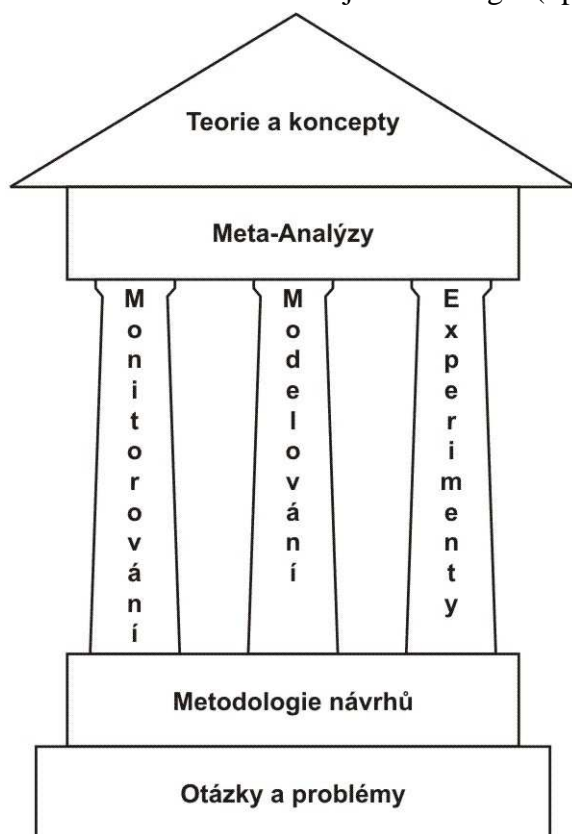
věd. Meta-krajinná ekologie věnující se metavědným aspektům a jejich vlivům na vědní aspekty nemůže nereflektovat zejména terminologické problémy, které se v krajinné ekologii vyskytují a ztěžují tak budování konsistentních teorií. Přičemž ale práce na budování teoretických konceptů musí předcházet aplikacím konkrétních analytických postupů a vytvářet tak jakousi střechu verifikovaných teorií (obr. 4.2.1.). Taková vědecká stavba se poté stává tím pevnější, čím bylo provedeno více aplikací, experimentů a modelů pod jednou střechou (Bastian et al., 2002).

Krajinnou ekologií se jako červená nit táhne akcent na aplikace vyvolané potřebou řešit reálné problémy v krajině. Jak zdůrazňují Nassauer, Corry (1997), krajinná ekologie by měla být stejně tak o jednání jako o vědění, stejně tak o teoriích jako o aplikacích. Bastian, Steinhardt et al. (2002) ve stejném duchu upozorňují na to, že krajinná ekologie není kabinetní věda, která by se prováděla v sedě u počítače v klimatizované kanceláři, nýbrž je to zejména terénní věda, která z terénu čerpá bio- (eko-), geo- a socio- data. Krajinně ekologický výzkum a management krajiny mohou být přirovnávány ke dvěma lékařským přístupům:

1. lékařská věda studující lidské nemoci a hledající příslušné léky (teorie),
2. všeobecní praktici, lékaři, pomáhající řešit pacientům jejich nemoci (aplikace).

Přirovnávání krajinně ekologického výzkumu k medicíně není vůbec náhodné, neboť například termín diagnóza krajiny byl zaveden v Německu v 50. letech, kdy následoval zavedení termínu lékařská diagnóza – Linger a Carl. Od 70. let je velmi úzký vztah mezi krajinnou ekologií a plánováním využití území či managementem krajiny (Jongman, 1999). Krajinné plánování je proces optimalizace využití prostoru kulturní krajiny směrem k jejímu udržitelnému rozvoji. Původní krajiny minulosti se sice nemohou navrátit zpět, ale měly by být hledány a studovány způsoby, jak hodnotné krajinné prvky a oblasti chránit a funkčně zasadit, zakomponovat do moderní urbanizované a globalizované společnosti. Tak konkretizuje náplň krajinného plánování Bastian (2001). Vnímání estetiky krajiny, rozhodování v krajině nejsou krajinná ekologie sama o sobě stejně tak, jako krajinná ekologie sama o sobě nemůže jednat či jakýmsi způsobem jednání zprostředkovat nebo zaručit. To je úloha dalších vědních disciplín, případně decizní sféry či privátního sektoru. Mezi moderní efektivní nástroje výzkumu krajinných ekologů patří mimo jiné: DPZ, GIS, prostorové statistiky, modely, GIT produkty (software), kvantitativní analýzy či krajinné metriky.

Obr. 4.2.1. Metavědní schéma krajinné ekologie (upraveno podle Bastian et al., 2002).



Na základě myšlenek Thomase Kuhna o existenci a změnách vědeckého paradigmatu, lze podle Hobbse (1999) říci, že krajinná ekologie má všechny příznaky závažného onemocnění. Trpí krizí identity. Krajinná ekologie zůstává vědou hledající sama sebe. Risser (1999) doplňuje, že krajinná ekologie je na křižovatce, musí se změnit a tato změna nemůže být marginální, nýbrž rozsáhlá. Potřebuje nové přístupy. Musí radikálně expandovat tak, aby zahrнула ekonomické i sociální otázky a to jak na lokální, tak i na globální úrovni. Krajinná ekologie by se tak měla vyvinout v disciplínu stojící blíže těžišti rovnostranného trojúhelníku užívaného k popisu pilířů udržitelnosti (ekologický, ekonomický, sociální). Měla by být blíže jádru této nové udržitelné vědy, protože krajina poskytuje arénu, ve které ekonomické, ekologické a sociální hodnoty interagují (Potschin, Haines-Young, 2006). Nadneseně a obrazně tvrdí Hobbs (1999), že: „Krajinná ekologie je jako Clark Kent před volbou, zdali má jít do telefonní budky a proměnit se v Supermana, a zachránit tak lidstvo.“ Má ohromné schopnosti, ale musela by se proměnit ve vědu, která by spoluutvářela krajinu budoucnosti („futurescapes“) se všemi jejími aspekty (včetně sociálních, kulturních a ekonomických). Musela by se stát transdisciplinární vědou a integrovat v ekvivalentní podobě antropogenní procesy, tlaky a hybné síly.

Vzhledem k již několikrát zmíněnému dynamickému vývoji krajinné ekologie jako vědy je nutné výše zmíněné výzvy apelující na expanzi krajinné ekologii více k sociálním tématům konfrontovat s aktuálním děním. Lze využít právě skončeného celosvětového kongresu IALE ve Wageningenu v roce 2007. Pokud bychom chtěli provést jakousi statistiku počtu sekcí na konferenci a jejich zaměření (např. ekologická, sociální, planologická, estetická a další témata), pak, bohužel, nebudeme mít výrazný úspěch, neboť názvy sekcí jsou orientovány velmi komplexně. Tak například hlavní témata zní: Krajina, investoři, využití území a správa krajiny, Urbánní prostředí a doprava, Ekologické sítě, fragmentace a spojitost, Ekohydrologie, Monitoring krajiny, Kulturní krajiny a management krajiny, Hodnocení změn

krajiny, Vliv globálních změn na krajinu, Koncepty krajinného plánování a designu, Lesy, vegetace a krajiny a Krajina pro život. Kam tedy s nimi? Do jakých kategorií lze tato témata zařadit – ekologická, sociální (či humánní) nebo geografická? Už tato samotná situace odhaluje skutečný posun krajinné ekologie směrem k humánním disciplínám, k interdisciplinaritě (či dokonce postdisciplinaritě?) a směrem k aplikační rovině. Rozšíření pole krajinně ekologického vědeckého bádání jiným směrem indikují i příspěvky z konference “Our visual landscape” v Asconě, konané ve Švýcarsku v roce 1999, a také mnohé články ve vědeckých časopisech Journal of Environmental Psychology a Computers, Environment and Urban Systeme, které dokumentují posun krajinné ekologie jako vědy směrem k psychologii, sociologii a informačním technologiím (Bishop, Rohrmann, 2003, Daniel, Meitner, 2001, Rohrmann, Bishop, 2002, Appleton et al., 2001, Lange, 1994, 2001, Veen et al., 1998, Daniel, 2001).

Naveh (2000) ještě upřesňuje výše zmíněné tak, že krajinná ekologie by měla namísto prediktivní vědy vystupovat jako věda preskriptivní. Nelze totiž předvídat změny v lidmi ovlivňované a modifikované krajině prostou extrapolací minulého vývoje a současného stavu do budoucnosti. Zřejmě existuje určitá míra „vrozené“ environmentální nejistoty či „překvapení“. Je nutné se spíše věnovat přípravě odlišných scénářů vývoje krajiny založených na principu toho, co se stane, když..., na bázi toho, co by mělo být uděláno a jak dosáhnout toho nejžádanějšího. V tomto smyslu se krajinná ekologie opět velmi podobá medicíně. Podobně i Hynek (2004) uvádí, že krajinně ekologické aplikace spočívají v přechodu od „how things are“ k „how things should be“, přičemž jádro problému vidí v rozdílu mezi explanací a interpretací. Explanaci považuje za součást vědecké teorie, zatímco interpretace znamená most do reálného života. Až po vědeckém rozboru a řádné explanaci může přijít samotná interpretace a realizace. Obdobně jsem i v kapitole 3.3. označil multifunkční udržitelnou krajinu za nikoli krajinu jako takovou v určitém konkrétním stavu, ale spíše za motiv k poznávání vývoje a chování krajiny ve vzájemných souvislostech. Tedy, nikoli hledání a označování vybraného krajinného scénáře „nálepkou“ – multifunkční udržitelná krajina, ale posuzování jednotlivých variant vývoje krajiny a vytváření vědeckých podkladů pro decizní sféru ve smyslu právě toho, „co se stane, když...“.

4. 3. Ekosystémový „versus“ geosystémový přístup

Původně byl Troll fascinován možnou syntézou důležitých vědeckých objevů dosažených prostřednictvím funkčního, vertikálního přístupu ekologů a prostorového, horizontálního přístupu geografů. Uvnitř současné krajinné ekologie lze analogicky rozpoznat dva hlavní směry založené na výše zmíněných přístupech (např. Bastian, 2001, Farina, 2000 a další): 1) Více biologický pohled (ekosystémové pojetí) – severoamerická krajinná ekologie a některé krajinně ekologické školy v Evropě (např. italská), které se převážně zaměřují na paradigma „patch-corridor-matrix“ (ploška-koridor-matrice), 2) Více geografický pohled (geosystémové pojetí) – zejména střední a východní Evropa, ale také Latinská Amerika (např. německá, polská nebo slovenská škola), vycházející zejména z geografické tradice. Wu (2006) vysvětluje, že tyto dva odlišné pohledy jsou hluboko zakořeněné v dobře známé, různé krajinně ekologické historii severní Ameriky a Evropy.

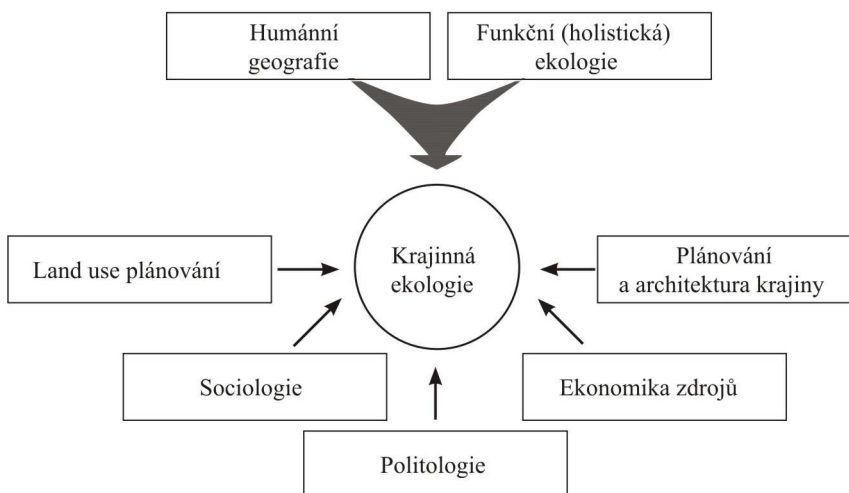
Moss (1999) společně s ním Wiens (1999b) dokreslují tuto dichotomii tvrzením, že někteří evropští vědci znevažují to, co vnímají jako severoamerickou školu krajinné ekologie, a pokládají ji za úzký bioekologický koncepční a metodologický rámeček. Jde podle nich o parciální aspekty, o tzv. „bioekologii v krajině“. Zatímco někteří severoameričané (zejména z privátního sektoru) si na druhou stranu stěžují na absenci vědeckosti ve více humánním směrem zaměřených přístupech Evropanů, které vnášejí do krajinné ekologie. Jejich přínos označují za důležitý metodologický příspěvek v podobě aplikací GIS a DPZ pro potřeby

managementu, hodnocení a klasifikace krajiny (Turner, Gardner, O'Neill, 2001). S tímto ovšem např. Bastian (2001) zcela nesouhlasí. Moss (2000) nabízí jinou (spíše jinak pojmenovanou) dichotomii: 1) krajinná ekologie v ekosystémovém pojetí vystupuje jako dílčí ekologická věda, tedy tzv. „unidirectional“ interdisciplinarita, kde dominantní postavení mezi kooperujícími disciplínami zastává jediná věda, právě ekologie. „Unidirectional“ interdisciplinarita s sebou přináší redukci tématu i hledisek vědeckého pohledu na problémy vyskytující se v kulturní krajině. 2) Alternativní pojetí bližší geosystémovému přístupu označuje za „goal-oriented“ interdisciplinaritu (k jednotlivým cílům, úkolům, aplikacím směřující interdisciplinarita), kdy v krajinné ekologii převládá pohled ekologie, geografie, krajinné architektury, lesnictví, sociologie či jiné disciplíny podle povahy konkrétního řešeného projektu, úkolu, problému. Omezení druhého konceptu spočívá právě v již zmíněném nedostatku rozvoje teoretické báze („common theoretical knowledge“).

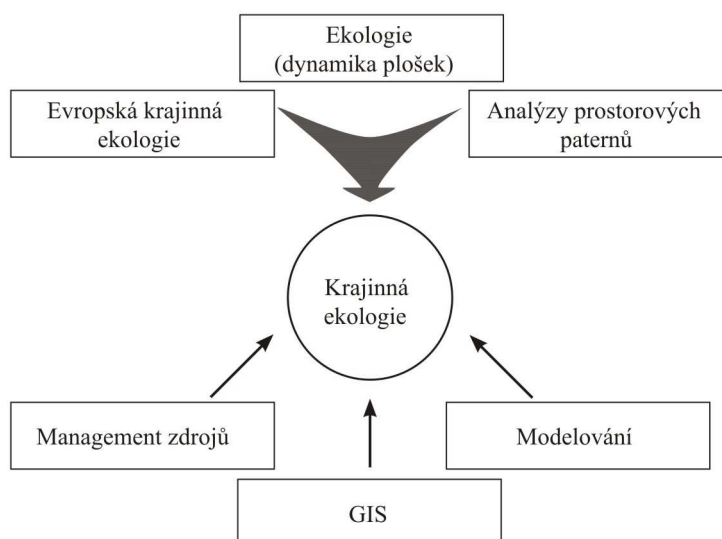
Severoamerická krajinná ekologie je hluboko zakořeněná v biologii, ekologii a biogeografii, čerpá z evropské krajinné ekologie a převažují v ní témata blízká analýzám prostorových paternů krajiny (obr. 4.3.1.). Proto se více méně odlišuje od té evropské i v definování krajiny. Přebývá ekosystémové chápání krajiny. Abiotické složky jsou vnímány spíše jako pozadí, na kterém se odehrává – funguje ekosystém, ovšem nikoli jako neodmyslitelná součást systému (kapitola 3.2.). Bioekologicky zaměření autoři vnímají možnost posunout ekosystémový přístup (tradiční pro ekologii jako biologickou subdisciplínu) a jeho výsledky do chorologické a vyšších úrovní, a vystavět tak most mezi ekosystémovým přístupem a geosystémovým přístupem. Krajina pak pro ně představuje chorologickou projekci ekosystému (Farina, 1998).

4.3.1. Schématická ilustrace generalizující difference v postavení krajinné ekologie v Evropě a v Severní Americe (podle Farina, 2000).

Znázornění postavení krajinné ekologie v Evropě



Znázornění postavení krajinné ekologie v Severní Americe



Velká část vědců (zejména biologů / ekologů) dnes chápe krajinnou ekologii jako dílčí vědu moderní ekologie (jako např. Turner, Gardner, 1991, Turner, Gardner, O'Neill, 2001 či Ingegnoli, 2002, Farina, 1998, 2000). Jejich výzkumy nejčastěji směřují k modelu „patch-corridor-matrix“, ekologickým sítím, ekologickým bariérám, tokům energie, látek a druhů mezi jednotlivými prvky krajiny, roli disturbance v ekosystémech či vývoji a dynamice paternu ekosystémů. Turner (1990) krajinné ekologii doporučuje pokračovat ve svém zaměření na prostorovou heterogenitu a vztahy mezi paternem a procesy. Italský biolog / ekolog (ornitolog) Ingegnoli (2002) zastává tezi, že krajinná ekologie může být pojmenována jako „new science of ecology“ nebo „pioneering ecological approach“. Farina (1998) krajinnou ekologii pokládá za „novou hvězdu v galaxii ekologických věd“ nebo „jednu z nejmladších větví stromu ekologie“. Obdobně je Ingegnoli (2002) přesvědčen, že krajinná ekologie není nová disciplína, nýbrž spíše „kapitola obecné ekologie“, úspěšná na typické prostorové úrovni, ale velmi důležitá díky své schopnosti nasměrovat celou disciplínu ekologie ke skutečně jednotné disciplíně s rozsáhlými aplikacemi. Proto Ingegnoli (2002) ve své monografii dál pokračuje kapitolou „Směrem k rozšíření základů“, kapitolou „K jednotné

ekologii“ a subkapitolou „Základ pro jednotnější disciplínu“ (míněno vždy ekologie). Hovoří o krajině jako o systému ekokoeno-topů, skutečném biologickém systému. Ingegnoli (2002) dále uvádí „ecotissue“ jako nosný pilíř, na němž je třeba vystavět jednotnou ekologii („Ecology or ecologies?“). Krajinná ekologie ukazuje, že mnoho klasických ekologických definic a principů (populace, druhotná sukcese, klimax apod.) jsou příliš omezené nebo nejsou aplikovatelné na komplexní krajinné systémy a že prostor a forma mohou ovlivnit mnoho ekologických procesů. Mění tak řadu principů tradiční ekologie. Zástupci ekosystémového přístupu přiznávají, že skutečná a úplná integrace přírodních ekokoeno-topů a lidských ekokoeno-topů se dá uskutečnit jen na úrovni krajiny. Proto hlavní představitel R. T. T. Forman ve svých monografiích uvádí spojení ekologie krajin či ekologie regionů a v rámci nich neopomíná ani prvky antropogenní, či prvky technogenní (Forman, 2003, 1990, Forman, Godron, 1993). Dva aspekty krajinnou ekologii oddělují od ostatních subdisciplín ekologie: akcent na prostorové uspořádání ekologických procesů a systémů a mnohem větší prostorový rozsah („scale“) zkoumaných oblastí, než byl obvyklý u tradiční ekologie (Turner, Gardner, O'Neill, 2001). Na druhou stranu Farina (2000) tvrdí, že krajinná ekologie není oddělenou částí ekologie, nýbrž je do ní integrálně začleněna a více vztažena k reálnému světu.

Oproti severoamerickému krajinně ekologickému přístupu je ten evropský (zejména středo-evropský), i co se týče definice krajiny, více orientován na geosystémové pojetí vycházející z geografických kořenů (kapitola 3.2.). Podle Klink et al. (2002), Bastian, Steinhardt et al. (2002) klade stejnou váhu na biotické, abiotické a antropogenní složky (včetně noosferických vlivů). Geografie se během svého vývoje ovšem postupně diferencovala ve dvě rozdílné vědy, které byly striktně odděleny (fyzická a humánní geografie). Bastian (2001) tuto diferenciaci pokládá, z pohledu její současné role v krajinně ekologickém výzkumu, za zásadní chybu. K variabilitě evropské krajinné ekologie přispívá mimo jiné velké množství národních společností IALE. Americká krajinná ekologie znamená (generalizovaně) jeden proud, protože jde o jednu silnou národní ekologickou tradici. V rámci evropské krajinné ekologie lze objevit specifické školy. Anglický přístup ke krajině je velmi ovlivněn historickými pohledy – s historickým a uměleckovědným akcentem (Bell, 1999 Roberts, 1996, Neill, 2004). Slovenská škola se proslavila propracovanou metodikou krajinného plánování, LANDEP (Ružička, Miklós, 1982a,b, Miklós, 1989, 1996, Žigrai, 1996, Ružička, 1999a,b,c). Nyní se v rámci ní rozvíjí teoretické a aplikované koncepty krajinně ekologického plánu, environmentální únosnosti a environmentálních limitů (Hrnčiarová, 1996, 1997, 1999a,b,c,d,e, 2003a,b,c,d, Izakovičová, 1995a,b, 1996, 1999, 2002, 2003, 2004, Izakovičová, Moyzeová, 1999a,b,c, Kozová, 1996, 1999, 2002a,b, Izakovičová, Hrnčiarová et al., 2001 Tremboš, 1992, 1993, 1995, 2003). Celkově tak německá, holandská (Alterra – Wageningen), britská, slovenská a polská škola zastávají dominantní postavení v rámci celé evropské krajinné ekologie. Tvoří teoretickou bázi a řeší konkrétní aplikované krajinně ekologické otázky (Ostaszewska et al, 2007, Vos, Meekes, 1999, Bender, 2005a,b, Bastian, Bernhardt, 1993, Bastian, Krönert, Lipský, 2006, Helming, Wiggering, 2003, Leser, 1997, Krönert, Steinhardt, Volk, 2001).

4. 4. Dichotomie v impaktovaných časopisech

Výše popsaná dichotomie vnímání krajinné ekologie se projevuje i v hlavních krajinně ekologických, impaktovaných časopisech. Moss (2000) na základě své statistické analýzy považuje Landscape Ecology za převážně ekosystémově a bioekologicky zaměřený časopis, publikující krajinně ekologické studie zejména amerických autorů. V Landscape and Urban Planning převažuje pohled na krajinu jako environmentální systém (geosystémové pojetí), složený z ekologického a humánního subsystému. Podle Wiense (1992), který analyzoval desítky čísel Landscape Ecology, byla většina publikovaných statí zaměřena na statistické,

metodologické otázky, témata týkající se paternu a tzv. „scaling issues“, dále na vztah mezi paternem a procesy v krajině, na jejich dynamiku a na vývoj krajiny. Přitom modelová území většinou nepřesahují lokální (topickou) dimenzi. Jejich nejčastější rozloha se pohybuje v rozmezí několika hektarů až km². Wiensovy závěry potvrzuje i statistická analýza Witherse a Meentemeyera (1999) 159 článků v Landscape Ecology publikovaných v rozmezí 1990-1995. Nejkomplexněji však působí statistický průzkum Marka Antropa (2001), který se sestával z analýzy téměř 4500 článků v Landscape Ecology – LE a Landscape and Urban Planning – LUP, z období 1987–1999:

Tab. 4.4.1. Specifikace podle geografické působnosti autorů (upraveno podle Antrop, 2001).

Geografická oblast	LE (%)	LUP (%)
Severní Amerika	49	34
Latinská Amerika	2	2
Evropa	21	31
Střední východ	0	3
Asie	3	6
Austrálie	3	6
Afrika	3	6

LE vytváří prostor zejména pro autory ze Severní Ameriky (téměř 50 %). Potvrzuje se tím zjištění Mosse i Wiense. Jen málo jsou zastoupeni autoři z jiných částí světa než z Evropy či z Ameriky (necelých 10 %). LUP působí daleko otevřeněji a vyváženěji. Více než pětina všech článků má původ v jiné části světa než v Americe či v Evropě, které jsou zastoupeny přibližně rovnocenně (tab. 4.4.1.). Zbývající podíly zastávají mezinárodní autorské týmy.

Tab. 4.4.2. Specifikace podle zaměření institucí autorů (upraveno podle Antrop, 2001).

Výzkumná instituce	LE (%)	LUP (%)
bio-ekologická	37	12
lesnictví	14	11
geografie	14	15
plánování	1	13
krajinná architektura	2	16
životní prostředí	18	1
agentury, státní správa	14	32

LE lze z hlediska charakteru zaměstnání hlavních autorů článků označit přívlastkem převážně bioekologická. Zaráží však velmi nepatrné zastoupení autorů z planologických institucí, které zřejmě „nahrazují“ studie environmentalistů, z institucí a agentur zabezpečujících péči o chráněná území různých typů a kategorií, obecně ochranu a tvorbu životního prostředí. LUP z pohledu zaměstnání autora vystupuje opět jako vyvážený časopis, kde publikují jak bioekologicky, tak geograficky orientovaní autoři (tab. 4.4.2.). Zajímavostí je silné zastoupení institucí spjatých s aplikovaným výzkumem (agentury, státní správa, planologická sféra).

Tab. 4.4.3. Specifikace podle charakteru organizace krajiny (upraveno podle Antrop, 2001).

Organizace krajiny	LE (%)	LUP (%)
individua	1	0
populace	9	3
společenstva	3	6
ekosystém	9	5
vegetace	18	11
krajinná struktura	49	52
neurčeno	11	22

Články v LE, stejně tak i v LUP, vnímají charakter organizace krajiny zejména jako vlastnosti krajinné struktury. Ovšem výrazněji než LUP se LE soustředí na jednotlivé stupně ekologické organizace krajiny (jednotlivci, populace, společenstva a ekosystém), případně na otázky týkající se samostatně vegetace a rostlinných druhů (tab. 4.4.3.).

Tab. 4.4.4. Specifikace podle měřítka – prostorové dimenze (upraveno podle Antrop, 2001).

Měřitko	LE (%)	LUP (%)
jemné – velké (m ²)	7	7
střední (ha)	35	22
hrubé – malé (km ²)	35	42
národní úroveň	7	12
různé	10	16
nerozlišeno	6	1

Prostorová dimenze modelových oblastí výzkumů prezentovaných v LE oproti LUP je menší, měřitko větší, rozlišení taktéž a velikost zrn („grain“) menší. Prostorovou dimenzi LE můžeme považovat spíše za topickou až mikrochorickou, kdežto v případě LUP zejména za mezo až makrochorickou, častěji i regionální až národní (tab. 4.4.4.).

Tab. 4.4.5. Podle používání odborných termínů, výzkumných nástrojů a metod, vnímání dynamiky a směřování k aplikacím (upraveno podle Antrop, 2001).

Termíny, nástroje a metody, vnímání dynamiky a směřování k aplikacím	LE (index frekvence)	LUP (index frekvence)
přírodní zdroje	1,4	0,5
land use, land cover	5,2	5,4
lesnictví	2,7	2,2
společnost a vlivy člověka	1,2	5,1
urbanizace	0	4,5
doprava	0	0,4
znečištění	0,4	0,8
biodiverzita	0,5	0,4
fauna	3,6	2,1
flóra	2,9	2,9
klima, meteorologie	1,7	0,6
hydrologie, podpovrchové vody	2,0	1,3
„scale“	3,1	0,8
fragmentace	3,1	2,0
koridory, spojitost	0,7	1,3
patern, matrix, struktura krajiny	7,5	2,6
plošky, habitat, zrna („grain“)	5,3	1,0
modelování, simulace	5,4	9,9
kvantitativní analýzy	2,6	0,7
kvalitativní popis	2,9	3,2
hodnocení, hodnocení kvality	1,7	2,7
funkční procesy	2,6	1,4
historie krajiny	0,6	1,8
změny a disturbance	5,6	6,7
indikátory, metriky	3,9	1,0
management	0,6	2,3
plánování	0,4	7,0
percepce a estetika krajiny	0,3	2,9
GIS, prostorové analýzy	2,3	1,4
DPZ, letecké fotografie	1,5	1,5
statistiky	1,6	0,4
mapování, inventáře, průzkumy	1,9	1,3

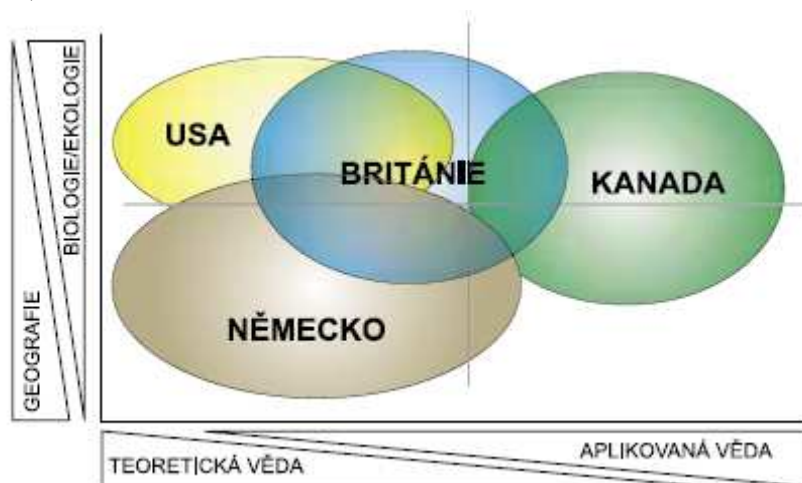
Podle užívání odborné terminologie není nesnadné rozlišit angloamerický LE s větší koncentrací na paradigma „patch-corridor-matrix“. Častější výskyt výrazů jako „scale“, plošky, habitat, grid, fragmentace, kvantitativní analýzy to jednoznačně potvrzují. Z tohoto úhlu pohledu se zprvu jeví překvapující převaha frekvence termínů jako koridor a spojitost v LUP. Vysvětlení snad souvisí s poměrně dlouhou tradicí „green ways“ či „ecological networks“ v jednotlivých státech Evropy. Jejich plánováním a výzkumem jejich vlivu na okolní krajinu se zabývá řada evropských autorů. V LE také převládají botanické, zoologické, hydrologické a klimatologické otázky. Společnost v krajině a vlivy člověka na krajinu, jejich vzájemné působení tematicky dominují v LUP. S tím souvisí i v LUP častější zastoupení následujících témat: urbanizace, doprava, problematika znečišťování, historie krajiny, krajinné plánování, management krajiny, hodnocení krajiny, modelování vývoje a simulace tak zvaných krajinných scénářů (tab. 4.4.5.).

Shrneme-li výsledky průzkumu M. Antropa (2001), pak lze tvrdit, že diferenciaci přístupů ke krajinné ekologii (geosystémový versus ekosystémový) se odráží i v jeho publikovaných výsledcích a také ve finálním charakteru dvou krajinně ekologických časopisů. Landscape Ecology inklinuje spíše k ekosystémovému a bioekologickému pohledu na krajinu, kde publikují zejména severoameričtí autoři. Často se v článcích soustřeďují na strukturální aspekty krajiny (plošky, matrice, disturbance apod.), které jsou uchopovány ve větším měřítku (v kartografické terminologii). Landscape and Urban Planning má blíže ke geosystémovému pojetí. Tematicky působí vyváženěji. Rovnoměrnější je i zastoupení typů výzkumných institucí a zemí, odkud autoři článků pocházejí. Klíčové koncepty se vztahují k land use a land cover, procesům ovlivňujícím změny land use, historii krajiny, krajinnému plánování a managementu krajiny. Krajina vystupuje jako kulturní krajina, jako geosystém.

Podle výše uvedených statistických průzkumů vůdčí časopisy krajinné ekologie jsou povětšinou stále koncentrovány do západního světa a pojednávají více o přírodních, lesních a venkovských (zemědělských) krajinách, do kterých člověk příliš nezasahuje. Platí, že polovina článků jak v Landscape Ecology, tak v Landscape and Urban Planning jsou spíše ekologické než krajinně ekologické, uvádí Antrop (2001). Sociální, kulturní a ekonomické tlaky („pressures“) a hnací síly („driving forces“) jsou autory vnímány jen doplňkově a velmi marginálně. Ovšem, jak bylo řečeno v kapitole 4.2., celosvětový kongres IALE ve Wageningenu v roce 2007 ukázal jistý posun krajinné ekologie. Je proto otázkou, zda by podobný aktuální průzkum článků publikovaných v časopisech LUP a LE v posledních pěti letech tento posun odhalil taktéž, anebo zda vůbec podobné průzkumy dvou časopisů odrážejí skutečný stav krajinné ekologie jako vědy.

Invenční byl na tomto poli také jiný průzkum, který provedl Bastian a Steinhardt, et al. (2002), když se prostřednictvím dotazníkového šetření snažili zjistit prostorovou diferenciaci názorů na obecný charakter krajinné ekologie jako vědy. Jen 5 % respondentů (z 286 odborníků v krajinné ekologii, teoretické i aplikované, z celého světa), mělo problémy se zařazením krajinné ekologie v grafu, kde v ortogonální souřadnicové soustavě je na vertikální ose přechod od geografie k biologii (ekologii) a horizontální osa vyznačuje přechod od základní teoretické vědy („basic science“) k aplikované vědě („applied science“). Respondenti měli zaznamenat pozici krajinné ekologie (obr. 3.4.1.). 70 % respondentů podporovalo interdisciplinární přístup, 19 % by chtělo více os než jen biologii/ekologii a geografii. Zajímavé je, že jen 4 % respondentů z USA vyžaduje spolupráci s vědci ze sociálních věd. Pro srovnání na stejnou otázku souhlasně odpovědělo 25 % respondentů z Anglie a 35 % z Německa. Mnozí argumentovali spíše pro multidisciplinaritu než pro inter- nebo transdisciplinaritu. Překvapující bylo i to, že většina respondentů z USA považuje interdisciplinaritu za využívání GIS.

Obr. 4.4.1. Schéma zařazení krajinné ekologie jako vědy (upraveno podle Bastian, Steinhardt, et al. 2002).



4. 5. Transdisciplinarita v krajinné ekologii

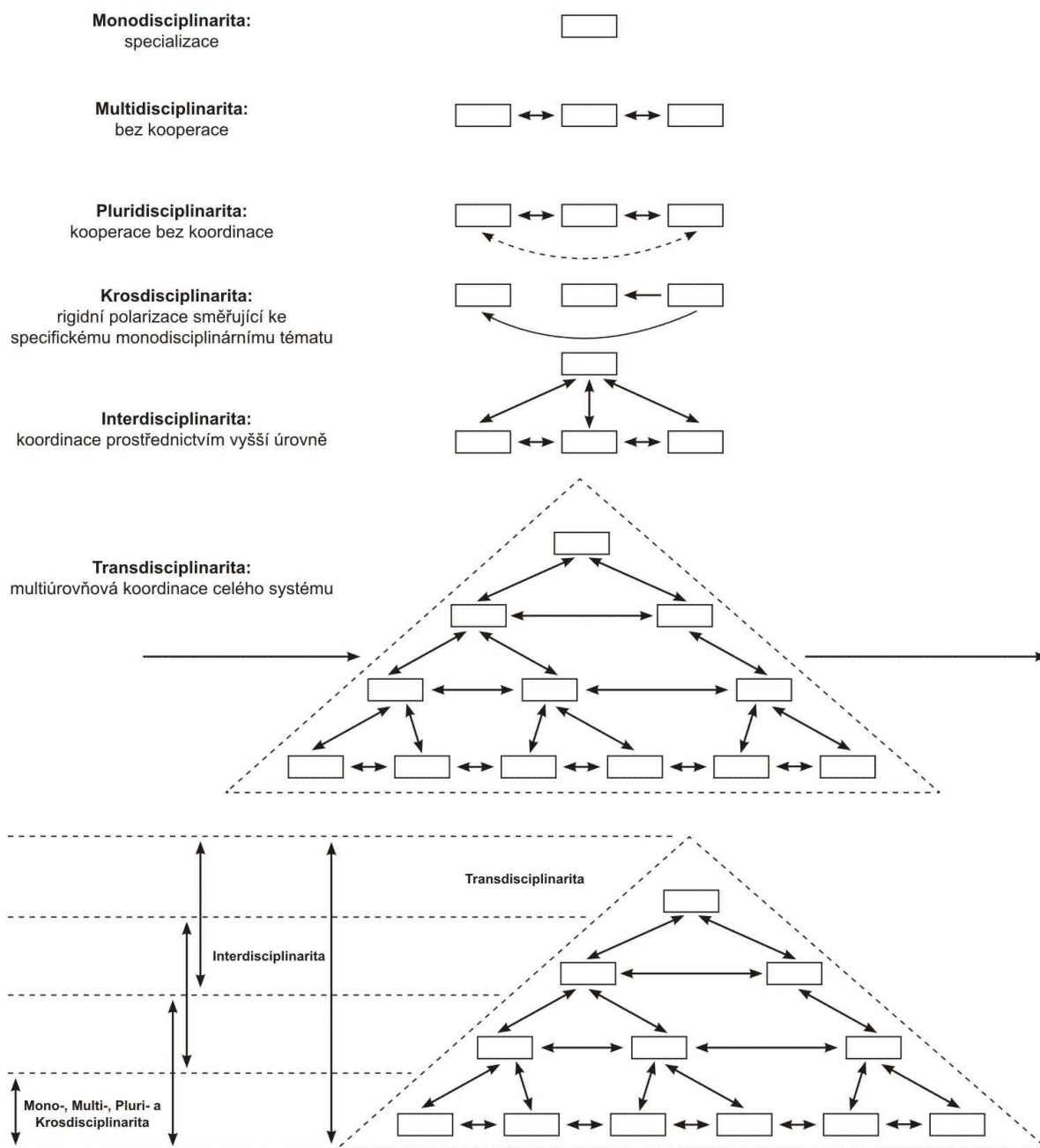
Jantsch (1970) rozlišuje obecně dva druhy přístupů: vědní (mono-, multi-, pluri-, krosdisciplinarita) a metavědní (inter-, trans- disciplinarita). Vědní přístupy (tzv. „disciplinary approach“) jsou založeny více méně na úsilí jednotlivých vědních disciplín. Metavědní přístupy spočívají v transcendenci disciplinárních hranic. Interdisciplinarita a transdisciplinarita se nemusí nutně dotýkat mnoha disciplín, ale spíše záleží na existenci mezioborové kooperace, stupni koordinace a organizace participujících disciplín (obr. 4.5.1.).

1. Monodisciplinarita – řešení zkoumaného problému jen z úhlu pohledu jedné vědy (analogie: muzikant hrající na jeden nástroj – postupně se stává odborníkem na daný nástroj). V krajinné ekologii jsou ryze ekologické či biologické studie poměrně časté. V centru zájmu stojí jeden specifický cíl, badatel hledá odpověď na specifickou otázku jdoucí do hloubky v dílčím (disciplinárním) aspektu krajiny. Každá disciplína používá vlastní terminologii, nástroje, metody, postupy, koncepty a teorie.
2. Multidisciplinarita – přístupy zahrnují různé disciplíny, které pracují simultánně na tom samém předmětu výzkumu bez vytváření jasných organizačních či kooperačních vazeb mezi sebou (analogie: různí muzikanti hrají různé skladby na různé nástroje v různých místnostech a z různých důvodů). I multidisciplinarita prostupuje krajinné ekologické výzkumy. Široce rozšířený výzkumný proces probíhá jako paralelní oborové výzkumné úsilí bez integrace. Dílčí záměry se vzájemně významně neovlivňují. Disciplinární interakce v multidisciplinaritě se odlišují stupňovitě od čisté juxtapozice disciplín až k setření disciplinárních hranic. Každý však používá své vlastní metody, teorie, nástroje i svou vlastní terminologii.
3. Pluridisciplinarita – účelně vybraná skupina disciplín, organizačně na té samé hierarchické úrovni, bez koordinace, ale se vzájemnou kooperací; vztahy, vazby a výměny výsledků mezi obory existují, avšak nejsou směřovány k jednomu cíli (analogie: několik muzikantů hraje na různé nástroje v různých místnostech různé hudby, ovšem odborníci na jednotlivé typy nástrojů si vyměňují dojmy z jednotlivých poslechů, mohou se ve hře na svůj nástroj zlepšovat, ale stále nejsou trénováni na hru jedné hudby spolu s ostatními). V krajinné ekologii obory často spolupracují, avšak zatím bez společného cíle a záměru, bez koordinace.
4. Krosdisciplinarita – poznatky z jedné disciplíny jsou přenášeny do jiných disciplín na stejné organizační úrovni (analogie: několik muzikantů hraje na různé nástroje

v odlišných místnostech stejnou hudbu od jednoho autora, který ji původně zkomponoval pro jeden nástroj). V krajinné ekologii se široce rozšířila, avšak většinou tak není nazývána a často bývá zaměňována s interdisciplinariitou. Pokud spolupráce disciplín postrádá společné, jednotné cíle, záměry a koordinaci za účelem jejich dosažení, pak jde o krosdisciplinární přístup.

5. Interdisciplinarita – skupina oborů na dvou úrovních, kde vyšší je koordinační a nižší se přizpůsobuje ve svém výzkumu, v metodách, koncepcích a záměrech té vyšší (analogie: různí muzikanti hrají různé party stejné skladby na stejný druh nástrojů – např. na smyčce – ve stejné místnosti). V krajinné ekologii, se vyskytuje stále jen zřídka. Vede k překračování hranic mezi jednotlivými disciplínami. Dílčí disciplinární vědění vytváří společné poznání a teorie. Integrace disciplinárního vědění směrem ke společnému cíli charakterizuje interdisciplinární projekty. Z hlediska spolupráce jednotlivých vědních disciplín M. Antrop (2005) a Moss (2000) navíc definují: 1) „unidirectional“ interdisciplinaritu, přístup, kde organizací a koordinací vědeckého výzkumu společných témat byla zatížena jedna dominantní disciplína, 2) „goal-oriented“ interdisciplinaritu, přístup, kde organizací a koordinací byla vždy, podle povahy problému, pověřena ta věda, která k němu má nejbližší (viz kapitola 4.3.).
6. Transdisciplinarita – multiúrovňový systém s více záměry vyžaduje koordinaci všech disciplín a subdisciplín podílejících se na výzkumu. Transdisciplinarita koordinuje nejen vědní oblast, ale i vzdělávání a požadavky společnosti (praxe) do jednoho systému. Oproti interdisciplinárnímu přístupu fungují interakce mezi vědou a vzděláváním na jedné straně a společností a jejími proměnami na straně druhé (analogie: orchestr muzikantů s různými nástroji hraje symfonii – koordinace i kooperace, různost a shoda). V krajinné ekologii se vyskytuje jen výjimečně. Předpokládá povznesení se nad oborové terminologické otázky. Je však široce vyžadována a diskutována. Krajinná ekologie se následně může vystavit nebezpečí rozpadu do dílčích subdisciplín, „-ismů“ (Bastian, Steinhardt, et al. 2002). Transdisciplinární krajinně ekologický výzkum zahrnuje nejen akademické badatele z odlišných disciplín, ale i neakademické pracovníky, územní plánovače, managery, zájmové skupiny, nevládní organizace, investory a širokou veřejnost za účelem výzkumu otázek dotýkajících se všech zúčastněných. V transdisciplinaritě dosahuje výzkum maximálního stupně koordinace.

4.5.1. Schéma vědních a metavědních přístupů s rostoucí kooperací a koordinací (podle Jantsche, 1970).



Problémy a limity realizace interdisciplinárního či transdisciplinárního přístupu tkví v individuální oborové terminologii, ve zvyklostech používat vlastní metody a postupy, v ukotvení se v oborové tradici a kořenech (Musacchio et al., 2005). Propojování přírodovědných a společenskovedních (humánních) přístupů také brání současná dominance socioekonomického „žargonu“ v mnoha odvětvích politiky a veřejného života (obecně v praxi). Fry (2001) jednoduše shrnuje, že na jedné straně trpí společenské vědy fobií z kvantifikace a na druhé straně zase přírodní vědy slepě věří v počty a čísla.

V projektu INTELS Tress, et al (2004, 2005) zkoumali po celé Evropě (disciplinární, multidisciplinární, interdisciplinární a transdisciplinární) zaměření krajinně ekologických studií velkých měřítek. Projekt vycházel ze statistického průzkumu, do kterého se zapojilo 232 krajinných ekologů z 28 zemí světa. 81 % respondentů zmínilo, že při řešení svého výzkumného projektu diskutovali pojetí interdisciplinarit a transdisciplinarit. Absenci

jednotného chápání těchto konceptů považovali za druhou největší (z 12 možných) bariéru k integraci (kooperaci a koordinaci) disciplín. Nejvíce, 42 % respondentů označilo za velmi silnou bariéru k dosažení vyšší míry transdisciplinarity krajinně ekologických výzkumů chybějící společnou terminologii.

Transdisciplinární krajinná ekologie vyžaduje integraci všech složek geosféry, včetně biosféry a lidmi vytvořených prvků tvořících noosféru a technosféru (či antroposféru). Ovšem takový holistický výzkum krajiny nemůže být ani z pera geografů, ani ekologů. Vyžaduje to přístup, který přemostí tradiční vědecké pohledy. To je možná to, čemu dnes můžeme říkat „globalizace vědních disciplín“, neboli zmenšování pomyslných distancí mezi vědními (disciplinárními) teoriemi a tím spíše aplikacemi. V krajinné ekologii, kde je aplikační potenciál velmi silný (dá se říci, že je motivem), se tato „globalizace“ promítá velmi markantně. Ovšem zmíněná situace není pro krajinnou ekologii unikátní. Podobné zkušenosti získala i např. environmentalistika (environmental science), medicína, umění apod. Wu (2006) a Hobbs (1999) identifikovali problém inter- a trans- disciplinarity jako jedno z šesti klíčových témat v krajinné ekologii. V případě krajinně ekologických zkoumání se tradiční rozdělení humánních a přírodních disciplín jeví jako do budoucna neudržitelné (Naveh, 1998a). Transdisciplinární výzkum však vyžaduje zapojení nejen odborníků z různých disciplín, ale i z mnohých skupin veřejnosti, kterých se řešené výzkumné krajinně ekologické úkoly dotýkají a které reprezentují různé zájmy společnosti. Transdisciplinární výzkum je jistě obtížnější, vyžaduje více prostředků a je také časově náročnější. Za tuto cenu se však stává službou společnosti s nabídkou výsledků výzkumu uplatnitelných v praxi. Krajinně ekologický výzkum se tak stává užitečný a použitelný.

Niels Bohr tvrdil, že komplementarita je všeobecným principem vědeckého výzkumu. Objevuje se v teoretických základech jak geografie, tak i ekologie (Wu, 2006). „Perspektivy krajinné ekologie jsou plné slibů po realizaci integrace různých vědních disciplín“ (Farina, 1998). Budoucnost ovšem závisí na přístupu, který půjde za interdisciplinarity, k transdisciplinarity. Spojení se s dalšími odborníky z relevantních vědeckých disciplín představuje pro krajinné ekology jednu z velkých výzev. Naveh (2003) v tomto smyslu apeluje, aby krajinní ekologové byli připraveni poprat se s touto výzvou a aby byli oddanými hybateli v takovém úsilí. Většina krajinně ekologických prací totiž prozatím končí, pokud vůbec, u interdisciplinarity založené na transferu metod z jedné disciplíny do druhé. Transdisciplinarity však představuje poznání a zkoumání komplexu problémů existujících za jednotlivými disciplínami, bez ohledu na hranice mezi nimi. Předpona „trans-“ upozorňuje na přemostění, na vyšší míru integrace různých vědních disciplín (ať už humánních či přírodních). Pouze s vědomím tohoto kategorického imperativu lze zkoumat krajinu holisticky (Tress, Tress, 2000). Jeho uskutečňováním se blížíme k vyšší míře propustnosti hranic mezi vědními disciplínami, či dokonce k jejich stírání – k postdisciplinarity, jak takový stav označuje Hynek (2004).

Horizontální prostorová struktura krajiny

Demek (1999a) a Leser (1997) pokládají za společné rysy různých pojetí krajiny to, že se jedná o: 1) reálně existující část zemského povrchu, která zahrnuje 2) jak přírodní, tak antropogenní složky, 3) vystupuje jako tří dimenzionální celek, 4) mající hranice, 5) vnitřní strukturu a 6) chování. Krajina jako holistický systém se skládá z krajinných prvků a složek. Terminologie základních krajinných jednotek (viz kapitola 3.4.) se liší v závislosti na historii a oborové tradici krajinné ekologie v dané zemi či příslušné krajinně ekologické škole (Zonneveld, 1995). Prvek je dále nedělitelná část krajiny, tzv. kvazihomogenní jednotka. Při dostatečně velkém měřítku se totiž projeví jeho heterogenita. Krajinná složka se sestává z více prvků, přičemž na prvky i na složky lze nahlížet jako na součásti biotického, abiotického, hybridního či socioekonomického geokomplexu (Demek, 1999b, Miklós, Izakovičová, 1997). Prvky a složky se nacházejí v relativně stálých vazbách, a vytvářejí tak určitý hierarchický pořádek, strukturu. Struktura označuje podstatnou vlastnost všech krajiny. Struktura krajiny není stálá a prodělává změny v závislosti na proměnách vstupů a výstupů energie, hmoty a informací. Rozlišuje se proto krajinná struktura prostorová a časová. Časová struktura krajiny indikuje proměnlivost struktury krajiny během různě dlouhých časových období. V krajině mohou nastávat opakující se, rytmické stavy struktury (Demek, 1999c).

Podle Miklós, Izakovičová (1997) specifické vlastnosti (zejména však charakter a geneze) krajinných prvků a složek vytváří tři typy krajinných struktur: 1) primární krajinnou strukturu představuje soubor původních biotických a abiotických složek krajinné sféry, které tvoří trvalý materiální základ pro ostatní struktury. Podle fyzických vlastností Miklós et al. (1999) vymezují pevnou fázi (horninový podklad, půdy), tekutou fázi, plynnou fázi a fázové rozhraní (relief). Do primární struktury se řadí i potenciální vegetace, kterou v současnosti nahradila reálná vegetace. V rámci vertikální (odvětvové) prostorové struktury krajiny sledujeme vlastnosti a charakter výseků jednotlivých fyzickogeografických sfér na určitém území (tzv. topologické vztahy). Horizontální prostorovou strukturu tvoří prvky a složky krajiny na jejím povrchu (plošky, koridory, matrice, sítě). 2) Sekundární krajinnou strukturu tvoří soubor hmotných prvků (antroposféry), které člověk ovlivnil, částečně nebo úplně pozměnil, či vytvořil zcela nové, umělé prvky (Ružička, Ružičková, Žigrai, 1978). Prvky sekundární krajinné struktury v sobě zahrnují určitý historický, ekonomický, sociální a kulturní potenciál (Žigrai, 2003a). Analogicky jako v primární struktuře krajiny lze v rámci sekundární struktury krajiny vyčlenit prostorovou strukturu vertikální a horizontální (Demek, 1999c). 3) Terciární struktura krajiny se sestává z nehmotných prvků a jevů (noosféry), plynoucích z krajinně ekologicky relevantních zájmů a nároků jednotlivých odvětví na krajinu, které se váží na prvky primární (např. ochranná pásma, chráněné plochy, legislativní určení využití – bažantnice, rybí oblast) nebo sekundární krajinné struktury (např. průmyslové, dopravní, hospodářské, kulturně-historické limity, ochranné, bezpečnostní a hygienické zóny) a mají zároveň prostorový charakter.

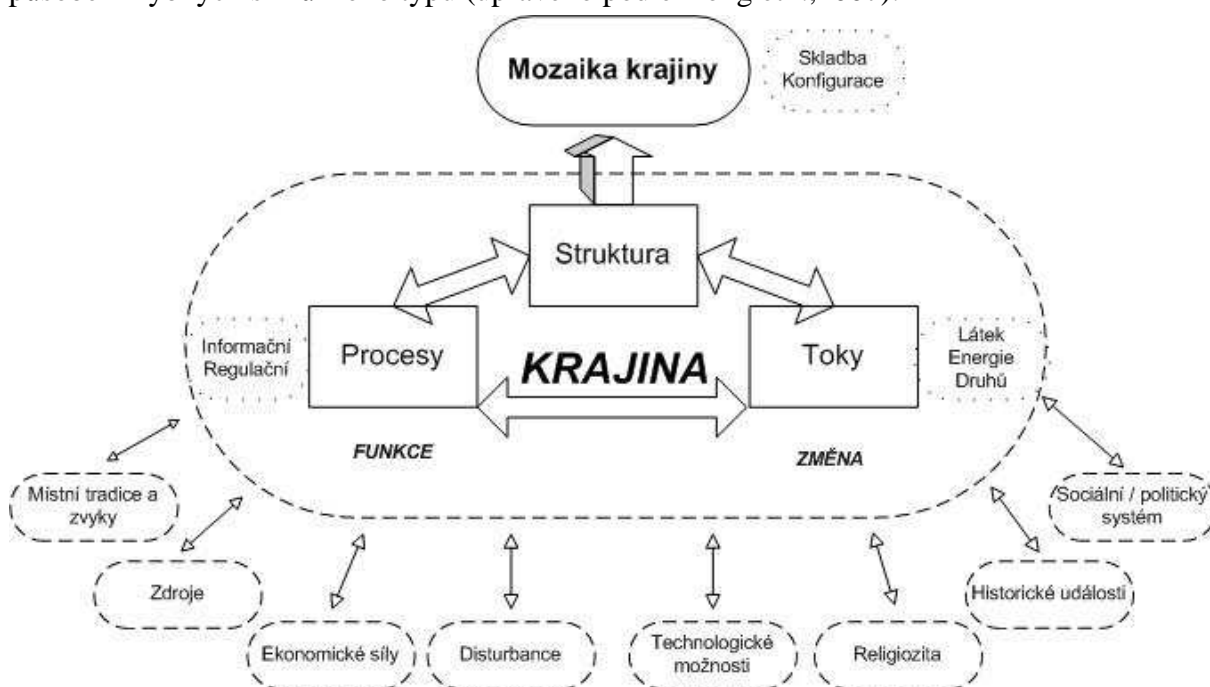
Forman, Godron (1993) pokládají za tři základní aspekty krajiny: 1) strukturu krajiny, kterou vyjadřují zastoupené ekosystémy (jejich prostorové vztahy, tvar, velikost, uspořádání, spjitost a kvalita); 2) funkci (fungování) krajiny, interakce mezi prostorovými složkami, tj. toky energie, látek a druhů mezi jednotlivými jejími částmi; 3) dynamiku (změny) struktury a funkce krajinné mozaiky v čase. Strukturu krajiny definuje Zonneveld (1995) jako to, co z krajiny vidí oči ptáka ve směru kolmém nebo šikmém k povrchu Země. Krajiny fungují jako

otevřené systémy (vertikálně i horizontálně) propojené toky energií, materiálů, informací a organismů. Krajiny se mění, v dlouhodobém časovém horizontu se vyvíjí. Podle Formana (2003) struktura krajiny, kterou určuje charakter v krajině probíhajících procesů, rozložení energie, látek a druhů ve vztahu k tvarům, velikostem, počtům, způsobům a k uspořádání krajinných prvků a složek, má rozhodující vliv na funkční vlastnosti a dynamiku změn krajiny (obr. 5.1.). Mění průběh toků a procesů v krajině. Ovlivňuje průchodnost a obytnost krajiny. Skladba a rozmístění krajinných prvků, jejich velikost a tvar spoluurčuje také průběh a charakter přírodních disturbancí.

Angloamerický přístup ke krajinné struktuře vychází z tzv. „patch-corridor-matrix“ paradigmatu. Strukturu krajiny (podle výše zmíněného vymezení horizontální prostorovou (sekundární) strukturu (kulturní) krajiny) tak tvoří tři hlavní skladebné prvky: plošky, koridory a matrice (Forman, Godron, 1993). Na rozdíl od angloamerického ekosystémového přístupu ke krajině, kladoucího důraz na kvantifikaci vlastností těchto skladebných prvků krajiny, slovenská krajinně ekologická škola akcentuje genetický a hodnotící aspekt.

Vzhledem k cíli práce, kterým je hodnocení horizontální prostorové struktury krajiny s důrazem na posouzení antropogenního tlaku na ni, a vzhledem k metodickým nástrojům, které se aplikují dále – FRAGSTATS, analýza vývoje land use a hodnocení environmentálního stresu – nelze se teoreticky neseznámit se základními termíny, které budou dále používány. V případě softwarového produktu FRAGSTATS budeme hodnotit: skladbu (velikostní, tvarové a další parametry) a rozmístění hlavních stavebních prvků horizontální prostorové struktury krajiny, včetně celkového prostorového vzoru, který vytvářejí. V následujících kapitolách proto definujeme plošky, koridory, matrice a patern spolu s jejich vlastnostmi (heterogenitou, fragmentací, mozaikovitostí, porézností, kontrastem a zrnitostí) a vzájemnými souvislostmi mezi nimi. K diagnóze environmentální kvality skladebných prvků horizontální prostorové sekundární struktury krajiny využijeme v Česku široce rozšířenou, mnohdy diskutovanou, analýzu vývoje land use, „stavebních kamenů“ horizontální prostorové sekundární struktury krajiny.

Obr. 5.1. Schéma krajiny mající charakteristickou mozaiku (skladbu a konfiguraci prvků), která vzniká vzájemným interagováním struktury, procesů a toků (změnami) v čase, za působení hybných sil různého typu (upraveno podle Hong et l.,2007).



5. 1. Plošky

Forman, Godron (1993) i Turner, Gardner, O'Neil (2001) považují plošky za plošnou část povrchu, která se vzhledem nápadně odlišuje od okolí (např. louka, rybník, lesík, remíz, ovocný sad, skalní výchoz, vesnice apod.). Tvar a velikost plošek, jejich prostorové rozmístění, vzdálenost a kontrast mezi nimi, jejich dynamika a původ, stejně tak i charakteristiky okrajů či vnitřků plošek mají velký vliv na mnoho procesů (např. biogeochemické cykly, utváření půd, migraci a chování živočichů, rozšíření rostlin či oběh živin) (Farina, 2000). Forman (2003) na příkladu přechodu mezi lesní a polní enklávou objasňuje terminologický rozdíl mezi pojmy hranice a okraj plošky. Každou ze sousedících dvou plošek, resp. jejich vnitřní prostředí (polní a lesní), obklopují pásy okrajů („edges“), které jsou uvnitř rozděleny na dva užší přechodové pásy lesního a polního okraje (s převládajícími druhy daného společenstva), jež jsou mezi sebou odděleny hranicí plošek („boundaries“).

Pokud jde o velikost plošky, pokládá Forman (2003) dvě otázky: Vyhovuje z ekologického hlediska více velká, nebo malá ploška („a large or a small?“ - LOS)? A obdobně, je lepší jedna velká, nebo více malých plošek („a single large or several small?“ - SLOSS)? Někteří krajinní ekologové akcentují význam rozsáhlého stanoviště pro vybrané (územně náročné) druhy vnitřku plošky (vyskytující se pouze nebo většinou mimo okrajové části plošek, tzv. „interior species“). Vyzdvihují tak roli vnitřního prostředí, a tudíž podporují hypotézu malého počtu velkých plošek. Oproti tomu ti, kteří sledují význam ekologicky hodnotných území v kontextu s jejich pozitivním vlivem na okolní krajinu, upřednostňují roli tzv. okrajového efektu (tj. vyšší bohatost okrajových druhů žijících výhradně nebo převážně v prostoru okraje plošek, tzv. „edge species“) (Sklenička, 2003). Druhou hypotézu, jak tvrdí Forman (2003), podporují experimenty s rostlinnými druhy v narušených ploškách luk. Seznam výhod malých a velkých plošek pro krajinu, který Forman (2003) zmiňuje, na jedné straně prioritizuje druhy okrajů, druhy s malými habitaty, poskytnutí úniku či úkrytu před predátory, redukci eroze a na druhé straně upřednostňuje druhy vnitřku, ochranu proti extinkci druhů při narušení či zdroj druhů šířících se matricí.

Z hlediska tvaru vyčleňují Forman, Godron (1993) plošky: izodiametrické, s vysokým podílem vnitřního prostředí (čtvercové, kruhové), protáhlé, s menším vnitřním prostředím a s vysokým podílem okrajového pásu, úzké, bez vnitřního prostředí, prstencové, (např. břeh rybníka) a poloostrovní. I tvar patří k charakteristikám plošek majícím vliv na povahu procesů, toků v krajině, na biodiverzitu či prostupnost krajiny. Variabilita tvarů plošek roste s variabilitou reliéfu. Nejnížší různorodost tvarů se vyskytuje v rovinných oblastech, nejvyšší naopak ve svažitých. Kompaktní, izodiametrické tvary lze nejčastěji nalézt v rovinných, protažených a úzkých pak v členitých územích. Intenzivní lidská činnost podle Formana (2003) koreluje s nejmenším protažením, křivolakostí, složitostí a variabilitou tvarů plošek. Přírodní oblasti jsou většinou středně křivolaké, středně protažené a středně variabilní. Tvar hranic přírodních a antropogenních se zároveň liší křivolakostí. Člověk tvoří zejména přímé, geometrické hranice. Přírodní hranice sledují hlavní přírodní faktory (topografii, geologické, klimatické a hydrologické parametry), které predestinují jejich zakřivení. Najdou se výjimky přímých přírodních linií sledujících např. geologické zlomy. Tvar plošky má význam také z hlediska poměru vnitřního prostředí k okrajové části. Kruhový tvar představuje výhodu ve velké vnitřní oblasti, umožňující bohatost druhů vnitřku s početnými populacemi. Nevýhodu přináší ve slabém kontaktu se sousedními ploškami či s matricí. Složitý hvězdicovitý tvar je na druhou stranu výhodný v intenzivním kontaktu se sousedními ploškami, s matricí, která jej obklopuje, a v poskytnutí prostředí pro druhy okrajů.

Pokud se okraj chápe jako jeden ze základních prvků krajinné struktury, který odráží sílu interakcí mezi sousedními ekologickými společenstvy, používá se termín ekoton

(„ecotone“). Nejčastěji se hovoří o ekotonech jako přechodné zóně mezi lesním/polním, lesním/lučním či vodním/lučním společenstvem. Mohou být přirovnávány k buněčným membránám fungujícím jako filtry a aktivní i pasivní transportní prostor. Avšak Farina (1998) je do určité míry označuje za subjektivní pojmy, neboť pro některé druhy se daný krajinný prvek jeví jako ekoton, pro jiné ovšem nikoliv, v závislosti na prostorovém měřítku našeho pohledu (tzv. „species specific“ a „scale dependence“). Horizontální ekotony určuje prostorové rozmístění plošek v přibližně stejné nadmořské výšce. Vertikální ekotony jsou založené na střídání vegetačních pásů (vertikální stupňovitosti) v souvislosti se změnou nadmořské výšky a následně dalších fyzickogeografických parametrů.

Často se na ekotony, tzv. zóny napětí, kde se setkávají sousední společenstva, váže nadprůměrný počet druhů, vyšší než v sousedních společenstvech, tzn., již výše zmíněný, okrajový efekt. Zároveň je v okraji vyšší bioprodukce než uvnitř zbytkové plošky a to z důvodu většího oslunění a menší konkurence rostlinných druhů. Matlack (1993) a Lidicker (1999) prokázali, že z tohoto důvodu lze v mnoha případech predestinovat druhovou diverzitu krajiny podle hustoty ekotonů v území.

Ekotony představují specifický ekosystém, refugium, zdroj kolonizujících druhů, koridor, nárazníkovou zónu („buffer zone“) s půdoochrannou, hydrologickou, mikroklimatickou, stabilizující, produkční, kulturní, rekreační a estetickou funkcí (Sklenička, 2003). Tyto tranzitní oblasti mezi dvěma sousedními společenstvy navíc redukuje rychlost větru, modifikují teplotu a vlhkost půdy v blízkém okolí, mají vliv na kvalitu ovzduší a poskytují též predátorům vhodné prostředí pro lov. Mezi rozhodující vlastnosti ekotonů patří: šířka, délka, zakřivení, vertikální struktura (vegetační patra). Přímé okraje se chovají jako filtr nebo bariéra, pokud jde o pohyb skrze ně. Naopak zakřivenost okrajů umožňuje jejich vyšší prostupnost. Zcela obráceně to platí pro pohyb podél hranic. Rovné okraje jej podporují více (Forman, 2003). Ekotony hrají významnou roli nejen pro pohyb druhů, ale také pro pohyb energie a materiálu, který se přenáší jinými druhy. Pokud je kontrast mezi sousedními společenstvy velký, anebo pokud okraj není dost široký, pak se hranice mezi nimi stává pro některé druhy nepřekonatelnou bariérou. Obecně tak lze doporučit, vzhledem ke zvýšení prostupnosti, ke snížení kontrastu, bariérového efektu a k zvýšení možnosti útočiště pro větší počet druhů okrajů, aby byly ekotony tak široké, jak jen je to v daném případě možné. Délka ekotonů vesměs přímo úměrně koreluje s krajinnou heterogenitou.

Plošky bývají formované různými činiteli (větrem, vodou, šířením rostlin, pohybem živočichů či lidskou činností). Za klíčovou příčinu jejich vzniku lze nejčastěji určit disturbance, diverzitu podmínek prostředí či činnost člověka. Původ plošek, jehož identifikace není někdy jednoznačná, s sebou nese další implikace, např. na rychlost změn v krajině. Forman, Godron (1993) a Forman (2003) klasifikují plošky na:

- Disturbanční plošky vzniklé narušením (např. požárem, těžbou, vymýcením lesa apod.), ve kterých dochází po disturbanci k výrazné dynamice druhů: zpravidla nejprve některé druhy lokálně vymizí (extinkce), následně nastane změna ve velikosti zbývajících populací, motivovaná snahou druhů o vyrovnání počáteční ztráty, přičemž v průběhu mohou do oblasti migrovat nepůvodní druhy. Některé plošky mohou být narušované chronicky (periodicky se opakujícími či trvale působícími disturbančními vlivy – pastva, znečištěné ovzduší, apod.).
- Zbytkové plošky vznikly kvůli rozsáhlým rušivým vlivům, které neznamenaly odstranění celé původní krajinné plošky, nýbrž ponechaly její zbytky (izolované lesíky, zbytky travních porostů) ležící v sousedství s narušenými ploškami.
- Regenerující se plošky se nacházejí v narušovaných oblastech, kde rušivý vliv přestane působit.

- Zdrojové plošky jsou vázány na relativně trvalý specifický zdroj v krajině (např. skalní výchoz, mokřad, krasové jezírko,...).
- Introdukované (zavlečené) plošky spojují svůj původ s antropogenním narušením (např. obdělávané či zastavěné plochy).
- Efemerní plošky jsou podmíněné krátkodobými změnami (zaplavená pole či louky), kde se dočasně rozšíří přechodné seskupení druhů.

5. 2. Koridory

Koridory Forman (2003) definuje jako výrazně protáhlé pásy se specifickými funkcemi a odlišující se od okolí. Bastian, et al (2002) považuje koridory za prostorová spojení mezi krajinnými prvky, která jsou funkčně důležitá, pro výměnu druhů a realizaci toků látek, energií a informací. Turner, Gardner, O'Neil (2001) i Farina (1998) pokládají koridor za relativně úzký pruh habitatu na obou stranách obklopený habitaty jiného typu, který může být dán topografií, hydrologicky či antropogenně. Farina (2000) dále poukazuje na skutečnost, že na koridory lze nahlížet ze dvou různých úhlů pohledu: 1) s akcentem na vytvoření prostředí pro specifické druhy organismů, 2) s těžištěm pohledu ležícím mezi koridorem a okolními krajinnými prvky, tj. ve středu zájmu stojí nikoli území vlastního koridoru, nýbrž sousedící enklávy či matrice a přítomné důsledky existence koridoru.

Podle způsobu vzniku dělí Forman, Godron (1993) koridory stejným způsobem jako enklávy na: koridory vzniklé narušením, disturbanční (energetické rozvody, komunikace), zbytkové koridory (ponechané pruhy stromů), zdrojové koridory (podél vodních toků), introdukované koridory (ochranné pásy kolem komunikací), regenerující koridory (živé ploty). Zvláštní postavení zastávají biotické koridory (větrolamy, živé ploty, zelené pásy), které mají také protierozní efekt a implikují mnohé mikroklimatické změny (např. v blízkém okolí redukci rychlosti větru, nárůst denní a pokles noční teploty vzduchu, působí jako protihluková bariéra, filtr pachů, v okolí způsobují nárůst relativní vlhkosti). Podle tvaru se rozlišují koridory liniové (silnice, meze, živé ploty, meliorační kanály, hranice pozemků, pěšiny), pásové (široké pruhy pro vedení vysokého napětí, komunikace, lesní pásy) a proudové (podél vodních toků).

Kromě výše zmíněných vlivů spočívá podle Formana (2003) funkce koridorů zejména: v propojení krajinných enkláv, v umožnění a usměrnění pohybu ekologických objektů v krajině, naopak ve vytvoření bariéry zabraňující, případně filtrující pohyb, v poskytnutí stanoviště, útočiště, případně i trvalých existenčních podmínek, v působení na okolní matrici a enklávy. Nezanedbatelný význam mají koridory v lesnictví či zemědělství jako větrolamy s produkční funkcí dřeva, s ochrannou funkcí proti desertifikaci a půdní erozi. Vzhledem k hydrologickému režimu nelze opominout retardační a retenční funkce lesních koridorů, které vedou ke zmírnění důsledků povodní a ke zpomalení odtoku vody z krajiny. Estetická a rekreační funkce souvisí např. i s out-doorovými adrenalinovými sporty, horskou turistikou, horolezectvím, cyklistikou, běžeckým či sjezdovým lyžováním.

S ohledem na funkčnost se sledují zejména původ či typ, křivolakost, délka, šířka, spojitost, přerušení, zúžení koridorů. Mnohé z těchto parametrů jsou implementovány v územním systému ekologické stability (Löv et al., 1995). Například se prokázalo, že živé ploty širší než 12 m mají v průměru dvakrát tolik lesních bylin než užší ploty. Proto lesní koridory užší než 12 m slouží jako liniové koridory a širší jako pásové koridory (Buček, 2002, Buček, Lacina, 1993, Buček, Lacina, Míchal, 1996). Koridory se v krajině spojují a vytvářejí propojené soustavy, síť („flow-web“, „greenways nets“). Mezi hlavní charakteristiky sítí patří: typ spojení, uzly, mezery a hustota sítě (velikosti „ok“, enkláv). Velikost oka sítě je důležitá ve vztahu k akčnímu rádiu jednotlivých druhů (např. los se vyhýbá blízkosti cest a

limitní hustota sítě dosahuje hodnoty 25 km / km²). Sítě mají mimořádný význam pro fungování krajiny, pro toky energie a materiálu a genetickou výměnu informací (Forman, 2003).

Sklenička (2003) upřesňuje, že koridory mohou krajinu jak propojovat, tak na druhé straně ji mohou také rozdělovat, neboli fragmentovat. Spojitost či propojenost („connectivity, connectedness“), tj. stupeň fyzického (strukturního) a funkčního propojení, spojení krajinných prvků takovým způsobem, že se mezi nimi mohou pohybovat druhy, může být mapována a kvantifikována. Jinými slovy Farina (1998) definuje spojitost jako vlastnost sítí a koridorů, pomocí které jsou subpopulace druhů propojeny do funkčních demografických jednotek. Ovšem konektivita představuje umožnění pohybu nejen organismům, ale i energii, vodě a materiálu. Fragmentace naopak představuje proces či vlastnost redukcující, narušující konektivitu, a způsobuje tak izolaci populací a zabraňuje tokům (With, 2003). I pro koridory, jak ukazují Löw et al. (1995), Míchal (1993) a Forman (2003), platí závislost na „scale“, neboť musí se brát v úvahu specifické migrační schopnosti a potřeby různých druhů organismů. Pro některé druhy daný koridor je koridorem, pro jiné není. Pro některé např. nedostačuje šířka či někteří nepřekonají daná přerušování nebo zúžení.

5. 3. Matrice

Za krajinnou matici (matrix) označují Forman, Godron (1993) plošně převládající, nejvíce zastoupený a zároveň prostorově nejpropojenější (nejspojitější) typ krajinné enklávy, který hraje dominantní roli ve fungování krajiny. Jinými slovy matrix vytváří pozadí v krajině, charakterizované vysokým podílem jednoho typu enklávy, vysokou konektivitou a významným vlivem na průběh toků v krajině. Pozorovatel procházející se krajinou, enklávami a koridory, dokáže jen nesnadno matrix identifikovat. Hledání mu velmi usnadní „opuštění“ krajiny, pohled z „ptačí perspektivy“, letecký snímek oblasti. Někdy bývá matrix zjednodušeně pokládán za homogenní, ovšem i v této skladebné části horizontální struktury krajiny můžeme rozlišit diferencované plochy a elementy (např. v lesní matici různé věkové stupně lesa, různé druhové složení). Relativní plošné zastoupení jednoho typu krajinné enklávy (pole, les, vodní plochy apod.) je prvním, snadno zjistitelným kritériem k určení matrice. Pokud jeden typ enklávy převládá nad ostatními, můžeme jej prohlásit za matici a lze odhadovat, že druhy organismů, které dominují v matici, převládají i v celé krajině. Matrice se zároveň vyznačují vyšší spojitostí než ostatní typy krajinných enkláv. V případě, že použití prvních dvou kritérií nerozhodlo o jednoznačném určení matrice, používá se třetí kritérium, vliv na dynamiku krajiny. Matrice rozhodujícím způsobem ovlivňuje dynamiku krajiny a mohou být také zdrojem rekolonizace rostlinných druhů či klíčových druhů predátorů (Forman, 2003).

Existují krajiny, ve kterých nelze matrix identifikovat. Určení matrice závisí na „scale“, neboť z hlediska času i matrice podléhá změnám a vývoji a z hlediska prostorového měřítka může být maticí les rozčleněný cestami, mýtinami a disturbančními enklávami, ovšem v menším měřítku je týž les zasazen do zemědělské krajiny s maticí ornou půdou a je uvnitř ní zbytkovou enklávou (Turner, Gardner, O'Neil, 2001). V mozaikovitě kulturní krajině s převládajícím zastoupením antropogenních ploch je krajinná matrice mnohem heterogennější a její určení obtížnější. Matici kulturní krajiny Česka tvoří podle Skleničky (2003) labilnější zemědělské ekosystémy, převážně orné půdy.

5. 4. Patern a jeho vlastnosti

V předchozích kapitolách byly popsány základní „stavební kameny“ horizontální struktury krajiny, plošky, koridory a matrice. V této části bude věnována pozornost mozaice (paternu či prostorovému vzoru), do něhož jsou poskládány. Sledujeme-li obraz celkové

krajinné struktury, způsob rozmístění krajinných prvků, z rozhledny umístěné na vyvýšeném místě reliéfu, z vyhlídkového letu v letadle, z dopravního letadla nebo na družicovém snímku pokaždé získáme jiný vjem krajiny. Obdobně platí, že každá krajina má jedinečnou a neopakovatelnou prostorovou strukturu (Forman, 1999). Paterny jsou prostorově, strukturně, kompozičně a časově heterogenní ve všech měřítcích. Vznikají díky energetickým vstupům do biosféry. Podle 2. zákona termodynamiky, kdyby zemský povrch byl uzavřený systém bez energetických vstupů a ztrát, stal by se amorfni, bez struktury (Bell, 1999).

Bell (1999) ve své monografii nalézá paterny všude, na všech úrovních, a všímá si jejich podobností. Paterny umožňují orientaci a lze díky nim i předvídat různé děje. Přičemž člověk není jen uživatelem a pozorovatelem paternů, ale také i jejich tvůrcem. Patern je evidentní na obrovské škále, od spirály DNA po spirálu galaxií ve vesmíru. Jak je možné, že spirála galaxie, její forma daná interakcemi gravitačních sil se podobá spirále hurikánů či spirále schránky plžů? Charakter formy vychází z charakteru funkce. Obdobně i Forman (2003) říká, že forma je diagramem sil. V krajině analogicky platí, že krajinný patern je diagramem procesů. Charakter paternu vychází z charakteru procesů, ale také naopak, charakter procesů ovlivňuje charakter paternu. Bell (1999) identifikuje základní druhy paternů: 1) spirály, které se vytvářejí růstem nebo deformací, když jedna část povrchu nebo objektu roste rychleji než jiná (turbulence, schránky plžů), 2) meandry (zákruty), které se podobají spirálám v několika klíčových attributech, ovšem spirály vznikají z růstu impulzů v jednom směru, u meandrů se směr periodicky mění (toky vody, energie, vrásky), 3) větve, jež vznikají tam, kde se rodí více linií z několika počátečních bodů, zatímco se dále pohybují náhodně, nebo řízeny charakterem substrátu a s ukloněním povrchu (větve, říční síť), 4) exploze, jejichž geneze vychází z jednoho centrálního bodu.

Rozmístění krajinných prvků není náhodné. Forman (2003) identifikuje poněkud odlišné typy prostorových paternů: 1) pravidelný (např. opakující se enklávy polí oddělené lesními koridory a cestami), 2) ve shlcích (např. mokřadní jezírka sporadicky lemovaná lesními enklávami), 3) lineární (např. zbytkové plošky lužních lesů podél řek, sídla podél pobřeží), 4) paralelní (např. silniční síť a obytné zóny na předměstích, paralelní údolí podél horského hřbetu) a 5) asociované (např. jeden ekosystém či enkláva váže svou existenci na jiný, což může být dáno např. jižní/severní svahovou expozicí nebo specifickým typem půd).

O celkovém charakteru prostorové struktury krajiny vypovídá řada charakteristik, které jsou mezi sebou různě kombinovány, a jsou tudíž na sobě do určité míry závislé (Weinstoerffer, Girardin, 2000). Za nejvýznamnější z nich pokládá Forman, Godron (1993) konfiguraci a skladbu plošek, heterogenitu a s ní související fragmentaci, kontrast, zrnitost a antropogenní vlivy. Krajinní ekologové s velkým zaujetím zkoumají charakter prostorového rozmístění krajinných prvků, zákonitosti, které k němu vedly, souvislosti mezi vlastnostmi struktury krajiny a procesy, které v ní probíhají. Metody schopné toto popsat a kvantifikovat jsou velice užitečné, neboť podle Turner, Gardner, O'Neil (2001) krajinná mozaika může mít silný pozitivní vliv např. na růst sklizně, kladný efekt na chov skotu, na redukci eroze, na biodiverzitu, na hydrologický režim oblasti, pohyby organismů a materiálu a přináší s sebou také estetický náboj. Zřejmě z toho důvodu, že lidská rasa vznikla v savanách Afriky, podvědomě preferujeme a jsme lépe adaptováni na semiotevřenou parkovou krajinu, obsahující mnoho skrytých míst kombinovaných s místy s dobrou viditelností (Bell, 1999, obdobně i Löw, Míchal, 2003).

5. 4. 1. Heterogenita

Turner, Gardner, O'Neil (2001) chápou heterogenitu jako kvalitativní charakteristiku krajinné mozaiky skládající se z odlišných krajinných prvků, tedy ze smíšených typů habitatů nebo tříd land use/land cover (viz kapitola 5.4.4.). Heterogenitu způsobují hranice, okraje a

kontrastní zóny. Explicitně a komplexně pokládá Mimra (1993) prostorovou heterogenitu (diverzitu, rozmanitost) krajiny za atribut krajinného systému, jehož míru lze objektivně vyjádřit (syntetickým) údajem o počtu, intenzitě a pestrosti vazeb mezi jeho složkami, které se navzájem liší zejména v typu, rozloze, tvaru, původu a v dalších charakteristikách. Farina (1998) nachází v heterogenitě a homogenitě krajiny dva odlišné způsoby nazírání na prostředí. Homogenita odkazuje na kvalitu sousedních plošek, podobnosti a společné znaky. V případě krajiny a jejich skladebných prvků zůstává homogenita teoretickým pojmem bez reálného naplnění. Každá krajina je už z definice heterogenní, složená z oddělených, na měřítku pohledu závislých plošek. I v těch nejmenších prostorových jednotkách (topy, tesery, facie či buňky) se skrývá heterogenita, prostorová členitost skladebných prvků (blíže kapitola 3.4.).

Termíny prostorová (vertikální a horizontální) a časová heterogenita používá Farina (1998) v obdobném smyslu jako Demek (1999b,c) analogicky k prostorové (vertikální a horizontální) a časové struktuře. V prostorové heterogenitě, jejíž charakter ovlivňuje průběh mnohých procesů v krajině (půdotvorné procesy, charakteristiky mikro a mezoklimatu, toky rostlinných i živočišných druhů, energetické a materiálové toky, oběh živin a další), se dále rozlišuje horizontální prostorová heterogenita představující nenáhodné horizontální rozložení enkláv a vertikální prostorová heterogenita reprezentující nenáhodné vertikální rozmístění rostlinných druhů, nerovnoměrné vertikální rozložení např. tříd land coveru (Farina, 1998, Bastian et al., 2002). Časová heterogenita znamená obdobu prostorové heterogenity, ale sleduje se jako variace nikoliv v prostoru, nýbrž v čase, jako časová variabilita podmínek a prvků krajiny (Bastian et al., 2002). Tropické oblasti charakterizuje nízká časová heterogenita, malá proměnlivost fyzickogeografických podmínek v čase. Funkční heterogenita odráží heterogenitu ekologických procesů a entit, tedy proměnlivost v rozmístění jednotlivců, druhů, populací a společenstev, variabilitu toků.

Pokud se soubor jednotlivých typů krajinných prvků podobá v celém sledovaném území, ať vybereme jakoukoli jeho část (např. oblasti suchých stepí či vinice ve Francii nebo zemědělskou krajinu s pravidelnou distribucí obcí, propojených sítí cest a s pravidelným výskytem remízů, hájů, luk a vodních ploch), pak mluvíme o mikroheterogenitě. Jestliže se soubor krajinných prvků v jednotlivých částech krajiny markantně odlišuje (např. krajinné prvky horských vrcholů, na svazích a v údolích), pak se hovoří o makroheterogenitě. Mimra (1993) diferencuje heterogenitu v užším slova smyslu tří rovin: 1) alfa heterogenita, tj. prostorová heterogenita konkrétního ekosystému, 2) beta heterogenita, tj. prostorová heterogenita krajinné mozaiky s krajinnými prvky lokální úrovně, 3) gama heterogenita, prostorová heterogenita krajinné mozaiky s prvky minimálně regionálního významu.

5. 4. 2. Fragmentace

Fragmentace obecně představuje transformaci území, kdy se jeden krajinný prvek dělí na dva nebo více menších prvků (Forman, 2003, Turner, Gardner, O'Neill, 2001). Ingegnoli (2002) hovoří jinými slovy o tomtéž, tedy o rozlámání habitatů, krajinných prvků do menších oblastí a dílů cestami nebo mezemi. Podle Bastiana, et al. (2002) může fragmentace označovat buď proces, či stav, který charakterizuje rychlost změn v konektivitě krajinné mozaiky, oddělení dříve propojených prvků. Vzhledem k matrixu může určovat i stupeň izolace a zejména má negativní vliv na mobilitu organismů. V extrémním případě může vést až k izolaci plošek a přes zvýšení heterogenity krajiny pak způsobuje snížení biodiverzity.

Farina (1998) označuje fragmentaci za nejkritičtější proces pro redukci biodiverzity, který má negativní vliv na mnoho druhů rostlin i živočichů a na ekologické procesy. Představuje geografickou izolaci populace, po jejímž zániku pravděpodobnost rekolonizace silně závisí na velikosti a vzdálenosti fragmentů od jádrové oblasti a na kvalitě habitatu. Opět však platí, že jeden druh může vnímat prostředí jako fragmentované a druhý to stejné

prostředí pokládá za pro něj homogenní. Příčinami fragmentace mohou být přírodní disturbance nebo lidská činnost (urbanizace, železniční tratě či silniční komunikace, produktovody, intenzivně obhospodařované zemědělské pozemky), které mohou působit náhle, postupně nebo chronicky.

Důsledky fragmentace lze shrnout do tří skupin: 1) prostorové efekty, 2) vliv na druhy organismů a 3) ostatní implikace. Fragmentace implikuje nárůst: hustoty plošek, délky hranic, podílu okrajů enkláv ku vnitřním oblastem, vzdálenosti mezi enklávami, izolace populací, možnosti invaze nepůvodních druhů, pravděpodobnosti přenosu nemocí mezi domácími a divoce žijícími druhy, počtu druhů okrajů, nespecializovaných druhů na konkrétní habitat a míry extinkce. Naopak vede k poklesu: průměrné velikosti plošek, konektivity, migračního potenciálu, celkové velikosti vnitřku enkláv, tím i bohatosti druhů vnitřku a druhů s nárokem na rozsáhlý domovský okrsek (Bastian et al., 2002, Sklenička, 2003). Odhlédneme-li od negativních efektů fragmentace, v určitých mozaikách jsou fragmenty lepší než nic (např. Farina (2000) dává za příklad fragmenty tropického lesa uvnitř homogenní zemědělské krajiny), neboť ty pak naopak mohou biologickou diverzitu posilovat. Optimální stav krajiny tak podle Pixové (2006) určuje i jistá míra fragmentace, oddělující větší počet malých enkláv sousedících s rozsáhlou enklávou.

5. 4. 3. Mozaikovitost, poréznost, kontrast, zrnitost

Forman, Godron (1993) definují celkovou mozaikovitost paternu jako míru hustoty plošek všech typů. Vyjadřuje stupeň rozčlenění krajiny. Je mírou množství enkláv. Například předměstská krajina se svými poměrně malými ploškami je mozaikovitější než stepní krajina. U mozaikovitosti nezáleží na tom, kolik typů krajinných enkláv se v krajině vyskytuje.

Poréznost krajiny se, na rozdíl od mozaikovitosti, která se týká hustoty všech plošek, kvantifikuje jako hustota enkláv určitého typu. Nízké hodnoty poréznosti indikují velkou vzdálenost mezi enklávami, také jejich malý počet a tím i nízkou prostupnost pro určité druhy, které jsou vázány na daný typ enklávy. Může i indikovat potenciální izolaci enkláv určitého typu. Tohoto indikátoru však nelze používat jako samostatné charakteristiky, neboť koncept prostupnosti krajiny souvisí s otázkami velikosti, tvaru enkláv, spojitosti, fragmentace či uspořádáním paternu krajiny.

Kontrast označuje integrovaný ukazatel stupně ekologické rozdílnosti a náhlosti přechodu mezi dvěma krajinnými prvky. Výraznost kontrastu roste s odlišností a úzkostí přechodu mezi sousedními ploškami. Je jedním z dílčích ukazatelů prostorové heterogenity, který často odráží míru antropogenního vlivu. S rostoucím kontrastem klesá prostupnost. V blízkosti kontrastní zóny se vyskytuje více druhů. Obvykle se kontrast zvyšuje s mírou zásahů člověka do krajiny. Příkladem krajiny s nízkým kontrastem je tropický deštný prales, naopak krajiny s vysokým kontrastem představují kromě urbanizovaných, industriálních krajin, také přírodní krajiny, např. oblasti přechodu mezi lesem a savanou. Nejčastěji vedou ke zvýšení kontrastu: zemědělství, průmysl a urbanizace. Ovšem samotná změna kontrastu krajiny nemá automaticky pozitivní nebo negativní dopad na její ekologickou stabilitu. Sklenička (2003) uvádí pozitivní příklad zvýšení kontrastu a zvýšení prostorové heterogenity, když byly člověkem jednotvárné bažiny jižních Čech přetvořeny na pestrá mozaiku vodních ploch, vodních toků, polí, luk, mokřadů a lesů.

Zrnitost krajiny lze matematizovat jako průměrnou hodnotu, případně rozptyl poloměrů nebo ploch, jednotlivých krajinných prvků, které ji tvoří. Rozlišujeme krajiny jemně, středně nebo hrubě zrnité (např. suchá krajina savany – jemně zrnitá, horská krajina v pohorí Atlas – hrubě zrnitá, tropické deštné pralesy – spíše hrubě zrnitá, lesoplní krajina pahorkatin – středně zrnitá).

5. 4. 4. Land use / Land cover

V současnosti jedna z nejužívanějších metod hodnocení vývoje land use spočívá v interpretaci historických leteckých snímků (ortofotosnímků) či družicových snímků. Výsledkem interpretace je identifikace objektů biofyzikální podstaty současné krajiny známá jako land cover. Land cover představuje zhmotněný průmět přírodních prostorových podmínek a zároveň současného využití krajiny (Feranec, 1992). Land cover lze chápat jako popis objektů a zemského povrchu (EEA, 1999). Na Slovensku se jako ekvivalent k anglickému land cover, vzhledem k jeho obsahové stránce, používalo: např. fyziognomie krajiny (Feranec, O'ahel, 1984, 1992), materiálně fyziognomická forma (O'ahel, Poláčik, 1987) či krajinný kryt (Feranec et al., 1994, O'ahel, 1995). Později však Feranec, O'ahel (2001) doporučují jako synonymum k land cover používat termín krajinný pokryv, neboť zavedený pojem vegetační pokryv je tam, kde se nachází vegetace, i součástí land cover, a tedy oba pojmy jsou si blízké.

Komplexní poznání krajiny však zahrnuje kromě identifikace pojmu land cover i identifikaci funkcí krajiny či způsobů jejího využití. Pochopení významu termínu land use vhodně vystihuje formule: „Land use = land cover + land utilization“ (Burley, 1961). Podle ní land use vyplývá z poznání land cover a funkcí krajiny. Pro osvětlení překladu termínu land use je nutné podniknout terminologický exkurz k pojmům land, soil, krajina a půda. Anglický termín land se totiž v anglofonních zemích chápe a často i definuje jako krajina, nikoli území či země. Zmíním například následující definice: „Land je povrch Země spolu s vegetační pokrývkou, objekty vytvořenými člověkem a vodními plochami (vnitrozemskými a mořskými).“ (EEA, 1999); „Land je plocha zemského povrchu, jejíž charakteristiky obsahují vlastnosti biosféry, vertikálně nad a pod touto plochou charakteristiky, ke kterým patří atmosféra, půda, geologický substrát, voda, společenstva rostlin a živočichů a výsledky minulých i současných vlivů společnosti na ni: rozsah těchto vlastností má výrazný vliv na současné a budoucí využití krajiny (land) člověkem.“ (FAO, 1976). Podle Zonneveld (1988) je land synonymum pojmu landscape a je výsledkem interakcí jednotlivých složek, jako jsou horniny, ovzduší, reliéf, vodstvo, půdy, flóra, fauna a člověkem vytvořené objekty. V této práci se však budu více držet názoru Skleničky (2003), který doporučuje využívat poměrně rozšířených anglických ekvivalentů. Argumentuje, že land use i land cover jsou v odborných kruzích natolik zavedené termíny, že je není třeba překládat. Místy, kde to nebrání správné interpretaci užití pojmu, budu považovat za synonymum k termínu land use spojení využití území, resp. využití krajiny.

Ovšem, přesto termíny land use a land cover nejsou vždy vnímány jednoznačně. Ružička, Ružičková, Žigrai (1978) se definováním těchto pojmů důkladně zabývali a chápou land use jako souhrn hospodářských aktivit člověka v daném prostoru a čase. Na rozdíl od nich Kupková (2001a) dává přednost vyjádření využití půdy, které dříve zmínění považují za využití pouze zemědělské půdy. Podle Turnera (1995) land use zahrnuje jak způsob biofyzikální manipulace s krajinou, tak záměr nebo účel, pro nějž se krajina využívá, tedy ve shodě s formulí Burley (1961). Jako příklad uvádí les (land cover kategorii), který se využívá jako hospodářský les se záměrem těžby dřeva (land use kategorie). Nejednoznačnosti v terminologii vznikají i tím, že tyto dva zcela odlišné anglické termíny jsou dosud občas zaměňovány nebo směřovány, což potvrzuje např. Prieler (1996). S tím také souvisí nejasné oddělení a definování kategorizačních systémů land cover a land use. Použití klasifikační stupnice pro hodnocení land use je ovlivněno účelem, měřítkem, metodou zpracování a v neposlední řadě geografickou polohou daného státu (Sklenička, 2003). Klasifikačních systémů land use a land cover existuje celá řada a občas se v nich prolínají jednotlivé kategorie land use i land cover (Gils, 1991). Stačí si projít na webových stránkách USGS systém nebo FAO systém či si projít Andersonovu et al. (1976) zprávu, v jejímž názvu jsou použity oba termíny („A land use and land cover classification system for use with remote

sensing data“). Se všeobecným rozšířením výsledků projektu CORINE pokládáme jeho kategorizaci land cover za v tomto měřítku optimální, zejména pro hodnocení prováděná na základě dálkového průzkumu Země. Jednotlivé třídy land use klasifikuje stupnice Katastru nemovitostí, která se pro statistické vyhodnocení území v Česku používá nejčastěji. Obě klasifikace jsou volně dostupné na webových stránkách.

O významu tématu land use svědčí brzké počátky mapování land use, které se datují do 30. let v britské geografii. Za zakladatele se považuje D. L. Stamp (1962) se svou prací „The land of Britain its use and minuse“, ve které pracoval se 6 třídami land use (orná půda, zahrady, louky a pastviny, lesy, vrchoviště a slatiniště, neproduktivní půda). Britské výsledky představovaly výrazný motiv k rozvoji mapování land use v celosvětovém měřítku (Coleman, 1961, Feranec, Ořahel, 2001). V roce 1949 byla na geografickém kongrese v Lisabonu zřízena „Commision on Inventory of World Land Use“, jejímž základním cílem byla organizace světového mapování land use. Aktuálnost výzkumu změn land use v mezinárodním měřítku vedla v roce 1996 také k ustavení výzkumné skupiny pod hlavičkou International Geographic Union pod názvem „Land Use and Land Cover Change (IGU-LUCC)“. Hodnocení vývoje land use / land cover se tak postupně stalo jednou z hlavních nejen geografických, ale i krajinně ekologických metod interpretace vývoje interakcí přírody a společnosti, kterou krajinní ekologové využívají v současných mezinárodních výzkumných projektech (např. SENSOR, kapitola 3.3.) a referují o ní mnohé odborné články v impaktovaných krajinně ekologických časopisech (např. Bender et al., 2005, Boeckamnn et al., 2003, Conway, Lathrop, 2005, Comber, Fisher, Wadsworth, 2005, Csorba, 1996, Erickson, 1999, Hietel, Waldhardt, Otte, 2004, Iverson, 1988, Jongman, 1999, Lipský, 1996, Lipský, Kopecký, Kvapil, 1999, Lörinci, Balázs, 2003, Mander, Murka, 2003, Nikodemus et al., 2005, Palang, Mander, Luud, 1998, Pauleit, Ennos, Golding, 2005, Skowronek et al., 2005, Smits, Annoni, 1999, Veihe, 2003, Zerbe, 2003).

Vybrané charakteristiky krajiny

Ovlivňování jednotlivých krajinných prvků tvořících horizontální strukturu krajiny antropogenními vlivy s sebou přináší nejen změny ve struktuře krajiny, ale i v jejím fungování a mohou ovlivnit i dlouhodobý vývoj krajiny. Jedna z hlavních charakteristik krajiny, podle které se posuzuje úspěšnost rozhodování o krajině z pohledu fungování ekologického subsystému krajiny, je biodiverzita. V souvislosti s projevující se dominancí intenzifikačních a extenzifikačních trendů v evropské krajině (Antrop, 2006) hovoří se více o multifunkční krajině a zároveň se pojem diverzita v krajinně ekologických studiích stále více používá ve spojení se sociálním subsystémem krajiny. Z hlediska krajiny jako geosystému tak nabývá větší důležitost téma diverzity krajiny v širokém slova smyslu, tedy např. diverzita tradic, kultur, využití území, ekonomických aktivit apod. Na základě široce rozšířené analýzy měnícího se zastoupení jednotlivých land use tříd budu sledovat vývoj tzv. koeficientu ekologické stability (resp. koeficientu antropického ovlivnění či stupně ekologické stability). Z tohoto důvodu je nutné se i po teoretické stránce zabývat termínem stabilita krajiny. Změny indexů ekologické stability v čase hodlám následně porovnat s vývojem působení environmentálních stresorů na jednotlivé složky horizontální struktury krajiny. Za tím účelem dále definuji environmentální stres (resp. stresor). Vycházím přitom ze zavedené terminologie slovenské krajinně ekologické školy. Významově se pojem stres blíží frekventovanému ekologickému termínu disturbance.

6. 1. Biodiverzita

Pojem biodiverzita označuje kompletní soubor genů, druhů a ekosystémů v určité oblasti. Genetická diverzita vyjadřuje rozmanitost genů v rámci odlišných populací stejného druhu nebo genetické variace uvnitř jedné populace. Druhovú diverzita znamená rozmanitost druhů ve vymezeném území. Různorodost ekosystémů popisuje ekosystémová diverzita. Biodiverzita by ovšem neměla být chápána jen jako suma genů, druhů a ekosystémů, ale také jako jejich variabilita (Plesník, 1998). Krajinnou diverzitu (někdy zmiňovanou čtvrtou rovinu diverzity) definují Roper-Lindsay et al. (2003) jako rozmanitost krajinných prvků na jakékoli hierarchické úrovni. Obecně může mít diverzita daleko širší význam, např. diverzita kultur, stylů života, apod. (Lipský, 1998).

Podle biocenotických principů týkajících se vztahů mezi druhovým bohatstvím společenstva a životními podmínkami biotopu platí: První biocenotický princip (Thienemann, 1918), čím jsou životní podmínky biotopu rozmanitější, tím více druhů je v biocenóze zastoupeno, přičemž hustota druhových populací je poměrně nízká. (Na několika ha tropického deštného lesa žije více druhů hmyzu než ve fauně Evropy). Druhý biocenotický princip (Thienemann, 1918), čím více se životní podmínky biotopu odchyľují od optimálního stavu, tím je biocenóza druhově chudší, přitom populace dosahují vysoké početnosti (např. biocenózy tundry, slaných jezer, hlubin moří atd.). Třetí biocenotický princip, čím jsou životní podmínky v biotopu stálejší, tím je biocenóza druhově bohatší, vyrovnanější, stabilnější (např. korálové útesy, tropické deštné pralesy). Lipský (1998) a Jongman (2003) uvádí další hlavní zákonitosti biotické diverzity související se změnou zeměpisné šířky, nadmořské výšky, klimatickou stabilitou a extremitou prostředí.

K odhalení souvislostí mezi charakterem podmínek ve specifickém prostředí oceánských ostrovů významně přispěli biogeografové MacArthur, Wilson (1976). Jimi formulovaná teorie ostrovní biogeografie vysvětluje fakt, že na srovnatelně rozsáhlém ostrově se vyskytuje méně druhů než na pevnině, že imigrace druhů klesá s rostoucí vzdáleností od jejího zdroje, neboli větší izolace ostrova implikuje menší počet druhů. Ověřili, že míra zániku druhů klesá s rostoucí velikostí ostrova, a proto malé ostrovy se vyznačují dynamickou proměnou druhů. Naopak druhová bohatost roste s růstem velikosti ostrova. Početnost druhů výrazně ovlivňuje i heterogenita stanovišť, proto hornaté ostrovy jsou druhově bohatší než ostrovy stejné velikosti a s nízkými relativními výškami. Principy ověřené na skutečných ostrovech byly následně krajinnou ekologií adaptovány na enklávy, koridory a matrice (neboť enklávy obklopené maticí se chovají podobně jako ostrov). Ovšem není tomu tak zcela, jak uvádí Lipský (1998), mezi ostrovem v moři a krajinnou enklávou existují podstatné odlišnosti: 1) enklávu obklopuje krajinná matrice, nikoliv moře, a proto propustnost jejích hranic je vyšší a izolovanost menší; pohyb mezi ostrovy či ostrovem a pevninou je náročnější než mezi enklávami a mezi enklávou a maticí, 2) enklávy jsou proměnlivější, působí na ně více různorodějších vnějších i vnitřních vlivů, 3) na prvním místě mezi vlivy na druhovou bohatost stojí u ostrova velikost, u enkláv heterogenita prostředí a disturbance. Pravdou zůstává, že enkláva se v chování blíží ostrovu tím více, čím kontrastnější matrice ji obklopuje, bez vhodného propojení s enklávou podobného typu.

Často má kulturní krajina více biologických druhů než přírodní krajina, což ukazuje důvod, proč nemůže být druhová diverzita redukována na počet druhů, ale měla by být uvažována spolu s informacemi o variabilitě a přirozenosti druhů. Proto je nutná opatrnost při úvahách o biodiverzitě v přírodní, obhospodařované, obdělávané, příměstské či urbanizované krajině (Farina, 1998, Forman, 1993). Početnost druhů souvisí i s velikostí enklávy. Existuje logaritmická křivka závislosti počtu druhů na velikosti oblasti, která nejprve stoupá rychle, později se růst zpomaluje až se asymptoticky blíží jisté hodnotě. S tím úzce souvisí i poznatek, že celkové množství energie nebo živin závisí na velikosti plošky. Velké plošky mají více energie a živin než malé. Forman, Godron (1993) shrnují, že druhová diverzita plošky roste s rozmanitostí, velikostí, stářím enklávy, s heterogenitou krajinné matrice, naopak klesá s izolovaností a se spojitostí, resp. uceleností hranic. Disturbance může způsobovat jak nárůst, tak i pokles druhové diverzity.

Dauber et al. (2003) a Solon (2003) upozorňují na to, že efektivní management ochrany krajiny a krajinné plánování vyžadují propracované metody, analyzující souvislosti paternu krajiny s biodiverzitou. Podobně vidí Sklenička (2003) jako kritérium „ekologické“ úspěšnosti změn krajiny (krajinného plánování) právě v prostorové a druhové diverzitě.

6. 2. Stabilita

Bastian (2001) řadí ekologickou stabilitu mezi pojmy, jejichž význam postupně „vyšuměl“ (viz kapitola 4.). Lipský (1998) v této souvislosti píše o významové neurčitosti a nejednoznačnosti. Přestože jde o pojem velmi aktuální a diskutovaný, není dosud zcela jasně a přesně definovaný. Podle zákona č. 114/1992 Sb. ekologickou stabilitou nazýváme schopnost ekosystému vyrovnat změny způsobené vnějšími činiteli a s pomocí vlastních autoregulačních procesů zachovávat své přirozené vlastnosti a funkce. Tedy, navzdory působení rušivého vlivu ekologický systém uchovává či zpětně reprodukuje své podstatné charakteristiky pomocí autoregulačních mechanismů, zpětných vazeb, sukcese, potravních řetězců, toků energie a materiálu (Löw et al., 1995). Ekologická stabilita se projevuje stálostí, odolností nebo pružností vůči vnějšímu či vnitřnímu narušení, přirozeného i antropogenního původu. Podstata stability jakéhokoliv otevřeného systému, jak tvrdí Míchal (1993), není v jeho neměnném stavu, ale v jeho schopnosti udržovat vlastní dynamickou rovnováhu, tj. udržovat

se prostřednictvím modifikace vnitřních procesů, bez podstatných změn vlastní struktury, nebo se vracet do výchozího („rovnovážného“) stavu, jakmile skončí působení podnětu, který otevřený systém z tohoto stavu vychýlil. Dále zdůrazňuje, že nenápadné zvrtné „se“ v tomto pokusu o definici nesmí být přehlédnuto: „udržovat se“, „vracet se“ platí pro vnitřní zdroje systému; je to zcela něco jiného než „být udržován“ zvenčí. Příznaky stability krajiny jsou: přibližná rovnost vstupů a výstupů, trvale se zvyšující hodnota relace „výstupy/vstupy“ nebo snižování výstupů ohrožujících existenční kontinuitu krajinného systému. Inverzním termínem ke stabilitě labilitou, nestabilitou, míníme takovou krajinu, které stačí jen malá změna okolního nebo vnitřního prostředí k vychýlení systému z jeho režimu oscilací kolem ústřední polohy. Takové vychýlení může být dočasné (dočasná nestabilita), nebo trvalé (trvalá nestabilita). Pokud systém není schopen sám absorbovat, oslabit nebo kompenzovat rušivé vlivy, nedosáhne elastického návratu k východiskovým stavům systému v určitých časových hranicích, pak mu lze „pomoci“ pouze dodáním antropogenní energie zvenčí (Izakovičová, Miklós, Drdoš, 1997).

Všeobecně se rozlišují čtyři typy ekologické stability: 1) konstantnost, kdy systém sám od sebe nekolísá či jen zanedbatelně, 2) cykličnost, kdy kolísá v pravidelných cyklech, 3) rezistence, kdy je odolný vůči narušení zvenčí, 4) resilience, pokud se mění pod vlivem cizího faktoru, avšak po odeznění se autoregulací dostává do původního stavu. Haber (1979) označuje za hlavní typy stability: 1) perzistentní stabilitu (rezistenci, odolnost), která označuje schopnost systému setrvat ve stavu ekologické rovnováhy, je během delšího období více méně stabilní a z daného stavu ji působení vnějšího rušivého vlivu natrvalo nevychýlí, 2) elastickou stabilitu (resilienci, pružnost) jako pojmenování pro více méně nerovnoměrnou existenci biocenóz (během delšího období), přičemž během působení vnějších rušivých vlivů přetrvávají příslušné, charakteristické stavy systému. Sklenička (2003) vysvětluje vztah mezi resiliencí a rezistencí tak, že v průběhu procesu sukcese (procesu, při němž společenstvo prochází různými fázemi, začínajícími iničiálním stádiem a končícími klimaxem, tj. ustálením ekosystému při maximálním množství biomasy a interspecifických vazeb) mají protisměrný vývoj. Přičemž resilience je typická pro sukcesně mladá společenstva. Naopak, pro vyspělé ekosystémy či na extrémních stanovištích je nízká. Rezistence charakterizuje vyšší sukcesní stádia, tzv. sukcesně zralejší, fáze bližší klimaxovému stavu, zpravidla s vyšší druhovou diverzitou. „Zpravidla“ proto, že Míchal (1993) ukazuje „protipříklady“, kdy vysoká míra stability neimplikuje vysokou druhovou diverzitu: např. „monokulturní“ bučiny či rákosiny odolné vůči vnějším vlivům. Ekologická stabilita tak může být dosahována jak při velké druhové diverzitě se specializovanými vyhraněnými nároky členů biocenózy, tak při malé diverzitě druhů, jejichž nároky jsou široké a málo vyhraněné.

Löw (1995) specifikuje působení vnitřních a vnějších rušivých vlivů, které mohou působit na ekosystém. Rozlišuje: 1) vnitřní ekologickou stabilitu, tj. schopnost ekosystému existovat při normálním působení faktorů prostředí včetně těch extrémních (např. povodní), na něž jsou ekosystémy dlouhodobě adaptovány (např. sukcesně zralé ekosystémy s klimaxovým charakterem: rybníky, mokřady, postagrární lada, přirozené lesy, skalní společenstva); zvyšuje ji pevnost a množství vnitřních vazeb; 2) vnější ekologickou stabilitu, kterou se vyznačují ty ekosystémy, jež jsou nuceny odolávat mimořádným vnějším faktorům (zejména antropogenní faktory a disturbance: znečištěná voda, ovzduší apod.), na které není ekosystém přírodním vývojem adaptován. Vnější ekologická stabilita předpokládá vysokou vnitřní stabilitu.

Durilová, Saksa (2003) posuzují různé postupy kvantifikace ekologické stability krajiny s aplikací na modelovém území. V závěrečné diskusi pokládají autoři otázku, zda vůbec můžeme hodnotit ekologickou stabilitu samu o sobě bez ohledu na konkrétní rušivý vliv. Například Drdoš (1992a) odpovídá záporně, neboť pokládá tuto otázku za individuální ve smyslu vztahující se právě vždy ke konkrétnímu krajinně ekologickému faktoru.

6. 3. Disturbance a stres

Disturbance, neboli narušení, označuje událost způsobující význačnou změnu v normálním režimu existence krajiny. Farina (1998, 2000) definuje disturbance jako relativně oddělenou situaci, která narušuje strukturu ekosystému, společenstva, populace, mění zdroje, dostupnost živin a fyzikální prostředí. Disturbance, jako tvarující síla, modifikuje a ovlivňuje strukturu krajiny rozdílně, podle stupně své intenzity. Podle Formana, Godrona (1993) mírné disturbance většinou zvyšují diverzitu (např. na extenzivně využívaných loukách), silné disturbance mohou heterogenitu krajiny jak zvyšovat, tak snižovat. Rušivé, disturbanční, vlivy mohou být způsobovány přírodními abiotickými činiteli (dynamickými svahovými jevy, extrémními klimatickými či hydrologickými jevy apod.), přírodními biotickými činiteli (přemnožení) nebo člověkem (tzv. antropogenní disturbance). Z časového hlediska se rozlišují epizodické disturbance (typické pro přírodní disturbance) a chronické disturbance (opakované, především antropogenní disturbance).

Teorie krajinně ekologických stresorů byla rozpracována na Slovensku (např. kol. aut., 2002, Šúriová, Izakovičová, 1995, Izakovičová, Miklós, Drdoš, 1997, Ružičková, Kalivodová, Hrnčiarová, 1998, Izakovičová, 2007). Ovšem i Ingegnoli (2002), Lipský (1998), Antrop (2000b) nebo Erickson (1999) používají v souvislosti s degradací přirozených krajinně ekologických podmínek, v souvislosti s patologií krajiny, s antropogenními disturbancemi také termíny environmentální stresor, antropický tlak či zatížení (zátěž) krajiny. Termín stres se vyskytuje převážně v medicínských, fyzikálních, psychologických a biologických disciplínách. Označuje sílu či systém sil způsobující napětí či vyvolávající deformitu poškozující systém. Faktor vyvolávající stres se nazývá stresor. Míchal (1993) jej nazýval vnějším rušivým vlivem, místy ovšem také explicitně hovořil o stresoru. Stres je projev stresoru v systému. V případě krajinného systému, složeného z biotických, abiotických, socioekonomických a noosferických prvků a složek, představuje stres veškerou deformitu přítomnou v systému. P. Kučera (<http://tilia.zf.mendelu.cz/~xkucera0/index.htm#aktuality>, 2004) považuje za stres (nebo také tlak, námahu, rušivou sílu, nesnáz, obtíž) každý podnět, překračující svojí intenzitou úroveň (fyziologického, ekologického, lze doplnit i obecně sociálního či ekonomického) standardu. V sérii odchylek běžné fluktuace jevu představuje mimořádně silnou intenzitu. Reakce na stres může být velmi efektivní, ale i opačná (nulová). Na schopnosti reagovat pak závisí i schopnost kompenzovat (odstranit) následky. První fáze reakce pracuje na principu resilience. Další fáze uplatňuje rezistenci (viz kapitola 6.2.). V poslední fázi se systém buď zhroutí (mění svůj charakter), nebo stres vykompenzuje a funguje dál. Stres tak může být kompenzován úplně (tj. na ekosystému nepozorujeme žádnou změnu), neúplně (tj. ekosystém změní svoji strukturu, např. změní svoje druhové složení), anebo stres není kompenzován vůbec a systém se zhroutí (tj. je nahrazen jiným). Ingegnoli (2002) uvádí, že pokud zdroj stresu působí nepřetržitě (chronicky) či příliš silně, může ohrožovat „zdraví“ krajiny. Míra stresových vlivů působících v krajině přímo závisí na povaze a množství environmentálních stresorů (Durilová, Saksa, 2003). Běžně se v krajině vyskytují a působí přirozené stresory v podobě disturbancecí (degradační procesy, přirozená radiace, vulkanismus, sopečná činnost, seizmické procesy), na které se krajina může více či méně připravit. Na druhé straně, početnou skupinu tvoří antropogenní stresory. Za primární antropogenní stresory označují Šúriová, Izakovičová (1995) antropogenní plochy a linie (např. zastavěné, těžební či intenzivně zemědělsky využívané plochy). Za sekundární antropogenní stresory lze považovat jevy doprovázející antropogenní činnost (např. množství a povaha produkovaných odpadů, polutantů, intenzita eroze, hluk apod.). Antropogenní stresory dokonce mohou v krajině vytvářet spojitý systém, tzv. územní systém stresových faktorů (Ružičková, Šíbl, 2000, kol. aut., 2002), který se skládá z jádrových, plošných a liniových stresových prvků.

Identifikace antropogenních stresorů a kvantifikace jejich působení v podobě stresu v krajinném systému odhaluje určitý stupeň antropického ovlivnění, stupeň přítomnosti

rušivých vlivů v krajině. Výhody zavedení termínu stres a stresor spočívají v identifikaci činitele a projevu, tedy původce a jeho efektu, výsledku působení. Stres je pojem významově širší, projevuje se totiž jak v přírodním, tak v sociálním subsystému (viz kapitola 3.2.). Lze o něm hovořit u všech (přírodních i sociálních) složek krajiny. Stresory zahrnují disturbance, ale nejen je, obsahují také antropogenní činností degradované land use plochy či hluk, zápach apod. Stres v sociálních složkách krajiny (přítomnost sociálně patologických jevů, kriminalita, nezaměstnanost, rozvodovost, podíl rodáků) a jeho projevy či důsledky v celkovém charakteru struktury krajiny, v krajinně ekologických procesech, velmi často zůstávají nepovšimnuty, ač jde o významnou tvarující sílu působící na charakter krajiny („landscaping“). Existují snahy kvantifikovat míru antropogenního tlaku, antropogenního ovlivnění z podílu zastoupených land use typů nebo z míry antropogenního vlivu na vegetaci, avšak jedná se převážně o parciální pohledy na danou problematiku. Kvantifikace negativních vlivů člověka na krajinu může být jedním z vhodných indikátorů k posuzování a rozhodování o budoucích rozvojových záměrech v konkrétní krajině.

Metody hodnocení struktury krajiny a geografická data

Krajiny se odlišují specifickou horizontální strukturou, kterou charakterizuje skladba a rozmístění stavebních prvků (O’ahel, Drdoš, 2007). Tyto dva aspekty samostatně i spolu navzájem ovlivňují procesy a toky v krajině (viz kapitola 5). Krajinná skladba popisuje variabilitu a početnost typů plošek bez explicitního vyjádření prostorového rozmístění. Udává kvalitu i kvantitu prvků tvořících krajinu. Podle Fariny (2000) se nejedná o explicitní deskriptor mozaiky, nicméně je užitečným indikátorem např. vhodnosti habitatu pro některé druhy, které vyžadují k určitému rozšíření konkrétní typ plošky nebo její konkrétní procento zastoupení. Mezi nejčastěji sledované kvantitativní indikátory skladby krajiny patří přítomnost jednotlivých typů plošek a diverzita plošek (rovnoměrnost a bohatost). Za určitou stránku skladby krajiny je ale nutné považovat i kvalitu jednotlivých skladebných prvků. Nelze tak opomíjet např. míru antropického ovlivnění, včetně charakteru negativních impaktů lidské činnosti na krajinu. Všechna pole totiž nejsou stejná (ač mohou mít stejný tvar a stejnou velikost). Stejně tak se jednotlivé lesní plošky liší např. přirozeností druhového složení, imisním zatížením, obdobně jako se v kvalitě či v jakosti vody neshodují všechny vodní plochy. Aspekt rozmístění, uspořádání (konfigurace) krajinných prvků charakterizuje prostorovou konfiguraci plošek, jejich prostorovou distribuci. Uspořádání popisuje fyzické rozmístění plošek do mozaiky.

V současné době existuje velké množství metod popisujících různé charakteristiky horizontální struktury krajiny. Možnost kvantifikace takových vlastností umožňuje lépe pochopit vzájemné propojení mezi změnami struktury a jejími vlivy na fungování krajiny. Z tohoto důvodu se klade velký důraz na vývoj metod, počítačových programů analyzujících tyto krajinné struktury ve specifických podmínkách různých území (Botequilha Leitao, Ahern, 2002). Mnozí zdůrazňují, obdobně jako Gardner, Turner (1991), že obecné souvislosti mezi indikátory struktury krajiny, ekologickými procesy a změnou měřítka pohledu vyžadují stále více výzkumného úsilí. Jeho uskutečňování nám nabízí porozumění faktorům vytvářejících patern a důsledkům měnících se paternů na charakter a průběh ekologických procesů. Nelze si klást za cíl přinést úplný výčet modelů a kvantitativních postupů zkoumání krajinné struktury (Pixová, 2003). Modelování situací v krajině (pomocí CAVE System), produkování scénářů vývoje krajiny („landscape scenarios“), neutrální, simulační (HARVEST), geometrické, ekonomické (TELUM), geografické informační, retrospektivní modely, statistické a analytické metody (SPAN, GRASS, FRAGSTATS, Patch Analyst 2.2, LEAP II), fraktálové analýzy (ClaraT), spektrální analýzy, prostorové autokorelační, klastrové a variační metody (LISA, SADIE), semivariogramy, autokorelogramy (RULE), kanonické korespondenční analýzy (CCA) jsou nové moderní nástroje krajinných ekologů, kteří publikují případové studie s jejich aplikacemi: např. Fortin (1999), Turner, Gardner, O’Neil (2001), Pearson, Turner, Urban (1999), Gergel, Turner (2003), Gardner, O’Neil (1991), Milne (1999).

Corry, Nassauer (2005) definují tzv. krajinné metriky jako aspekty horizontální struktury krajiny, jejichž poznání umožňuje zhodnotit a porovnat kvantitativní parametry skladby a konfigurace struktury krajiny v čase, případně i posoudit scénáře jejího dalšího vývoje nebo jejích alternativních stavů. Dunn et al. (1991), Gustafson (1998) je používají k charakterizování odlišných oblastí a ke kvantifikaci změn struktury krajiny a pokládají je za užitečný a významný nástroj pro aplikaci krajinně ekologických konceptů v krajinném

plánování, neboť popisují zastoupení i uspořádání krajinných prvků. Krajinné prvky mohou být uchopeny v různé podobě, např. jako biotopy, habitaty či více generalizované a komplexní land cover třídy nebo jako v našem případě land use kategorie. Vysoká hodnota krajinných metrik tkví v možnosti komparace alternativních konfigurací stejné krajiny, nebo ve srovnání jedné krajiny v různých časových horizontech, či zcela různých krajin sledovaných stejnou metodikou tak, jak je aplikují např. Lindsey, Wittman (1997) nebo Pearson, Turner, Urban (1999). Poskytují deskriptivní prostorovou hodnotu pro limitovanou řadu prostorově oddělených objektů, ale jejich použití je už méně vhodné pro spojitě procesy, zdůrazňuje Blaschke (2006).

Na jiném místě Blaschke (2003) tvrdí, že stále panuje otevřená diskuze o významu krajinných metrik. Haines-Young (2000) kritizuje kvantitativní aplikaci Formanova konceptu „patch-corridor-matrix“, neboť pochybuje o tom, že vůbec existuje optimální konfigurace plošek a koridorů. Jak již bylo řečeno, bylo by možné považovat každou krajinu za krajinu individuální, se specifickou prostorovou strukturou, neopakovatelnou konfigurací krajinných prvků. Ovšem smyslem Patch Analystu, a podobných kvantifikací prostorové struktury, není nalézt optimální konfiguraci krajinných prvků, nýbrž účelem je přinést novou informaci o krajině, která ve spojení s ověřenými důsledky (kapitola 5.) takové informace z podobných krajin nese s sebou i svoji míru důležitosti. Li, Wu (2004) zmiňují další tři typy problémů spočívající v krajinných analýzách využívajících krajinných metrik: 1) nevhodné užívání krajinných metrik prostřednictvím kvantifikace paternu bez uvažování procesů a kauzálních faktorů; což přináší obtížnost v generalizaci závěrů, neboť krajiny a faktory („driving forces“) je ovlivňující, jsou individuální (kapitola 3.4.); 2) imanentní omezení krajinných metrik spojené s variabilitou jejich interpretace; 3) koncepční vady v analýzách krajinného paternu související s častým zmatením v používání dimenzí a s neurčitostí vztahu mezi paternem a krajinnými procesy. Před nekritickým přijímáním výsledků kvantifikace založené pouze na krajinných metrikách zrazuje i Hess (1994) a Corry, Nassauer (2005).

V současnosti existují stovky krajinných metrik (Botequilha Leitao, Ahern, 2002, He, DeZonia, Mladenoff, 2000). Bartel (2000) však pomocí faktorové analýzy zjistil, že mnoho z nich měří stejnou kvalitu prostorového paternu. Podobně, Turner, Gardner, O'Neil (2001) vymezují pět hlavních nezávislých aspektů: počet typů krajinných prvků, zrnitost paternu (jemná, hrubá mozaika), stupeň kompaktnosti či členitosti plošek, tvar plošek, linearita či plošnost. Některé metriky lze vypočítat vlastními silami ve vhodném prostředí GIS (ArcView 3.2, Spatial Analyst, ArcGis 9), anebo lze použít dostupný specializovaný software, např. FRAGSTATS (McGarigal, Marks, 1994). FRAGSTATS byl vyvinut ve Spojených státech amerických, na univerzitě v Massachussets, jako softwarový produkt, který nyní používají mnozí krajinní ekologové při svých výzkumných pracích (např. Botequilha Leitao, Ahern, 2002, Blaschke, 2006, Gergel, Turner, 2003, Krönert, Steinhardt, Volk, 2001, Corry, 2004, Farina, 1998, 2000, Abdullah, Nakagoshi, 2006, Lausch, Herzog, 2002, Weaver, Perera, 2004, Gustafson, 1998, Moser et al., 2002, Li, Lu, Cheng, Xiao, 2001, Baskent, Kadiogullari, 2007, Weng, 2007). Například Fuente de Val, Atauri, Lucio (2006) zkoumali na fotografiích ze dvou modelových oblastí spojitost mezi vizuálními atributy (komplexitou, koherencí, scenérií, mysteriozitou, barevností, diverzitou a perspektivou) a vybranými krajinnými metrikami (počtem plošek, fraktálovou dimenzí, Shannon indexem diverzity a dalšími). Wu (2004) pomocí tzv. „scalogram“ zase sleduje závislost vybraných metrik na změně měřítka pohledu na zkoumané území. Jinde např. Buyantuyev, Wu (2007) se zajímá o vliv počtu land cover kategorií na vývoj krajinných metrik. Sleduje 15 vybraných krajinných metrik aplikovaných na stejné území při odlišném počtu typů / tříd krajinného pokryvu (12, 9, 6, 4, 2 třídy).

Existuje celá řada metrik indikujících další vlastnosti struktury krajiny, např. metriky okrajů (vážený, průměrný, celkový index kontrastu okrajů) nebo jádrových oblastí plošek

(plocha, hustota, podíl, průměrná plocha, variační koeficient jádrových oblastí). K analýzám paternu krajiny jsou vhodné i indexy sdílení, mezilehlosti/přilehlosti, nakažlivosti, průměrná vzdálenost k nejbližšímu sousedovi a mnohé další (EK, 2000, McGarigal, Marks, 1994, O'Neill et al., 1988, Gergel, Turner 2003).

Kvalitativní (z hlediska míry negativního antropogenního impaktu) stránce skladebných prvků krajiny se tolik metodik nevěnuje. Lze zmínit např. tzv. Hessenskou metodu, nejčastěji doporučovanou pro monetární vyjádření ekologické kvality. Metoda vychází z bodového ocenění ekonomické hodnoty skladebných prvků prostorové struktury krajiny a výsledný součet bodů ukazuje průměrné náklady na obnovení přírodních struktur (Seják, 2001). Ponechává však na posuzovateli, aby posoudil ekologický stav krajinných prvků, což do značné míry způsobuje subjektivitu výsledků. Uvádím následující příklady bodového hodnocení (minimální a maximální hodnoty): vodní plochy 35-79 Kč na m², vodní toky 47-73 Kč na m², rašeliniště 80 Kč na m², vinice 17 Kč na m², listnaté lesy 58-72 Kč na m², louky 21-59 Kč na m², sady, zahrady, chmelnice 14-23 Kč na m², orná půda 11-13 Kč na m², souvislá zástavba 3 Kč na m² (Kender, 2000).

V mnoha studiích interpretujících vývoj land use autoři různou měrou a různým způsobem uvažují podíl přírodních a antropogenních ploch jako indikátor tlaku na krajinu, případně jako měřítko „kvality“ krajiny (např. Milanova et al., 1999, Käyhkö, Skanes, 2006, Pixová, 2003, Pauleit, Ennos, Golding, 2005, Bender et al., 2005, Antrop, 2003a, b, Vuorela, Toivonen, 2003, Lörinci, Balázs, 2003, Palang et al., 2005, 2006). Většinou, jako Zerbe (2003) na finském ostrově od roku 1690, analyzují vývoj land use s využitím historických map, fotografií, topografických map a leteckých snímků. Výsledky změn v land use následně hodnotí také v souvislosti se změnami druhové biodiverzity či diverzity krajiny, podobně jako Nikodemus et al. (2005). Mnozí, např. Hietel, Waldhardt, Otte (2004), sledují jak vývoj land use v období po druhé světové válce 1945–95 (tedy skladbu prvků tvořících horizontální strukturu krajiny), tak environmentální podmínky (kvalitativní stránku skladebných prvků struktury krajiny) a kalkulují i vybrané krajinné metriky, charakterizující velikost, tvar a hustotu plošek (tj. kvantitativní parametry a uspořádání skladebných prvků horizontální struktury krajiny). Tím neopomínají hodnotit různé aspekty horizontální struktury krajiny, skladbu a rozmístění jednotlivých jejích skladebných prvků.

Analýzy vývoje land use/land cover lze pokládat za hodnocení skladby horizontální struktury krajiny, kdy za skladebné prvky jsou považovány jednotlivé land use/land cover plochy. V Česku se tématem vývoje land use/land cover ze socioekonomického, dílčího úhlu pohledu zabývají zejména pracovníci Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze (Bičík, 1991, Bičík, Jeleček, Štěpánek, 2001, Bičík, Jeleček, 2001, 2003, Bičík et al., 1996, Kupková, 2001a), kteří pod vedením I. Bičíka získali ohlas i na mezinárodním poli, v rámci tzv. LUC IGU (kapitola 5.4.4.). Z pohledu krajiny a její struktury se sledováním land use změn zabývají např.: Lipský (1993, 1994, 1999b,c, 2002), Lipský, Kopecký, Kvapil (2001), Lipský, Kvapil (2000), Kolečka (1982), Kolečka, Marek (2004), Sklenička (2002), Sklenička, Kovář, Křovák (2001), Sklenička, Lhota (2002). Ovšem, mnohé problémové aspekty aplikace metodiky analýzy prostorového zastoupení jednotlivých land use typů a zejména kvantifikace ekologické stability podle ní a její interpretace, jsou stále diskutovány a zůstávají nedořešeny. Například Štěpánek (1996) explicitně ukazuje možné desinterpretace tzv. indexů změn. Sklenička (2003) také upozorňuje na to, že statistická data o land use poskytují pouze informaci o makrostruktuře a nedávají představu o prostorovém uspořádání, nepostihují zásadní změny v krajinné mozaice. Velmi časté, pouhé statistické zhodnocení vývoje land use nemůže vyhovovat komplexnímu posouzení změn horizontální struktury krajiny a je směrem k podobným interpretacím či implikacím nedostačující. Většinou si takové analýzy vůbec nevšimají tvaru, velikostí a vzájemného prostorového uspořádání krajinných prvků jako nedílného aspektu horizontální struktury krajiny tak, jak bylo zmíněno výše. Zároveň, často

představuje katastrální území tzv. „black box“, která je uzamčená před podrobnějším, detailnějším pohledem.

Postup hodnocení změn v zastoupení jednotlivých land use kategorií často doprovází souhrnný kvantitativní parametr, který se ovšem občas kvalitativně interpretuje, tzv. koeficient ekologické stability. Podle Míchala (1993) se kvantifikace stability ekosystémů opírá obecně o dvě skupiny kritérií, o procesy a stavy. Z procesů je to hlavně primární produkce a dekompozice (odběr biomasy), které mají bezprostřední odraz v množství biocenóze dostupné energie vázané v ekosystému. Přibližnou mírou nahromaděné energie je pak množství biomasy. Ovšem zcela jinak byl uchopen kvantitativní ukazatel koeficient ekologické stability (KES), vystupující i v Atlasu životního prostředí a zdraví obyvatelstva ČSFR a v databázi TERPLANu informačního systému o území (ISÚ). Tehdy jako podpůrný argument při velkoplošných šetřeních o stavu krajiny splnil svůj účel. Dnes je často nadužíván i mimo dosah platnosti statistických dat a ve většině případů jím nelze nahrazovat terénní průzkum (Löw, Míchal, 2003). Je vhodný pro jednoduché orientační porovnání různých katastrů v témže okamžiku, ale nehodí se na vývojové srovnání v časové řadě, neboť nezohledňuje historicky odlišnou ekologickou kvalitu a strukturu (a tím i stabilitu) ploch v rámci téže kategorie využití půdy, tak hodnotí KES Lipský (1998). To jsou vybrané dvě kritické poznámky na adresu KES, které mě motivovaly k porovnání výsledků KES s monitoringem působení environmentálních stresorů.

V nejjednodušší podobě se KES počítá pro libovolné území (katastr, povodí, okres) následujícím způsobem: součet ploch lesů, luk, pastvin, zahrad, ovocných sadů, vinic, vodních ploch jako stabilizujících prvků v krajině ku součtu ploch zastavěných, orných a chmelnic jako labilních prvků v krajině. Čím vyšší KES, tím větší podíl zaujímají trvalé vegetační útvary, a tím příznivější jsou podmínky pro stabilitu bioekologických vztahů (Lipský, 1998, Löw, Míchal, 2003).

Další tři možnosti kalkulace koeficientu ekologické stability přináší:

$$1) \text{ Miklós (1986) – } KES = \frac{p_a * k_{pn}}{p}$$

kde p je celková výměra, p_a výměra jednoho land use typu, k_{pn} koeficient ekologické významnosti typu (pole – 0,14, louky – 0,62, pastviny – 0,68, zahrady – 0,5, ovocné sady – 0,3, lesy a voda – 1, ostatní – 0,1).

$$2) \text{ varianta Agroprojektu – } KES = \frac{1,5 * A + B + 0,5 * C}{0,2 * D + 0,8 * E}$$

kde:

A. procento plochy o 5. stupni kvality (nejlepší): polopřirozené a přirozené lesní porosty, přirozené louky, mokřady a vodní toky,

B. procento plochy o 4. stupni kvality: polopřirozené lesní porosty, umělé vodní plochy (rybníky, přehrady),

C. procento plochy o 3. stupni kvality: jehličnaté monokultury, zemědělské oblasti (mozaika polí, luk a trvalých kultur, méně intenzivní),

D. procento plochy o 2. stupni kvality: ovocné sady a plantáže, louky a pastviny,

E. procento plochy o 1. stupni kvality (nejhorší, nejméně stabilní): urbanizované plochy, zemědělské oblasti (intenzivní, rozsáhlé hony), vinice.

3) varianta Výzkumného ústavu výstavby a architektury (VÚVA) –

$$KES = \frac{P - (0,8 * OP + ZP + ORP + CHM)}{0,8 * OP + ZP + ORP + CHM}$$

Terminologickou nekorespondenci (ekologická stabilita podle Míchala (1993) a její kvantifikace pomocí KES) řešila Kupková (2001b) zavedením spojení koeficient antropického ovlivnění (KAO), který představuje převrácenou hodnotu KES a tím získává stejné metodické a faktické nedostatky. Přesunutí těžiště hodnocení ekologické stability z pozitivních aspektů krajiny na negativní vlivy pokládám za správnou cestu, avšak způsob kalkulace takového indikátoru opět z pouhého podílu jednotlivých land use ploch nepostihuje mnohé z toho, co terminologicky slibuje zachytit.

Kupková (2001b) provádí výpočet koeficientu antropického ovlivnění poměření ploch s velkou intenzitou využití (pod velkým antropogenním tlakem), k nimž řadí ornou půdu, zastavěné plochy a ostatní plochy a ploch s menší intenzitou využití (pod menším antropickým tlakem), mezi které řadí lesy, louky, pastviny a vodní plochy. Obdobně Skowronek et al. (2005) využívá tzv. modifikovanou Maruszczakovu metodu (Maruszczak, 1974, 1988), která definuje rozsah antropogenní transformace krajiny jako plošný podíl zastoupených sociokulturních prvků (odkazujících na antropogenní aktivitu), kam řadí zastavěnou plochu, ornou půdu, komunikace, ku plošnému rozsahu relativně přírodních prvků (luk, křovin, lesů, vodních ploch, mokřadů). Kupková (2001b) potvrzuje, že jí navržený výpočet byl inspirován koeficientem ekologické stability. Motivem k zavedení nového termínu, jak říká, byla pro ní diskutabilnost pojmu ekologická stabilita. S terminologickou problematičností kvantifikace ekologické stability v podobě koeficientu ekologické stability nelze než souhlasit. Navržené řešení ovšem nepodporuji, neboť takto stanovený koeficient antropogenního ovlivnění nemůže reflektovat např. charakter antropogenního vlivu projevujícího se na kvalitě land use ploch (kvalitu lesních, vodních ploch) a mnohé další negativní antropogenní efekty. Vychází pouze z plošného zastoupení jednotlivých land use typů a většinou neindikuje nic víc než poměr ploch lesů a luk ku ploše orné půdy, jako plošně nejvíce zastoupených land use kategorií.

Kupková (2001b) také zcela opominula podobně nazvaný koeficient antropického ovlivnění vegetace, který využívá zastoupení jednotlivých rostlinných druhů jako indikátoru antropogenního vlivu. Buček s Lacinou totiž zavedli výpočet koeficientu antropického ovlivnění vegetace již dříve (Löw et al., 1995, Kubeš, 1996, 1997) a to s uvažováním zejména stupně přirozenosti zastoupené vegetace ve sledované krajině, tedy podle plošného zastoupení: původní, přírodní, přirozené, podmíněně přirozené, přírodě blízké vegetace ku umělé, přírodě cizí, přírodě vzdálené, přírodě podmíněně blízké či vzdálené vegetaci. Svatoňová (2006) podobně vypočítává koeficient antropogenního tlaku na základě srovnání přírodního a současného stavu ekosystémů. Vyjadřuje jej poměrem ploch ekosystémů přírodních až přírodě blízkých k ekosystémům přírodě podmíněně vzdáleným až umělým. Pro výpočet tohoto koeficientu byly za přírodní až přírodě blízké ekosystémy brány mokřady, lesy a křoviny, louky a neznečištěné vody. Ekosystémy přírodě vzdálené až umělé pak reprezentovaly komunikace, ruderalní lada, trvalé kultury, orná půda, zahrady, zastavěné plochy a znečištěné vody. Zjemněním klasifikační stupnice land use typů a zohledněním jejich kvality (stupně přirozenosti) dosahuje výsledky blízké se názvu koeficientu.

Dostupnost geografických dat v digitální formě je nezbytnou podmínkou pro retrospektivní analýzu změn horizontální struktury krajiny. GIS následně nabízí velmi silnou podporu jejich zpracování a dalších úprav (Blaschke, 2006, Pauditšová, 2002). Schopnost syntetizovat informace o prostorových fenoménech pomocí integrace georeferencovaných dat umožňuje generovat zcela nové informace (Feranec, Ořahel, 1992, 2003). Budování geografické databáze, jak ji popisuje Jensen (2005), tvoří jednu z hlavních fází výzkumu různých (dnes již nejen geovědních) vědeckých oborů. Za nejvýznamnější prostředek takového zkoumání považují Groom et al. (2006) právě dálkový průzkum Země. Význam dálkového průzkumu Země potvrzuje i jeho současný prudký rozmach (Lillesand and Kiefer, 2002). Neopominutelným zdrojem informací se tak v krajinné ekologii stávají historické

letecké měřičské snímky, jejichž aplikace uvádí např. Feranec et al. (1997) či Jensen (2005) a mnozí další. Lipský (1999a) pokládá letecké snímky za nevhodnější materiál, dokládající vývoj krajinné struktury v posledních 40-60 letech. Prokazuje to i frekvence použití tohoto zdroje geografických dat v hodnocení vývoje horizontální struktury krajiny mnohých dalších autorů. Černobílé panchromatické letecké snímky v měřítku 1:10000 až 1:20000 pokrývají od 30. let 20. století celé území České republiky. Snímkování se pravidelně opakuje v 5-7letých intervalech. Historické letecké měřičské snímky jsou na rozdíl od map zcela objektivním, neomylným a přesným dokladem o stavu krajiny v určitém časovém okamžiku. Nepřesná může být pouze interpretace jeho obsahu (Lipský, 1999a). V posledním desetiletí se v Česku velmi rychle rozvíjí i barevné ortofotosnímkování (2003, 2007).

Mezi nejmodernější postupy získávání dat o charakteru krajiny v daném čase patří snímkování z automatických družic. Družicové snímky LANDSAT TM se staly podkladem ke zpracování map krajinného pokryvu v rámci projektu CORINE (tzv. databáze CLC). Cílem projektu CORINE Land Cover bylo vytvořit databázi krajinného pokryvu na základě jednotné metodiky. Tehdejší Československo vstoupilo do projektu mezi prvními státy a od roku 1991 rozběhlo pilotní studii o vhodnosti nomenklatury a metodologie. V září 1993 začaly práce na vektorové databázi, které vyústily v roce 1996 ve dvě oddělené databáze pro každou republiku, zpracované firmou Gisat. Databáze byla vytvořena interpretací snímků družice LANDSAT nasnímaných mezi roky 1986-95. Výstupem byla mapa vegetačního pokryvu v měřítku 1:100 000, rozděleného do 44 tříd. Navazující projekt IMAGE2000 představoval databázi satelitních snímků území Evropy z družice LANDSAT s prostorovým rozlišením 25 m, která tvořila výchozí materiál pro aktualizaci databáze CLC a identifikování změn (změnovou databázi), jež nastaly během uplynulých let. Minimální jednotka pro inventarizaci byla 25 ha, minimální délka liniových prvků 100 m. Identifikovaly se pouze plošné objekty (polygony). Jako změnová plocha byla identifikována pouze souvislá plocha o minimální velikosti 5 ha. Důležitou součástí nové databáze byla i korekce databáze CLC90, neboť v ní bylo zjištěno mnoho chyb. V případě CLC2000 byla použita stejná nomenklatura jako u CLC90. Základní hierarchie tříd má 3 úrovně: Úroveň 1 (pro měřítka menší než 1:1 000 000) - obsahuje 5 tříd, Úroveň 2 (1:500 000 až 1:1 000 000) - obsahuje 15, tříd, z nichž na území ČR se vyskytuje 13, Úroveň 3 (základní měřítko 1:100 000) - obsahuje 44 tříd, z nichž na území ČR se vyskytuje 28. V současné době je ve fázi příprav další aktualizace databáze – CLC2005. Plánované dokončení databáze je v roce 2007 (Feranec, Ořahel, 1992, 2003, Ořahel, Feranec, 1998).

Lipský (1999a) a Kolečka, Lipský (2007) hodnotí historické podklady pro sledování změn v kulturní krajině Česka. Nejstarší zdroje, zemské katastry (Berní rula, Tereziánský katastr, Josefský katastr, Stabilní katastr), zpracované v jednotné podobě pro celé území Čech, umožňují sledovat stav a vývoj využití území už od poloviny 17. století do poloviny 19. století. Při jejich použití je třeba však mít na paměti neúplnost a nedokonalost měření. Stabilní katastr (z první poloviny 19. století) vznikl z potřeby získat přesný podklad pro vymezení hlavního zdroje státní pokladny, tj. pozemkové daně. Detailní měření byla provedena v letech 1826-30 a 1837-43. V Čechách, na Moravě a v českém Slezsku bylo zaměřeno celkem 12 696 katastrálních obcí či území. Pro každou vymezenou obec byla zhotovena mapa stabilního katastru v měřítku 1:2 880 znázorňující veškeré parcely včetně údaje o způsobu jejich využití. Vedlejším produktem byly soupisy pořázené podle jednotlivých katastrálních území, kde jsou souhrnné informace o využití území. Soupisy je možné datovat od roku 1845. Stabilní katastr byl postupně nahrazen katastrem daně pozemkové a pozemkovým katastrem. Dnes jsou tyto údaje součástí katastru nemovitostí, který eviduje středisko centrálních databází Českého úřadu zeměměřického a katastrálního v Praze. Pro statistické monitorování dalšího vývoje land use na úrovni katastrálních území jsou dobře využitelná data v Lexikonu obcí pro Čechy. Na základě výše uvedených zdrojů byla na PřF UK v Praze vytvořena databáze, jejíž časový a

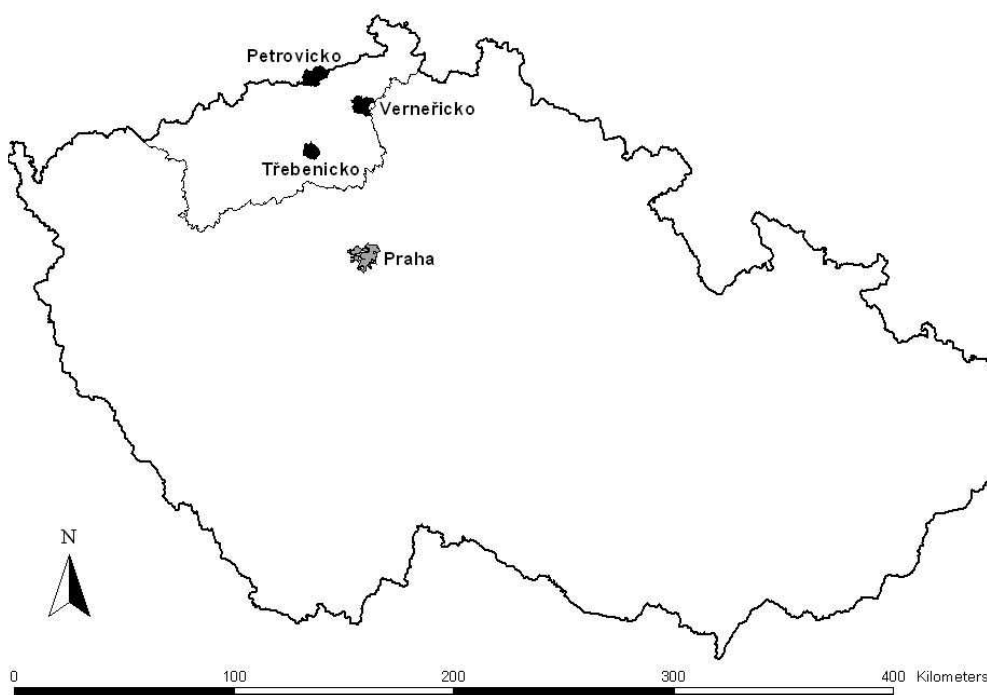
prostorový výřez nám posloužil jako doplňující či srovnávací zdroj informací o land use v modelových územích. Z kartografických podkladů je nutné, kromě výše uvedených map stabilního katastru 1:2880, zmínit ještě starší mapy z 18. století (Müllerovu mapu Čech) a vojenské mapy I., II. a III. vojenského mapování (digitalizované prostřednictvím pracoviště Geolab Fakulty životního prostředí Univerzity J. E. Purkyně).

Mezi doplňkové podklady pro hodnocení vývoje krajiny se řadí historické pohlednice, fotografie či kroniky. V této souvislosti je jistě přínosným zdrojem informací online dostupná webová databáze zaniklých obcí s informacemi o nich a s jejich prezentací na starých fotografiích či pohlednicích (www.zanikleobce.cz). Neopominutelné jsou i publikace Album starých pohlednic – České středohoří či Krušné hory východ (Karpaš, Koukal, 2004, Koukal, Vinklát, 2006).

Modelová území, případové studie

Tři modelová území vybraná za účelem hodnocení vývoje horizontální struktury krajiny v druhé polovině 20. století patří k osmi územím zkoumaným v rámci dvou výzkumných projektů (dotovaných MPSV ČR a GA ČR). Lokality byly vytipovány zejména s ohledem na jejich specifickou geografickou polohu a celkový charakter geografických podmínek, který v určité míře predestinuje socioekonomické využití. Na mikro- až mezochorické úrovni, v oblasti česko-německého pohraničí, v Ústeckém kraji byly vymezeny čtyři dvojice modelových území s převažujícím rurálním charakterem: pohraniční Petrovicko x „vnitrozemské“ Třebenicko, periferní Verneřicko x jádrové území Benešovska, devastované Bílinsko x relativně stabilní Libčevesko, horské Vejprtsko x údolní Klášterecko. Administrativní vymezení lokalit bylo implikováno zahrnutím socioekonomických témat do navrhovaných výzkumných cílů dvou výše zmíněných projektů. Tři modelová území zvolená v této práci reprezentují: 1) dynamicky se rozvíjející příhraniční oblast s exponovanou polohou, ležící na mezinárodní dopravní ose (Praha-Berlín), Petrovicko, 2) stagnující periferní lokalitu Verneřicka a 3) stabilně využívanou, zemědělskou krajinu Třebenicka.

Mapa 8.1. Poloha modelových území v rámci Ústeckého kraje a České republiky.



Tab. 8. 1. Porovnání základních charakteristik modelových územích.

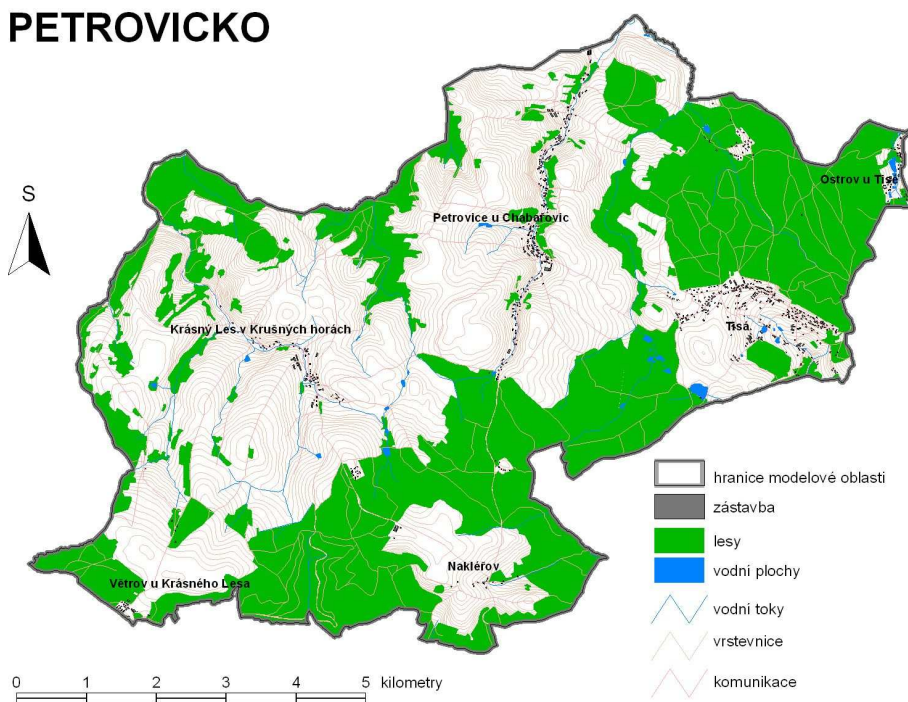
ČSÚ a DMÚ 25		Petrovicko	Verneřicko	Třeбенicko
	Rozloha (ha)	6425	5506	3608
	Hustota obyvatel na km²	24	36	111
	Min. nadm. výška (m)	425 (Petrovický potok)	230 (Valkeřický potok)	160 (Modla)
	Max. nadm. výška (m)	765 (Větrov)	675 (Kočičí vrch)	481 (Košťál)
Městská a obecní statistika (2004) v %	Orná půda	14	32	60
	Zahrady	0	1	3
	Ovocné sady	0	0	6
	Trvalé travní porosty	43	39	7
	Lesní půda	32	20	12
	Vodní plochy	0	0	1
	Zastavěné plochy	1	1	2
	Ostatní plochy	10	7	9

Petrovicko se nachází při česko-německé hranici 15 km severně od Ústí nad Labem, krajského města Ústeckého kraje. Tvoří jej dvě obce, Petrovice a Tisá (s 6 katastry: Krásný Les v Krušných horách, Nakléřov, Ostrov u Tisé, Petrovice u Chabařovic, Tisá, Větrov u Krásného Lesa). Na rozloze 6425 ha trvale žije 1552 obyvatel (24 obyv. na km²), 330 objektů se využívá k rodinné rekreaci (data www.csu.cz, 2006). Petrovicko leží současně v horské oblasti fyzickogeografického regionu Východního Krušnohoří (Němeček, 1983) a na severu sociogeografického regionu Ústecka. Severní a západní část území tvoří hranici s Německem. Jižně hraničí s obcí Telnice, jihovýchodně hraničí s katastrálním územím Libouchec a východní část tvoří okresní hranici s Děčínem. V současné době se periferní poloha Petrovicka výrazně proměnila. Územím prochází dálnice D8 (Praha–Drážďany), která nyní představuje významnou „driving force“ ve vývoji zdejší krajiny a patří k mezinárodní rozvojové ose Praha-Berlín. V rámci trojice modelových územích reprezentuje Petrovicko lesně luční krajinu se zastoupením trvalých travních porostů 43 % a lesnatostí 32 % (tab. 8.1.).

Z fyzickogeografického hlediska lze Petrovicko členit do dvou částí: 1) menší severovýchodní část (severní část obce Tisé; foto 14.1.13.), geomorfologicky náležející do okrsku Sněžnické hornatiny (podcelku Děčínské stěny, celku Děčínské vrchoviny) s výrazně strukturními tvary reliéfu (s četnými skalními branami, okny, hříby), založenými v druhohorních, vápnitých a jílovitých pískovcích pokrývá na kyselých kambizemích a podzolech převážně borová vegetace s výskytem smrku a břízy; na vlhkých místech, na pseudoglejích a glejích, v nivách podél potoků, pak nalezneme malé plochy podmáčených luk; 2) rozsáhlejší oblast (obec Petrovice a jižní část obce Tisá) představuje severovýchodní zakončení geomorfologického celku Krušné hory (podcelku Loučenské hornatiny a okrsku Nakléřovské hornatiny) s rozlehlými zbytky zarovnaných povrchů (foto 14.1.1.), vystupujícími suky, vymodelovanými mrazovým zvětráváním, a s ojedinělým sopečným tvarem Špičák u Krásného Lesa; rozřezané plošiny na kyselých metamorfitech byly vyzdviženy do 5. vegetačního stupně, kde se na kambizemních podzolech, pseudoglejích a kyselých kambizemích vyskytují zejména acidofilní bučiny, podél toků poté potoční olšiny.

Mapa 8.2. Topografická mapa Petrovicka podle aktualizovaných dat DMÚ 25 (2003).

PETROVICKO



Zdroj: DMÚ 25. Zpracováno autorem, 2007.

Ač existují první zmínky o osídlení modelového území již ze 14. a 15. století (např. Petrovice 1356, Nakléřov 1372, Krásný Les 1437, Větrov 1450) řadí Löw (2006 – www.cenia.cz) Petrovicko k novověké sídelní krajině Hercynica. Unikátní typ lesní krajiny skalních měst severní části obce Tisá (Tiské stěny) tvoří významný rekreační potenciál celého modelového území. Většina Petrovicka náleží k běžnému typu lesozemědělské krajiny vrchovin Hercynika (foto 14.1.2.), do jižní části zasahuje význačný typ lesozemědělské krajiny výrazných svahů a skalnatých horských hřbetů (Nakléřovská výšina) a unikátní typ lesní krajiny zaříznutého údolí Telnického potoka. Výrazný sopečný kužel Špičák u Krásného Lesa vytváří ve svém okolí unikátní typ lesozemědělské krajiny izolovaných kuželů (Löw, 2006 – www.cenia.cz).

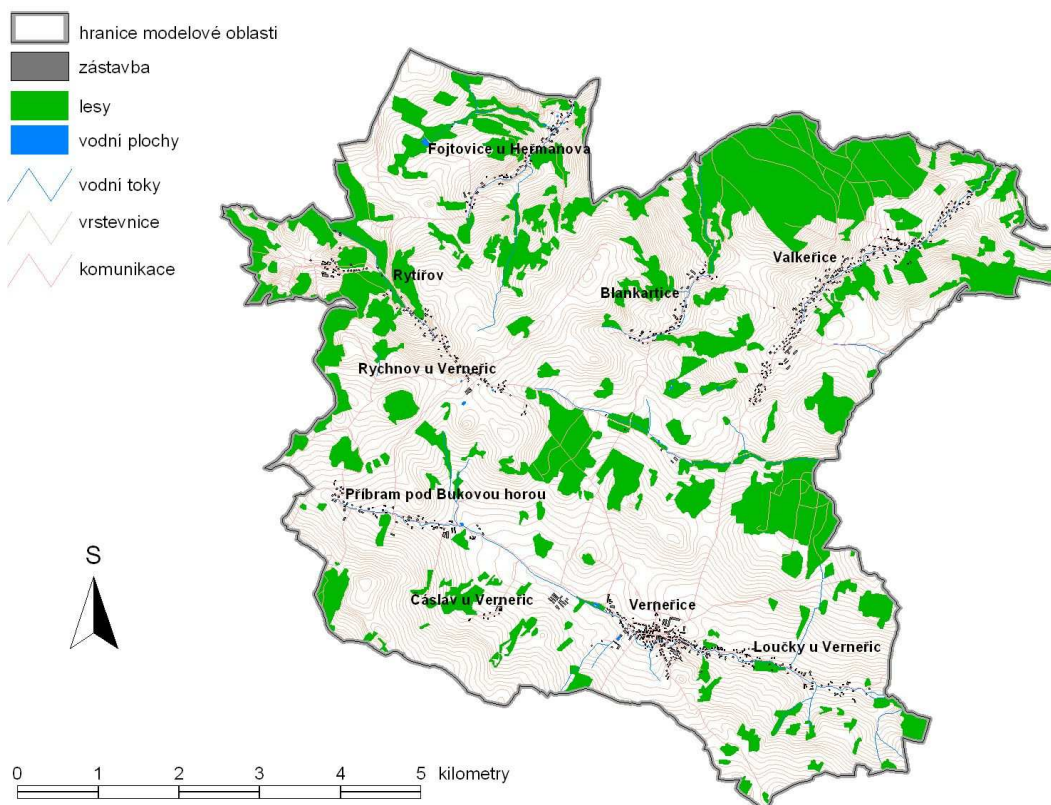
Verneřicko zaujímá periferní polohu při východní hranici Ústeckého kraje s Libereckým krajem, v jižní části okresu Děčín. V katastrech obcí Verneřice, Valkeřice a Heřmanova (Blankartice, Čáslav u Verneřic, Fojtovice u Heřmanova, Loučky u Verneřic, Příbram pod Bukovou horou, Rychnov u Verneřic a Rytířov) žije na celkové ploše 5 506 ha 1989 obyvatel (36 obyv. na km²) a necelých 400 objektů slouží k rodinné rekreaci (data www.csu.cz, 2006), což přibližně odpovídá 1/5 stavu z roku 1880. Modelové území leží ve třetí a čtvrté (nepatrná část ve druhé) zóně chráněné krajinné oblasti České středohoří, mimo hlavní komunikační tahy směřující do Německa nebo do větších sídel v regionu (Děčína a Ústí nad Labem). Dopravní dostupnost (akcesibilita), vyjadřující prostorovou a časovou dosažitelnost center v regionu, je vzhledem k členitému reliéfu území a k existenci obtížně dosažitelných hluboce zaříznutých antecedentních údolí Labe a Ploučnice (podél nichž probíhají hlavní dopravní osy) velmi nízká. S ohledem na převládající využití území představuje Verneřicko polně luční typ krajiny s lesnatostí 20 % (tab. 8.1.).

Verneřicko je součástí geomorfologického celku České středohoří (podcelku Verneřické středohoří, okrsku Litoměřické středohoří), na severu do území zasahuje i okrsek Benešovské středohoří. Od konce třetihor se zdvihající vulkanosedimentární komplex vystavuje intenzivní erozi a denudaci, které modelují dnešní charakter vulkanické krajiny, ploché hornatiny, ve které se vedle výrazných strukturně denudačních hřbetů a suků

významně projevuje i posopečný zarovnaný povrch. Ač by měly na bazických vulkanitech, mezotrofních až eutrofních kambizemích, 4. vegetačního stupně převažovat květnaté bučiny, podél potoků a na nepropustných substrátech, kde se vyvinuly plochy primárních pseudoglejů a glejů, pak olšiny a jasaniny, uplatňují se nyní v lesních společenstvech druhotné monokultury smrku, se zvyšujícím se podílem bučin. Na prudkých svazích jsou přítomna suťová společenstva s převahou kleny a buku, resp. s habrem a s příměsí javoru a dubu.

Mapa 8.3. Topografická mapa Verneřicka podle aktualizovaných dat DMÚ 25 (2003).

VERNEŘICKO

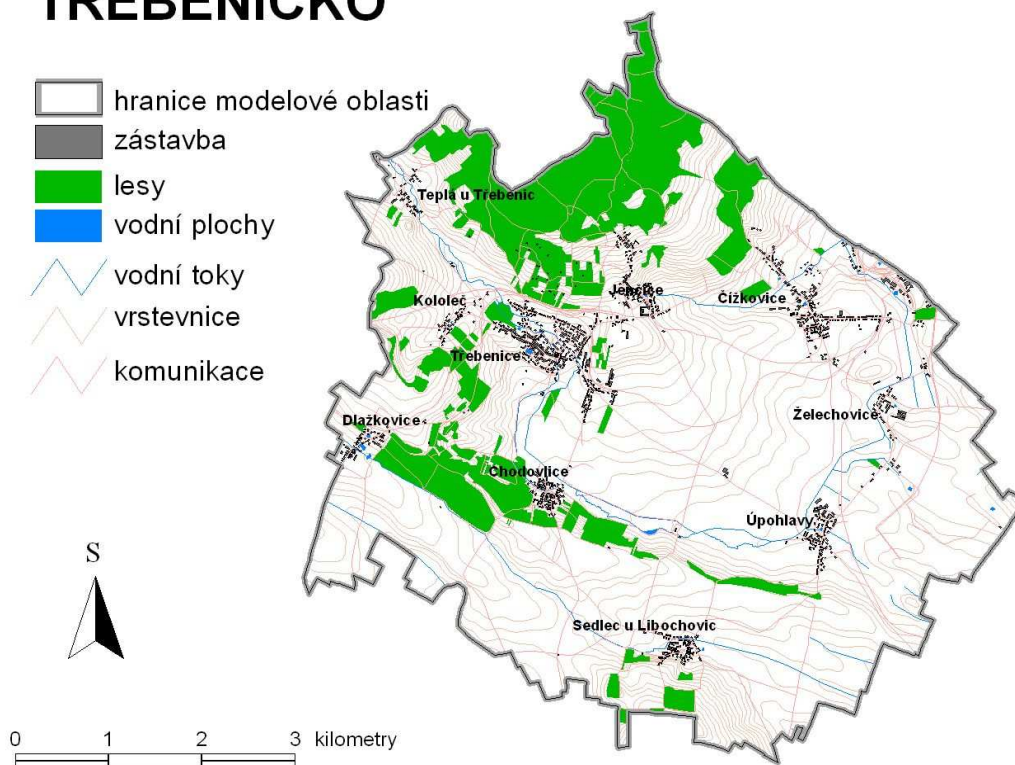


Zdroj: DMÚ 25. Zpracováno autorem, 2007.

První zmínky o jednotlivých sídlech modelového území pocházejí převážně ze 14. a z 15. století (Čáslav u Verneřic 1057, Verneřice 1352, Rychnov u Verneřic 1352, Valkeřice 1363, Příbram pod Bukovou horou 1421, Fojtovice u Heřmanova 1429, Blankartice 1454, Loučky u Verneřic 1543, Rytířov 1543), a proto krajina Verneřicka patří k typu krajiny pozdní středověké kolonizace. Většina Verneřicka je dále řazena k unikátnímu typu lesozemědělské krajiny sopečných pohoří (foto 14.2.3.), pouze severní hranice Valkeřic a Rytířov patří k unikátnímu typu krajiny zaříznutých údolí, a jihozápadní část obce Verneřic a severní části modelového území (Fojtovice, Blankartice a Valkeřice) řadí Löw (2006 – www.cenia.cz) k lesní a lesozemědělské krajíně hornatin (foto 14.2.4., 14.2.5.).

Mapa 8.4. Topografická mapa Třebenicka podle aktualizovaných dat DMÚ 25 (2003).

TŘEBENICKO



Zdroj: DMÚ 25. Zpracováno autorem, 2007.

Pro Třebenicko je charakteristická vnitrozemská poloha v Ústeckém kraji se socioekonomickou „gravitací“ k východně ležícímu centru Lovosic a k severojižním směrem probíhající mezinárodní rozvojové ose, Berlín-Praha. Samotné území protíná regionální dopravní osa Louny-Česká Lípa, která se napojuje u Lovosic na zmíněnou dálnici D8. V obcích: Čížkovice (včetně katastru Želechovice), Dlačkovice, Chodovlice, Jenčice, Sedlec u Libochovic, Úpohlav, Třebenice (včetně katastrů Kololeč a Teplá u Třebenic) dosahuje počet obyvatel 3 999 (111 obyv. na km²) a přibližně 210 objektů slouží k rodinné rekreaci (data www.csu.cz, 2006) a celková rozloha 3 608 ha. Třebenicko reprezentuje zemědělské území se zastoupením orné půdy 60 % a lesnatostí pouhých 12 %.

Třebenickem prochází hranice mezi Krušnohorskou subprovincií a Českou tabulí, respektive mezi celky České středohoří (podcelkem Milešovské středohoří, okrskem Kostomlatské středohoří) a Dolnooharskou tabulí (podcelkem Hazmburská tabule, okrskem Klapská tabule). Převažuje k jihovýchodu mírně ukloněný, v severní části až středně ukloněný, povrch na křídových sedimentech, slínovcích, vápnitých jílovcích a kaolinitých pískovcích, které jsou v severní části proraženy terciárními vulkanity. Modelové území obecně charakterizuje teplé a suché klima s vlivem srážkového stínu Krušných hor a Českého středohoří. Na většině území Třebenicka, na půdách černozemního charakteru s nedostatkem vodních ploch, převládá produkce obilnin a olejnin. Do severní části zasahuje dominantními kuželovými vrcholy CHKO České středohoří (zejména IV. zóna), které svými příkrými svahy, v kontrastu s navazující Dolnooharskou tabulí, vytvářejí turisticky velmi zajímavou kompozici. V úpatních polohách členitějších částí Třebenicka (okolí Košťálu, Planíku a Velké Kozí horky) se na rendzinách a pararendzinách a ve vrcholových partiích pak na mělkých a nevyvinutých půdách s výraznou skeletovitostí nacházejí dubohabřiny, teplomilné doubravy, javorové habřiny (suťové lesy) a specifická stepní společenstva.

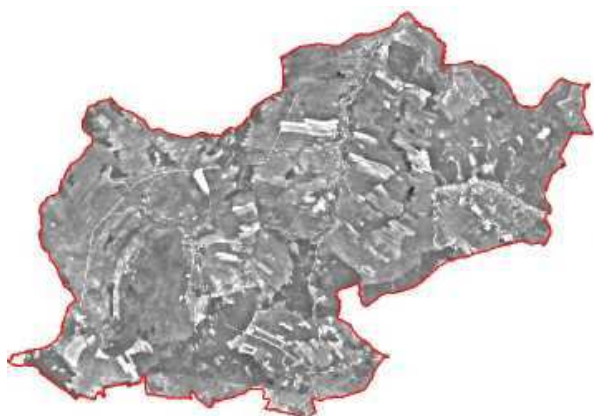
Krajina Třebenicka patří podle Löw (2006 – www.cenia.cz) zejména k běžným typům zemědělských krajin a z historického pohledu se řadí k těm nejdříve osídleným (foto 14.3.2.). Typ staré sídelní krajiny Hercynika prokazuje datace prvních zpráv o zdejších sídlech, které jsou z 11. a z 13. století (Dlažkovice 1057, Úpohlavy 1227, Třebenice 1227, Jenčice 1251, Čížkovice 1276, Želechovice 1363). Od jihu až jihovýchodu zasahuje do obcí Čížkovice, Úpohlavy, Sedlec a nepatrně i Jenčic a Třebenic typ zemědělské krajiny rovin (foto 14.3.5., 14.3.6.), který v severní části Čížkovic, střední části Jenčic a Třebenic, v západní části Sedlce přechází v typ zemědělské krajiny plošin a pahorkatin. Chodovlice a Dlažkovice náleží tomuto typu celé. Pouze v severní polovině Jenčic a při severní hranici Třebenic lze nalézt význačný typ lesozemědělské krajiny kuželů a kup.

Zajímavým, poměrně novým, údajem, kvantitativním způsobem vypovídajícím o faktorech geografické polohy, je koeficient prodejnosti (příloha č. 33 k vyhlášce Ministerstva financí ČR č. 279/1997 Sb. a příloha č. 36 k vyhlášce Ministerstva financí ČR č. 452/2003 Sb.). Účelem vytvořeného koeficientu má být poskytování informací o rozložení cenové hladiny pro jednotlivé druhy nemovitostí, přičemž rozhodující kritérium představuje především poloha nemovitosti. V souladu se zákonem č. 151/1997 Sb., o oceňování majetku, byla dnem 1.1.1998 uvedena v účinnost vyhláška č. 279/1997 Sb., ve které se poprvé objevuje koeficient prodejnosti (Kp), jako odpověď na potřebu přiblížit cenu zjištěnou vývoji trhu. Zavedení Kp bylo reakcí na ustanovení § 5 zákona č.151/1997 Sb., o oceňování majetku ve znění pozdějších změn a předpisů, ze kterého vyplývala povinnost upravit ceny stanovené nákladovým způsobem o vlivy nabídky a poptávky na trhu s nemovitostmi. Snahou tedy bylo srovnat pomocí Kp administrativní cenu s cenou sjednanou a skutečně zaplacenou. Kp vyjadřuje, kolikrát se obdobné nemovitosti v daném místě prodávají draže či levněji, než je jejich časová cena (v ČR). Cena obvyklá sleduje vývoj trhu a roste (klesá) v závislosti na místní poptávce a nabídce. Jelikož dochází k časovému zpoždění zpracovávaných údajů, nevystihuje Kp vždy reálný tržní vývoj.

Srovnání Kp staveb různého druhu (definovaných výše zmíněnými vyhláškami) ve dvou časových horizontech v sídlech tří modelových území přináší doplňující informaci o jednotlivých druzích geografické polohy. Vzhledem k tomu, že Kp je závislý na velikosti obce, ve které se stavba nachází (neboť s růstem počtu obyvatel většina Kp staveb roste, kromě např. zemědělských či chatových objektů), a v našich modelových územích se vyjma Třebenic a Čížkovic nenacházejí jiné velikostní kategorie sídel než do 1 000 obyvatel, můžeme považovat takové porovnání různých sídel za signifikantní. V časovém horizontu 1997 (a uvažujeme-li výše zmiňované „zpoždění“ evidence sledovaných dat spíše v období o něco dřívějším) se ukazuje, že např. Kp staveb sloužících k výrobě, chataření, zemědělství či k bydlení byl téměř o polovinu vždy nižší než po šesti letech, v roce 2003. V případě zemědělských objektů (včetně např. zahradních chat) má jednoznačně nejvyšší Kp Třebenicko (z 0,584 na 0,623) a rozdíl oproti dvěma zbývajícím modelovým územím se od roku 1997 výrazně zvýšil. Pokud srovnáváme výrobní objekty je pozoruhodné výrazné zvýšení Kp na Petrovicku (z 0,249 na 0,611) i na Třebenicku (z 0,584 na 0,769), což prokazuje dynamizující se socioekonomický rozvoj (např. v souvislosti s růstem přeshraničních aktivit, dálnicí D8 a dalšími faktory). Na Verneřicku stagnuje nejen Kp zemědělských staveb (z 0,362 na 0,341, např. na Petrovicku obdobně z 0,375 na 0,340), ale i Kp výrobních objektů (z 0,504 na 0,543). Poněkud jiná situace nastala v případě rodinných domů a chalup, kde na Verneřicku Kp narostl z 0,597 na 1,003, na Petrovicku z 0,589 na 0,970 a na Třebenicku už o něco méně z 0,610 na 0,967. Výše zmíněná čísla Kp dobře odhalují specifika geografické polohy jednotlivých vybraných území. Z hlediska bydlení jsou sídla na Třebenicku v nedalekém zázemí větších měst a s ohledem na dobré dopravní spojení (na Louny, Lovosice a zejména na D8) a vzhledem k blízkosti poutavé krajiny kuželů a kup Milešovského středohoří atraktivní.

Díky přírodním předpokladům zde převládá zemědělská a další výrobní funkce. Na Petrovicku lze zaznamenat postupný rozvoj výrobních aktivit a služeb souvisejících s rozvojem cestovního ruchu. Významný je však v současnosti i vznik nových suburbanizačních lokalit (Tisá, Petrovice) plnících funkci trvalého bydlení, které dálnice D8 napojuje na stotisícové Ústí nad Labem (příp. až Prahu) a na další sídla v Německu. Verneřicko v současné době hraje stále roli hospodářsky stagnujícího periferního území s výjimečnými, ovšem nenaplňovanými, přírodními a krajinářskými předpoklady pro cestovní ruch, které se prozatím odrážejí jen v rozvoji druhého bydlení (zejména chalupaření).

8. 1. Modelové území Petrovicko



Rok 1953



Rok 1982



Rok 1996



Rok 2003

Geologická stavba Petrovicka je dána příslušností území ke strukturně odlišným geologickým jednotkám. Ke kategorii předplatformních krystalinických jednotek a zvrásněného paleozoika zde patří Saxothuringikum, které představuje krušnohorskou oblast Českého masívu a dále pokračuje hlouběji do Německa. Prostorové rozmístění této jednotky je tektonicky omezeno poruchami založenými v kambriu, které byly dalšími geotektonickými pochody opakovaně oživovány (Anděl et al., 2002). Výsledkem se stala krušnohorská zlomová pásma orientovaná ve směru severovýchod-jihozápad (SV-JZ, dále již obdobně i další zkratky). Pro Saxothuringikum jsou příznačné metamorfované horniny (ruly a migmatity) a některé horniny vyvřelé (žuly). Převažující horninový základ tvoří krušnohorské krystalinikum, jehož horniny jsou dvoufázově regionálně metamorfovány, a to během kadomského a hercynského vrásnění (Mísař, 1983). Postupně vznikl komplex metamorfitů se zvyšujícím se stupněm přeměny (fylity–svory–pararuly–granitoidy). Docházelo k asimilaci a migmatitizaci, které se staly hlavní příčinou velké pestrosti hornin s vysokým stupněm přeměny i hojného výskytu migmatitů a červených ortorul (Němeček et al., 1983). Závěr hercynské tektogeneze byl poznamenán intruzemi žil a žilných těles porfyřů, paleoryolitů a lamprocytů (tyto magmatity již nebyly během dalšího geologického vývoje metamorfovány). Vedle komplexu metamorfovaných hornin se tak na stavbě jižní části Petrovicka podílí i krušnohorský žulový pluton, který vznikl při hercynském žulovém magmatismu. Na něj jsou vázány hlavní povrchové výlevy paleoryolitu a rudné žíly s bohatou mineralizací. Rudní

ložiska byla v minulosti dobývána. V Krásném Lese byly těženy žíly fluoritové či fluorit-barytové (Anděl et al., 2002).

Další jednotkou geologického vývoje je platformní jednotka. Předpokládá se, že období od konce prvohor až po spodní křídlo bylo pro tuto oblast ve znamení zdvihu a odnosu. Až během svrchní křídly území pokleslo a na 12 mil. let (před 92 – 80 mil. lety) se zde rozšířilo moře. Jako první se v něm začaly usazovat sedimenty mořského cenomanu. Po jejich uložení následovala sedimentace turonská a coniacská, které však byly úplně denudovány a do dnešní doby se zachovaly pouze zbytky. Ty jsou známé z okolí Panenské, sv. okraje Petrovic a zejména ze Špičáku u Krásného Lesa. V oblasti kolem Tisé převládá druhohorní pískovec, v podobě tzv. psamitů, tedy zpevněných klastických sedimentů (o velikosti zrn od 0,063 do 0,2 mm). Těmito pískovci jsou tvořeny právě Tiské stěny, kde nalezneme jedny z největších kvádrů v oblasti Labských pískovců. Převažují zde pískovce jílovité a vápnité.

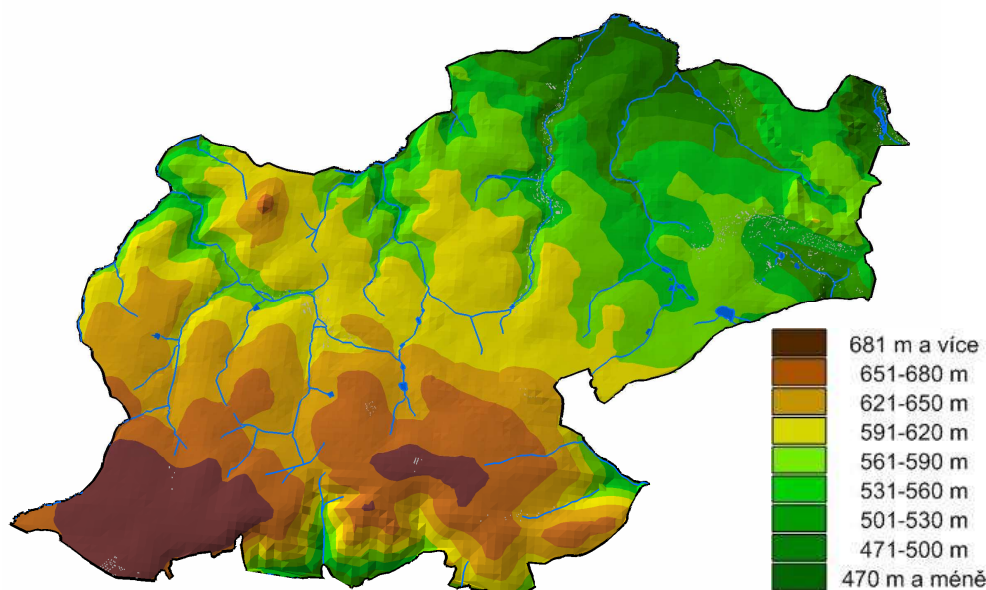
Horninový komplex vzniklý v období třetihor je zastoupen neovulkanity. Jejich vznik v průběhu eocénu až miocénu souvisí s třetihorním vulkanismem, probíhajícím v příkopové zóně oherského riftu v podobě opakovaných explozí a intruzí. Třetihorní vulkanická aktivita po sobě na Petrovicku zanechala jediné žilné těleso vystupující na vrcholu Špičák. Při uvedené intruzi využila čedičová tavenina ke svému výstupu pukliny v zemské kůře a prorazila podložní krystalinikum i denudační zbytek svrchnokřídlových sedimentů. V nejbližším okolí se výstup magmatu projevil prokřemeněním a zpevněním křídlových pískovců, které pak lépe vzdorovaly erozi a zachovaly se proto do dnešní doby ve formě prstence kolem čedičového vrcholu Špičáku. Poslední část platformního pokryvu, tvořená nejmladšími, kvarténními uloženinami, je výsledkem čtvrtohorních modelačních procesů, které byly ovlivňovány klimatickými výkyvy, v jejichž chladné fázi se projevují zejména kryogenní procesy (Anděl et al., 2002). Mezi vytvořenými kvarténními akumulacemi jsou zastoupeny akumulace říční, svahové a rašeliništní (např. jz. od Petrovic, j. od Krásného Lesa u Liščího potoku). Podél potoků se vyskytují nivní sedimenty.

Vzhledem ke geologické stavbě disponuje Petrovicko zdroji nerostných surovin, především ložisky polymetalických rud (podle dat Geofondu): barytová užitková složka – Telnice-Nakléřov, Větrov, Nakléřov; cín-wolframová ruda – Telnice-Adolfov, Krásný Les-Panenská; fluoritová a fluorit-barytová surovina – Krásný Les-Špičák, Krásný Les-Panenská, Krásný Les a Petrovice. V minulosti v lokalitách Rájec, Ostrov u Tisé probíhalo v malém rozsahu dolování nízkoprocentních železných rud. Dolování bylo ukončeno počátkem 17. století kvůli nerentabilitě provozu a nadměrnému kácení lesů. V lokalitě Krásný Les se v minulosti dolovaly i stříbrné rudy. S největší pravděpodobností se jednalo pouze o drobné kutací práce. Stříbrné rudy se v minulosti dolovaly i v okolí obce Petrovice. V 18. století byl otevřen jeden důl v tzv. Mordové rokli, v údolí potoka Slatina. Jeho provoz byl však brzy ukončen.

Z regionálně geomorfologického hlediska je Petrovicko součástí dvou celků – Krušných hor a Děčínské vrchoviny, které patří do Krušnohorské hornatiny. Většina území leží v okrsku Nakléřovská vrchovina, která je součástí podcelku Loučenská hornatina. Na východ Petrovicka zasahuje okrsek Sněžnická hornatina, která je součástí podcelku Děčínské stěny (Demek a kol., 1987):

Provincie:	Česká Vysočina	
Subprovincie:	Krušnohorská soustava	
Soustava:	Krušnohorská hornatina	
Celek:	Krušné hory	Děčínská vrchovina
Podcelek:	Loučenská hornatina	Děčínské stěny
Okrsek:	Nakléřovská hornatina	Sněžnická hornatina

Mapa 8.1.1. 3d model (tin) Petrovicka v severní orientaci se zkreslenými délkami.

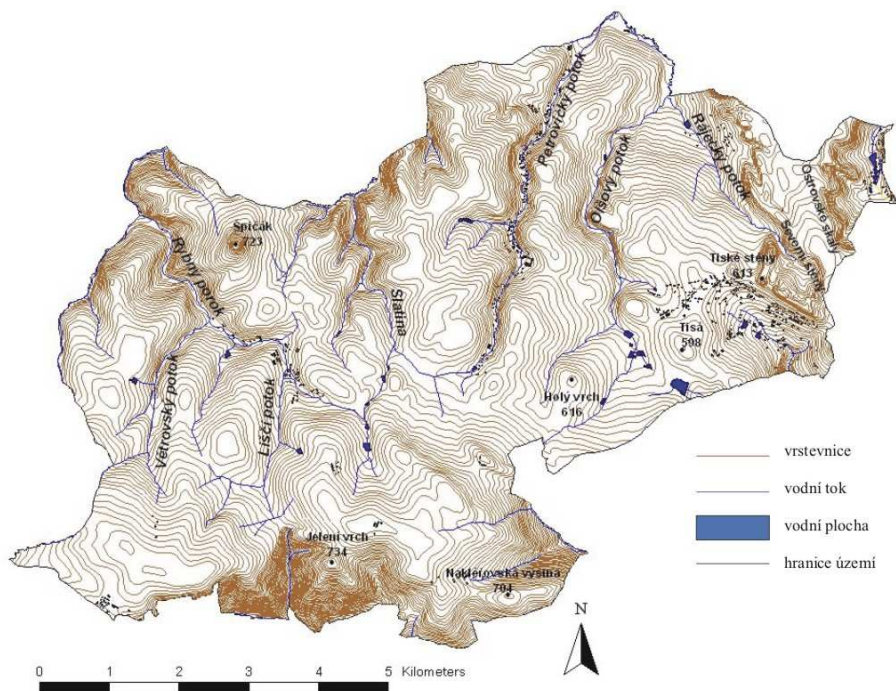


Zdroj: DMÚ 25. Zpracováno autorem, 2007.

Z morfologického hlediska je Nakléřovská vrchovina součástí kerného a jednostranně ukloněného pohoří s rozlehlými zbytky zarovnaných povrchů ve vrcholové oblasti. Příkrý svah je založený na systému podélných tektonických poruch. Povrch pokrývá 0,5–5 m mocná vrstva zvětralín, na nichž se místy utvořila rašeliniště (Němeček a kol., 1983). Nad úroveň vystupují suky modelované mrazovým zvětráváním, mezi nimi pak i zcela ojedinělý sopečný tvar Špičák u Krásného Lesa (723 m n. m.). Nadmořská výška v okolí Adolfova a Větrova se pohybuje mezi 700–750 m. Směrem na SV se nadmořská výška snižuje, východně od Krásného Lesa klesá na 640 m, v okolí severní části obce Petrovice na 480 m (mapa 8.1.1.). Podle převládajícího názoru jsou denudační plošiny zbytky původně jednotného paleogenního zarovnaného povrchu, který byl při saxonské tektogenezi endogenními silami vyzvednut a podél vnitřních zlomů rozdělen na kry, které mají dnes rozdílnou výškovou polohu. V období třetihor byl starý zarovnaný povrch pravděpodobně silně modelován a působením erozně denudačních sil se na něm zformovaly další méně výrazné stupně. Dnešní základní rysy vtiskla zarovnanému povrchu kvartérní modelace.

Hranice mezi Krušnými horami a Děčínskou vrchovinou není příliš výrazná. Probíhá po linii Libouchec – Tisá – Nový Dvůr. Obec Tisá se nalézá v prostoru přechodu Krušných hor do Děčínské vrchoviny. Severovýchodně od sídla Tisá začíná Děčínská vrchovina strmými stěnami a pokračuje dále k Ostrovu u Tisé směrem k Děčínu. Jihozápadní část Děčínské vrchoviny tvoří plochá hornatina Děčínských stěn, s výrazně strukturními tvary na pískovcovém podloží. V její západní části, v okrsku Sněžnické hornatiny, se rozkládají Tiské stěny, které jsou nejdokonalejším skalním městem Děčínské vrchoviny s četnými skalními branami, okny, hříby. Méně rozsáhlejší skalní města lemují sníženinu u Ostrova (Volské kameny, Ostrovské skály, foto 14.1.5.) a Rájce, severně od Tiských stěn jsou Severní stěny. Pískovcový masiv Tiských stěn, dosahuje nadmořské výšky až 613 m n. m. a vytváří k jihu otočenou, téměř jednolitou souvislou hradbu, jejíž severní strana byla erozivními denudačními procesy rozrušena do mnohých sloupů, věží, stěn, roklí, soutěsek, převisů, jeskyň a náměstí (mapa 8.1.2.).

Mapa 8.1.2. Členitost reliéfu Petrovicka.



Zdroj: DMÚ 25, VÚV. Zpracováno autorem, 2007.

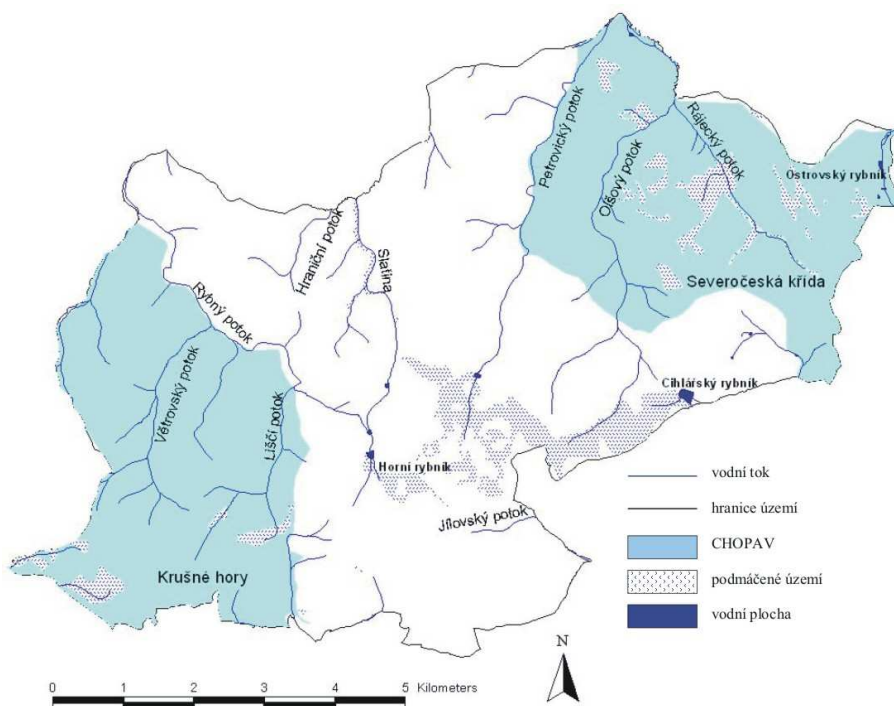
Klimatické poměry modelového území určuje především jeho poloha, nadmořská výška a expozice svahů. Petrovicko tvoří poměrně členitý reliéf s převládající střední nadmořskou výškou do 600 m. Tyto v minulosti vyzdvížené a zarovnané povrchy dle Quitta (1971) řadíme do chladné oblasti CH se dvěma podoblastmi CH-6 a CH-7. Níže položené oblasti Petrovicka se řadí do mírně teplé oblasti MT, podoblasti MT-4. Na Petrovicku, vzhledem k návětrné expozici vůči převládajícímu proudění vzduchu a příslušným nadmořským výškám, se vyskytují nadprůměrné roční úhrny srážek, v rozmezí 700-800 mm. Ve srážkoměrné stanici Petrovice – Krásný Les v letech 1996–2005 dosáhl průměrný roční úhrn srážek 808,3 mm, v Tisé 805,1 mm (ČHMÚ Ústí n. L., 2006).

Modelovým územím probíhá hlavní rozvodnice mezi povodími toků, které odvádějí vodu na sever do německých přítoků a povodím Jílovského potoka, který směřuje na jih. Rozvodnice prochází od Cihlářského potoka přes vrch Tisá, Tiskými stěnami k Děčínskému Sněžníku. Petrovicko náleží do povodí dolního Labe. Tiský potok je levostranným přítokem Jílovského potoka, do kterého se vlévá v Libouchci a odvodňuje převážnou část obce Tisá. Koryto má přírodní charakter, úpravy jsou ojedinělé. Olšový potok odvodňuje západní okraj Tisé. Je na něm navržena revitalizace v upraveném úseku severně od silnice z Tisé a zároveň doplnění vegetačního doprovodu. Ostrovská Bělá odvodňuje sv. část území a prostřednictvím vybudované soustavy vodních nádrží plní i rekreační funkci. Petrovicemi protéká v obci zčásti upravený Petrovický potok. Slatina, pramenící jižně od komunikace spojující Krásný Les s Nakléřovem, zůstala na celém toku neupravená. Do Rybného potoka se ve vymezeném území vlévá zleva Větrovský potok a Liščí potok, u kterého se počítá s doplněním vegetačního doprovodu. V minulosti existovalo umělé propojení Slatiny do Rybného potoka, které však bylo melioračními pracemi zrušeno. Kromě přibližně 150 m v horní části obce Krásný Les není Rybný potok jinak regulován. Toky v území mají díky členitosti reliéfu bystřinný charakter, jenž má za následek velkou unášející sílu při zvýšených povodňových průtocích (mapa 8.1.3.).

Kvalita vody je na Petrovicku sledována pouze u Rybného potoka s ohledem na vodárenské využívání v Německu. Voda je nejhůře ve II. třídě čistoty dle klasifikace ČSN

7221. Převážná část modelového území leží ve vyhlášených chráněných oblastech přirozené akumulace vod (CHOPAV), v nichž je legislativně vymezena ochrana kvality vod. Do západní části Petrovicka zasahuje CHOPAV Krušné hory (ochrana povrchových vod), do východní části CHOPAV Severočeská křída (ochrana podzemních vod). Legislativní omezení zakazují zmenšovat rozsah lesních pozemků v jednotlivých ploškách o více než 25 ha, odvodňovat u zemědělských pozemků více než 50 ha souvislé plochy, budovat velkokapacitní objekty pro chov prasat, budovat sklady ropných látek nad 1000 m³ obsahu nádrže apod. (ÚPn Petrovice, 1997). Na Petrovicku se nachází několik vodních ploch, které plní zejména rekreační funkci a zároveň zajišťují protipožární zásobu vody (rybníky Ostrovský (foto 14.1.6.), Kačák, Cihlářský (Tiský) nebo Pacák). Rekreační a krajinnotvornou funkci naplňují také Horní rybník u Krásného Lesa a nový rybník Rájec, jehož hlavní funkcí je snížení povodňových kulminačních průtoků a zachycení splavenin. Na podzemní vodu jsou bohatší mocné vrstvy křídových pískovců ve východní části Petrovicka (CHOPAV Severočeská křída). Tato voda v křídových pískovcích může být i termální (Kačura, 1980).

Mapa 8.1.3. Říční síť a další charakteristiky vodní složky krajiny Petrovicka.



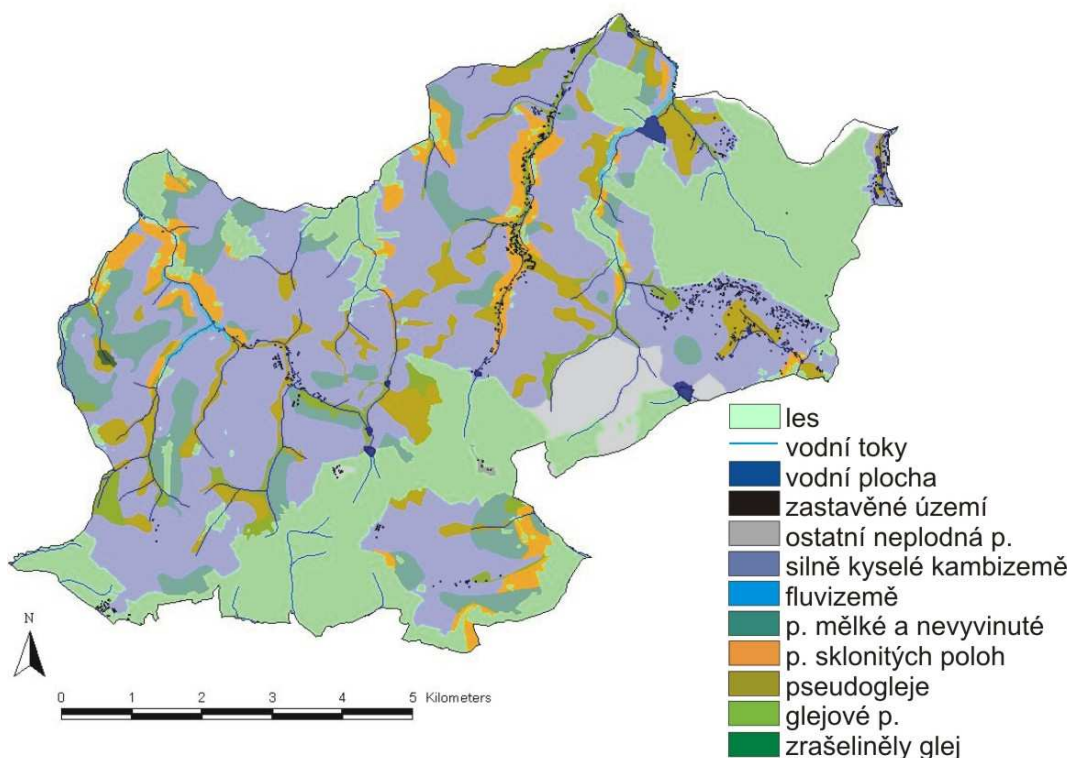
Zdroj: DMÚ 25, VÚV, OPRL. Zpracováno autorem, 2007.

Utváření půdních typů na území Petrovicka mimo jiné podmiňuje geologická stavba (převažují kyselé ortoruly, hlubinné vulkanity a pouze v oblasti Tisé pískovce), expozice tvarů reliéfu, nadmořská výška, klima a kategorie land coveru. Půdy jsou proto primárně kyselé, chudé na živiny a jejich všeobecným znakem je nedostatek vápníku. Na většině území Petrovicka se vyskytuje kambizem v různých varietách s nízkým zemědělským produkčním potenciálem (mapa 8.1.4.). Z hlediska BPEJ patří do skupiny půd silně kyselých až podzolovaných chladných oblastí (hlavní půdní jednotka č. 36), skupiny půd mělkých a nevyvinutých (hlavní půdní jednotka č. 37) a v členitějších oblastech do skupiny půd velmi sklonitých poloh (hlavní půdní jednotka č. 40). Kambizem na kyselých ortorulách se vyskytuje také v oblasti Panenské, Adolfova, dále v příhraniční oblasti v údolí potoka Slatina. Dle Tomáška (1995) je morfologicky shodná s kambizemí typickou, ale s nápadným poklesem půdní reakce a s nízkým nasycením sorpčního komplexu. Tato půda má vysoký produkční potenciál lesních půd. V prostoru severně od Tisé až ke státní hranici navazují

plochy podzolových půd. Dostí rozšířený je i pseudoglej (hlavní půdní jednotka č. 50), jehož hlavní výskyt je v údolí podél Petrovického potoka podél silnice Nakléřov–Petrovice. Kyselý pseudoglej dominuje i v prostoru Rájce. Ostrůvkovitě, hlavně v oblasti Krásného Lesa, se vyskytuje glej (hlavní půdní jednotka č. 70-72), kde půdotvorným substrátem jsou deluviofluviální nekarbonátové sedimenty. V oblasti severně od Panenské, v údolí pravobřežního přítoku Olšovského potoka při úpatí Rájeckých skal a Severních stěn a také východně od Krásného Lesa se vyskytuje glej zrašeliněný (hlavní půdní jednotka č. 74).

Většina území Petrovicka leží ve fytogeografické oblasti mezofytika, v obvodu českomoravského mezofytika, ve fytogeografickém okrese Krušnohorské podhůří a podokrese Krušnohorské podhůří vlastní, pouze východní část v okrese Labské pískovce a podokrese Děčínský sněžník (Skalický, 1988). Převažují mezofyta submontánního vegetačního stupně. Dle Culkova biogeografického členění se větší část území nachází v Krušnohorském bioregionu kde, původní vegetaci tvořily bikové a květnaté bučiny s výskytem charakteristických rašelinišť (Culek, 1996).

Mapa 8.1.4. Půdní typy Petrovicka podle klasifikace hlavních půdních jednotek (data BPEJ).



Zdroj: BPEJ. Zpracováno autorem, 2007.

Jediná biochora typu 5II, Izolované vrchy z bazických vulkanitů (5. vegetační stupeň) v Krušnohorském bioregionu, v severní části území, Špičák u Krásného Lesa, je typická květnatými bučinami (*Dentario enneaphylli-Fagetum*), které na místech chudších živinami doplňují ochuzené strdivkové bučiny (*Melico-Fagetum*). Na prudkých suťových svazích se objevují měsícníkové javořiny (*Lunario-Aceretum*). V západním sousedství, podél Rybného potoka a východně podél Slatiny, se nachází biochora 4US, Výrazná údolí v kyselých metamorfitech (4. vegetační stupeň), kde na kyselých kambizemích dominují horské květnaté bučiny (*Dentario enneaphylli-Fagetum*), acidofilní bikové bučiny (*Luzulo-Fagetum*), blíže toku ptačincové olšiny (*Stellario-Alnetum glutinosae*), podél menších přítoků i ostřicové jaseniny (*Carici remotae-Fraxinetum*). Plošně nejrozsáhlejší centrální část Petrovicka zaujímá biochora 5BS, Rozřezané plošiny na kyselých metamorfitech (5. vegetační stupeň), kde se na kambizemních podzolech, pseudoglejích a kyselých kambizemích vyskytují acidofilní bučiny

(*Luzulo-fagetum*), podél toků potoční olšiny asociace *Arunco silvestris-Alnetum glutinosae*. Nevelkou, pramennou oblast Petrovického potoka, Rybného potoka a Slatiny tvoří biochora 5Do, Podmáčené sníženiny na kyselých horninách (5. vegetační stupeň), s potenciální přirozenou vegetací podmáčených jedlosmrčín (*Equiseto-Piceetum*), podél toků smrkové olšiny (*Piceo-Alnetum*) a potoční olšiny (*Alnetum incanae*) na zamokřených půdách, arenických podzolech. Jihovýchodní oblasti pokrývají biochory 4SS, Svahy na kyselých metamorfitech (4. vegetační stupeň), s acidofilními bikovými bučinami, a 4Do, Podmáčené sníženiny na bazických horninách (4. vegetační stupeň) s potenciálními bažinnými olšinami svazu *Alnion glutinosae*. Severní část, povodí dolních toků Olšového a Petrovického potoku tvoří biochora 4BS, Rozřezané plošiny na kyselých metamorfitech (4. vegetační stupeň), s obdobným složením potenciální vegetace jako 5BS, ovšem s významným zastoupením květnatých bučin, především violkových bučin (*Violo reichenbachianae-Fagetum*). Současné smrkové monokultury (nevhodné provenience) jsou v důsledku bioklimatických a orografických poměrů, ale především vlivem emisí transmitovaných z krušnohorského podhůří a s nimi souvisejících hmyzích kalamit, silně poškozené až zaniklé. Nyní, podle lesních hospodářských plánů, dochází k postupné přeměně druhového složení vegetačního krytu, směřující k původní skladbě lesa. Přirozenou náhradní vegetací tvoří zejména vegetace horských luk (Culek, 1996). Cenné jsou především horské louky v okolí Adolfova a Krásného Lesa s bohatým výskytem pro Krušné hory typického koprníku štětinolistého (*Meum athamanticum*) a s řadou vzácných a mizejících druhů flóry: např. kosatec sibiřský (*Iris siberica*), lilie cibulkonosná (*Lilium bulbiferum*), prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*). Místy, lze nalézt drobná rašeliniště a oligotrofní louky s výskytem zvláště chráněných druhů rostlin jako je rosnatka okrouhlolistá (*Drosera rotundifolia*) či vítod douškolistý (*Polygala serpyllifolia*).

V krušnohorské části Petrovicka jsou zastoupeny charakteristické druhy střeoevropské lesní fauny. Pro lesnatou oblast Krušných hor a přilehlou pískovcovou oblast je typický výskyt velkých savců (jelen evropský (*Servus alaphus*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*)). Biotopy rašelinišť, luk a mladých výsadeb náhradních dřevin ve vrcholové partii Krušných hor jsou vhodným prostředím pro silně ohroženého tetřívka evropského (*Tetryx tetryx*). Lesní biotopy z ptáků osídluje např. jestřáb lesní (*Accipiter gentilis*), kalous ušatý (*Asio otus*), puštk obecný (*Strix aluco*), sýc rousný (*Aegolius funereus*). Zaznamenáno bylo i hnízdění čápa černého (*Ciconia nigra*).

Východní část modelového území, patřící do Děčínského bioregionu, reprezentují strukturální tvary reliéfu vázané na pískovcový horninový podklad, biochory 4BW, Rozřezané plošiny na kyselých pískovcích (4. vegetační stupeň) a 4WW, Vrchoviny se skalními městy v pískovcích (4. vegetační stupeň). Potenciální vegetaci na kyselých kambizemích a kambizemních podzolech tvoří (v oblasti Tisé) acidofilní bikové bučiny (*Luzulo-Fagetum*), často v kombinaci s acidofilními brusinkovými borovými doubravami (*Vaccinio vitis-idaeae-Quercetum*). Podél Rájeckého a Olšového potoka (foto 14.1.8., 14.1.9.) se vyskytují nivy s vegetací podsvazu *Alnenion glutinoso-incanae*, zpravidla ptačincové či udatnové olšiny (*Stellario-Alnetum*, *Arunco silvestris-Alnetum glutinosae*). Na podzolech a pararendzinách (na výchozech vápnitých pískovců) jsou potenciálně vázány acidofilní bikové bučiny (*Luzulo-Fagetum*). Značný rozsah mají reliktní bory na hranách skal (*Vaccinio myrtilli-Pinetum silvestris*). Na vlhkých místech (na kyselých pseudoglejích a glejích) jsou louky svazu *Calthion*, specificky pak rašelinné louky svazu *Caricion fuscae* (foto 14.1.7.). Současný vegetační pokryv představuje (z hlediska biodiverzity) převážně chudá borová vegetace s výskytem smrku.

Chráněná krajinná oblast Labské pískovce zasahuje do Petrovicka od východu. Modelové území náleží do první, druhé, třetí i čtvrté zóny. První zónu zastupují Tiské stěny. Druhou zónu reprezentuje oblast Ostrova a Rájce, v severovýchodní části Petrovicka. Horní

tok Rájceckého potoka patří do třetí zóny a povodí Olšového potoka do čtvrté zóny. Na území mezi obcemi Petrovice a Rájec byla zřízena roku 2002 přírodní rezervace Niva Olšového potoka s přirozeným tokem s řadou meandrů a tůňek, kterou lze považovat za jeden z nejzachovalejších toků na území CHKO (foto 14.1.8.). Významná je i krajinářská hodnota území a výskyt řady ohrožených rostlinných a živočišných druhů. Z botanického pohledu se jedná o zachovalou a velmi cennou potoční nivu s fragmenty mokřadní vegetace, které se střídají s mezofilními prvky, a na sušších místech se nacházejí i porosty s koprníkem štetinolistým (*Meum athamanticum*). Na vlhkých a mokřadních stanovištích je flóra zastoupena druhy: upolínem nejvyšším (*Trollius altissimus*), vrbou plazivou (*Salix repens*), skřípinou lesní (*Scirpus sylvaticus*) a dalšími druhy. Z významných druhů živočichů byly zjištěny druhy: pstruh potoční (*Salmo trutta*), skokan štíhlý (*Rana dalmatina*), skokan ostronosý (*Rana arvalis*), chřástal polní (*Crex crex*), bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*), linduška luční (*Anthus pratensis*) či vydra říční (*Lutra lutra*).

U obce Rájec byla zřízena přírodní rezervace Rájecká rašeliniště s ochranou společenstev rašelinné vegetace, brusnicových borů a kyselých smrkových bučin (foto 14.1.7.). Převažuje borovice lesní (*Pinus sylvestris*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) a bříza bělokora (*Betula pendula*). Druhotně vysázené dřeviny smrk ztepilý (*Picea abies*) a modřín opadavý (*Larix decidua*) postupně odumírají. Keříčkovitá společenstva brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*), brusnice brusinky (*Vaccinium vitis-idaea*), vlochyně bahenní (*Vaccinium uliginosum*), klikvy bahenní (*Oxycoccus palustris*) a vřesu obecného (*Calluna vulgaris*) se uplatňují v závislosti na vlhkostních poměrech.

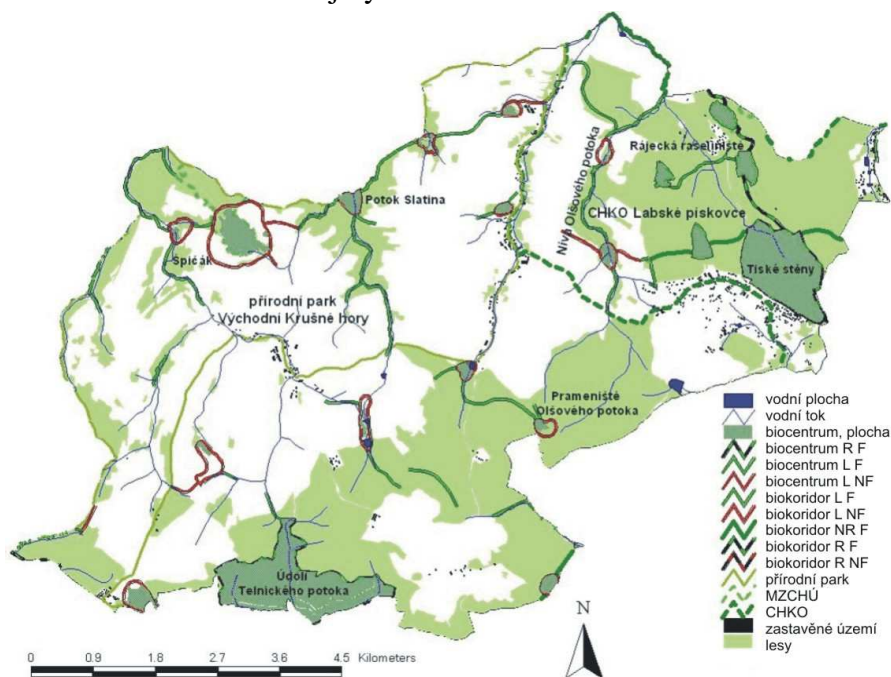
Důvodem zřízení přírodní rezervace Špičák byla geologicky pestrá stavba území s přilehlými mezofilními až silně podmáčenými loukami, mokřady a prameništi s přirozenými společenstvy. Pestrá geologická stavba Špičáku zahrnuje podložní krystalinikum, zbytky křídových sedimentů, vlastní neovulkanický vrchol Špičáku a kvartérní sedimenty s rozsáhlými suťovými poli na úbočí. Kromě suťových polí se zde vyskytují i jeskyně, mrazové sruby a četné převisy. Nejcennějšími částmi rezervace jsou podmáčené louky a prameniště na severozápadním úpatí vrchu, kde se vyskytuje i řada zvláště chráněných rostlin (např. kosatec sibiřský (*Iris sibirica*), srstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), upolín nejvyšší (*Trollius altissimus*), tučnice obecná (*Pinguicula vulgaris*) či vrba plazivá (*Salix repens*)). Další chráněné druhy se vyskytují na sušších mezofilních loukách, které byly v minulosti obdělávány (koprník štetinolistý (*Meum athamanticum*), prha arnika (*Arnica montana*), hvozdík lesní (*Dianthus sylvaticus*), vzácně i lilie cibulkonosná (*Lilium bulbiferum*)). Les pokrývající vrchol Špičáku je poškozován imisemi a byla zde vysázena řada nepůvodních dřevin (modřín opadavý, borovice černá, smrk pichlavý). Plán péče předpokládá postupnou přeměnu druhového složení ve prospěch stanovišti odpovídajících druhů s převahou listnáčů. Přírodní památka Tiské stěny byla zřízena k ochraně unikátního skalního města, které představuje i významné refugium řady živočišných druhů.

Západní část Petrovicka leží v přírodním parku Východní Krušné hory, který je od CHKO Labské pískovce oddělen silnicí II. třídy č. 248 tvořící jeho východní hranici. Podle §12 zákona 114/1992 Sb. může orgán ochrany přírody zřídit přírodní park za účelem ochrany krajinného rázu s významným soustředěním estetických a přírodních hodnot a stanovit omezení využití území, které by znamenalo zničení, poškození nebo rušení dosavadního stavu. Přírodní park nemá povahu zvláště chráněného území ve smyslu ustanovení § 14 zákona 114/92 Sb. Přírodní park navazuje na stejnojmenné chráněné území v Sasku (Landschaftschutzgebiet Osterzgebirge). Zřízení přírodního parku má zajistit zachování přirozených ekosystémů a úpravu zemědělské činnosti, zejména zajištění pravidelného sečení luk a pastvin. Typickým prvkem krajinného rázu jsou protáhlé lesní plochy na kamenných snosech, které v minulosti zajišťovaly protierozní ochranu zemědělské půdy.

Do územního systému ekologické stability (ÚSES) jsou v modelovém území zahrnuty ekologicky významné krajinné prvky, které jako ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotné části krajiny utvářejí její typický vzhled nebo přispívají k udržení její stability (mapa 8.1.5.). Do modelového území zasahuje regionální biocentrum Údolí Telnického potoka, které tvoří hluboký příčný kaňon se svahy porostlými původními bukovými porosty s dobrým zdravotním stavem (ÚPn Petrovice, 1997). ÚSES také zahrnuje regionální biokoridor od Tiských stěn ke státní hranici, s regionálním biocentrem Tiské stěny a lokálními biocentry (Rájecká rašeliniště). Od regionálního biokoridoru jsou modelovým územím vedeny lokální biokoridory směrem k Olšovskému potoku (na západ, Niva Olšového potoka) a směrem na Děčínský Sněžník (na východ). Podle úpravy nadregionální a regionální úrovně ÚSES je nově vymezen nadregionální biokoridor K2. Tento 40 m široký biokoridor rozšiřuje již vymezený lokální biokoridor šířky 15 m, včetně požadavku hustšího osazení lokálními biocentry (ÚPn Tisá, 1999). Špičák u Krásného Lesa, čedičový suk v cenomanských pískovcích se zachovalými lesní porosty na úpatí patří mezi řadu nefunkčních lokálních biocenter stejně jako: Potok Slatina (zachovalé břehové porosty, včetně rybníčků v jeho pramenní oblasti), Mokřady u Krásného Lesa (část prameniště Liščího potoka) a Panenská (prameniště Olšovského potoka, pískovcový suk).

Do území Petrovicka zasahují také dvě oblasti ochrany ptactva vymezené v rámci soustavy Natura 2000, Východní Krušné hory a Labské pískovce. Předmětem ochrany ptací oblasti Východní Krušné hory je populace tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) a jeho biotop. Pro ptací oblast Labské pískovce jsou předmětem ochrany populace sokola stěhovavého (*Falco peregrinus*), chřástala polního (*Crex crex*), výra velkého (*Bubo bubo*), datla černého (*Dryocopus martius*) a jejich biotopy. Cílem ochrany je zachování a obnova ekosystémů významných pro tyto druhy ptáků, jejich přirozených areálů rozšíření a zajištění podmínek pro zachování jejich populace ve stavu příznivém z hlediska ochrany.

Mapa 8.1.5. Územní ochrana krajiny na Petrovicku.



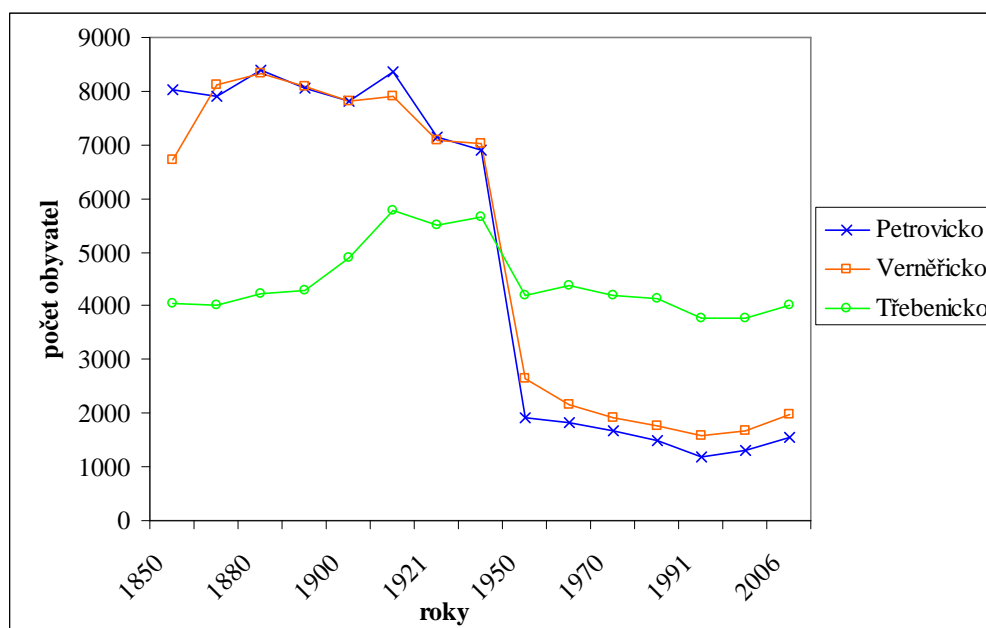
Zdroj: DMÚ 25, VÚV, OPRL. Zpracováno autorem, 2007.

Vývoj Petrovicka probíhal v kontextu s historií Krušných hor, která je charakteristická několika kolonizačními vlnami: nejprve českou kolonizační vlnou a ve 12. až 13. století německou. Rozvoj Petrovicka souvisel hlavně s výhodnou polohou na hlavní obchodní trase

do Saska. Území bylo v minulosti hustě osídleno. Například obec Petrovice byla ve středověku a po celý raný novověk lidnatější než dnešní krajské město Ústí nad Labem. Krajina byla v minulosti využívána zejména pro zemědělské účely, po určitou dobu se stala i jednou ze zdrojových oblastí potravin pro rostoucí počet obyvatel v pánvi (hlavně v Ústí nad Labem). Historické osídlení oblasti bylo založeno při staré srbské (chlumecké) obchodní cestě. Vedla z vnitrozemí přes Nakléřovský průsmyk do Petrovic, kde opouštěla území České republiky. Krušné hory byly pozvolna osídlovány nejprve z české strany. V souvislosti s těžbou a zpracováním stříbrných a železných rud rostla i spotřeba dřeva, což vedlo k degradaci do té doby nedotčených smíšených lesů. Na přelomu 16. a 17. století vznikaly na hřebenech Krušných hor velké odlesněné plochy. Vznikající manufaktury, nahrazující postupně upadající hornictví, navazovaly na surovinovou základnu a byly orientovány především na železářství. Třicetiletá válka přinesla velké populační ztráty (např. v Nakléřově poklesl počet obyvatel o 70 %). V 18. století byla na Petrovicu založena střediska zemědělské výroby v lokalitách Krásný Les, Petrovice a Nakléřov. Zároveň se Petrovice staly významným dopravním centrem. V Tisé byla ve 2. polovině 18. století zahájena drobná kovovýroba (litých cínových lžic, klik, přezek, podkov, zvonků a jiných drobných předmětů). Na přelomu 18. a 19. století se v této oblasti utvořil malý, ale specifický region s poměrně velkou ekonomickou produktivitou. Zdejší výroba knoflíků a přezek brzy neměla konkurenci. Spolu s ekonomickými aktivitami se začaly rozrůstat i vesnice. Od 80. let 19. století lze v Tisé zaznamenat rozvoj turistiky, rekreace a horolezectví, spojený s výstavbou řady hostinců a turistických ubytoven. Tisá se v té době stala známým turistickým centrem, což se odrazilo i na počtu obyvatel. V roce 1910 žilo v Tisé a podobně i v Petrovicích více než 3000 obyvatel, což bylo historické maximum. Obce se staly středem zájmu i zahraničního kapitálu. Zahraniční firmy zde zřizovaly oblastní výrobní pobočky. Cizí zkušenosti přinesly do oblasti nové podněty a modernizaci výroby. Mimo zapínacích knoflíků získávaly stále větší oblibu i knoflíky ozdobné. Od roku 1910 obyvatel v obcích ubývalo. Redukce počtu obyvatel a změny sídelní struktury souvisely s růstem ekonomických aktivit v pánevních oblastech založených na těžbě hnědého uhlí. K výraznému demografickému zlomu v modelovém území dochází po 2. světové válce, kdy nastal odsun obyvatel německé národnosti. Prakticky veškeré původní obyvatelstvo bylo vyměněno a modelové území zůstává výrazně nedosídleno. Řada sídel se následně transformuje z funkce obytné na rekreační (např. Adolfov), jiná sídla zcela zanikají: Nakléřov, Panenská, Větrov (Anděl, 2004). Počet obyvatel tak po nuceném odchodu původních obyvatel německé národnosti poklesl na čtvrtinu: z 10 sídel zůstaly pouze 3 (graf 8.1.1.).

V Tisé pokračuje snižování počtu obyvatel až do roku 1991, kdy byl v rámci sčítání zjištěn počet 600 obyvatel (v Petrovicích 492). V roce 1995 bylo v obci už 620 a v roce 2005 770 obyvatel (v Petrovicích 586). V současnosti se ve vývoji počtu obyvatel projevuje mírně stoupající tendence, způsobená suburbanizačním trendem výstavby rodinných domů ve spádové oblasti města Ústí nad Labem. Po roce 1990 zde vzniklo 5 soukromých firem výrobního charakteru, několik restaurací, penzionů a hotelů. V současné době se Tisá i Petrovice stále více orientují na přeměnu v komplexní rekreační střediska. Díky narůstajícímu cestovnímu ruchu zde nastal rozvoj obchodu i služeb. Nachází se tu řada restaurací, hotelů a jiných možností ubytování. Němečtí turisté v Tisé hojně navštěvují především Turistickou chatu, která se nachází u vstupu do Tiských stěn. Proudové letadlo v Petrovicích slouží jako restaurace, avšak také jako zcela nevhodný prvek v zástavbě obce. Podél silnice v Petrovicích se hojně rozšířil stánkový prodej převážně s vietnamskými prodejci (foto 14.1.4.). V obcích Petrovice a Tisá se nachází veřejný vodovod a kanalizace s čističkou odpadních vod (nedosahuje do nejokrajovějších částí obcí).

Graf 8. 1. 1. Vývoj počtu obyvatel v modelových územích (data ČSÚ).



Společnost Inter Contract WBC s.r.o. (dříve závod Koh-i-noor) navazuje na historickou tradici a vyrábí v Tisé drobné kovové zboží jako jsou knoflíky a medaile. Modelové území bylo po určitou dobu jednou ze zdrojových oblastí potravin pro rostoucí městské obyvatelstvo v pánvi, kde docházelo k degradaci úrodnějších ploch průmyslovou výstavbou. Radikálnější změna ve využití půdy nastala až s ukončením dřívější dotační politiky státu po roce 1990, a došlo tak k dynamickému snížení zemědělské výroby. Po likvidaci Státního statku Ústí n. L. převzala zemědělskou výrobu První Petrovická zemědělská a.s., která zanikla v roce 1995. V současnosti se v Tisé zabývá rostlinou výrobou kombinovanou s živočišnou výrobou (chovem skotu a prasat) firma IMBI s.r.o. Počet podnikatelských subjektů, hospodařících rolníků nepatrně klesá (v roce 2004 24, v roce 2006 19) a pokračuje tak trend útlumu zemědělské výroby (foto 14.1.11., 14.1.12.). Již ve středověku vedla přes Nakléřovský průsmyk stará srbská (chlumecká) obchodní cesta, která v Petrovicích opouštěla území našeho státu. V současnosti převzala tuto úlohu dálnice D8, spojující Prahu s Drážďany (foto 14.1.3.). Předpokládá se, že dokončením stavby se odlehčí stávající silnici druhé třídy č. 248 a zrychlí se dojížděka obyvatel do zaměstnání v sousedním Německu. Dálnice vstupuje do modelového území Petrovicka na východním okraji území obce Petrovice a sleduje hranici jejího katastru. Od SV obchází Panenskou tunelem Panenská (dlouhým 2 021 metrů), pokračuje po náhorní plošině Krušných hor mezi Krásným Lese a Špičákem a končí mostem přes státní hranici, za kterým na německém území pokračuje dálnice A17. Trasa kombinuje tunelové úseky s mostními objekty, které zohledňují konfiguraci terénu a respektují požadavky na zachování cenných přírodních lokalit (např. most o délce 538 m přes Mordovou roklí, 358 m dlouhý most pod Špičákem a 380 m dlouhý most přes Rybný potok).

Přírodní předpoklady, pestrý reliéf, vysoký podíl lesů a celková hodnota krajinného rázu Petrovicka formují rekreační potenciál území. Největší turistickou atraktivitu představují Tiské stěny, tvarově velmi bohaté pískovcové skalní město. V modelovém území se vyskytuje poměrně vysoká koncentrace historicky cenných objektů nyní sloužících pro individuální rekreaci, z nichž řada je zapsána do seznamu kulturních nemovitých památek (v Ostrově a v Rájci). Na území obce Petrovice se nacházejí objekty zapsané do seznamu památkově chráněných objektů (Kostel sv. Mikuláše v Petrovicích, Kostel Nanebevzetí p. Marie v Krásném Lese). V Tisé jsou podle státního seznamu nemovitých památek chráněny Kostel

Sv. Anny, který byl postaven v barokním slohu, a areál vily č. p. 349. Velikým prohřeškem minulé doby je demolice nakléřovského kostelíka, který byl významným orientačním bodem na horizontu a kompoziční dominantou hřebene Krušných hor. Pro rekreační účely se v modelovém území nabízí pěší turistika, cykloturistika a běžecké lyžování. Cykloturistická trasa vede z Krásného Lesa, kolem Špičáku do Petrovic a měla by být rozšířena z Krásného Lesa směrem ke státní hranici s Německem, případně podél státní hranice do Petrovic a dále do Rájce a Tisé. Tiskými stěnami procházejí dva značené cyklistické okruhy, které pokračují až na Děčínský Sněžník. Nevyužitou možností rozvoje turistiky jsou značené turistické cesty. Na katastrálním území Petrovic se nachází pouze jedna a to okrajově u Adolfova. Naučná stezka byla pro turisty zřízena v Tiských stěnách. Zázemí pro zimní rekreaci poskytuje Adolfov, jako součást lyžařského střediska Zadní Telnice a výchozí bod pro běžecké i sjezdové lyžování. Územím Adolfova prochází Krušnohorská magistrála (cyklotrasa a trasa pro běžecké lyžování) využívající nízké členitosti zarovnaných povrchů ve vrcholových partiích Krušných hor (Děčínský sněžník – Tisá – Nakléřovský průsmyk – Adolfov – Komáří vížka – Cínovec – Moldava – Klíny – Boží Dar). JV část Tisé nabízí k dispozici lyžařský svah s vlekem. Pro letní rekreaci jsou využívány i vodní plochy, které slouží jako přírodní koupaliště (Cihlářský rybník, Horní rybník u Krásného Lesa a Kačák, koupaliště v Ostrově). Obec Petrovice má připravený návrh na vybudování nového rybníku nad fotbalovým hřištěm, který by měl také sloužit k rekreačním účelům (ÚPn Petrovice, 1997, ÚPn Tisá, 1999).

8. 2. Modelové území Verneřicko



Verneřicko 1954



Verneřicko 1982



Verneřicko 1994

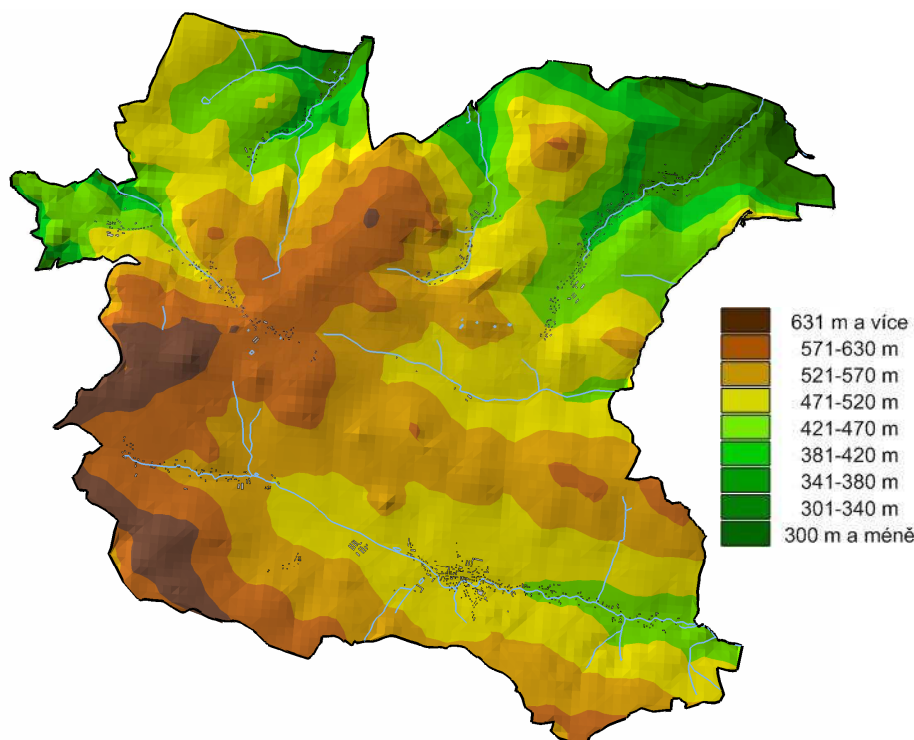


Verneřicko 2003

Na Verneřicku jsou v podloží vulkanických a sedimentárních hornin zastoupeny metamorfované horniny a hlubinné vyvřeliny svrchnoproterozoického až spodnopaleozoického stáří, řazené ke Krušnohorskému krystaliniku. Křídové sedimentární pokryvy tvoří, stejně jako na většině území Českého středohoří, mocná souvrství pod terciárními vulkanity. Specifikem křídových sedimentárních pokryv Českého středohoří je existence 150–200 m mocných vrstev santonských písků s kaolinickými vložkami zachovaných díky překryvu terciárními vulkanity. Toto tzv. Merboltické souvrství dostalo jméno podle lomu u obce Merboltice ležícího cca 2 km SZ od Verneřic. Na sledovaném území (mapa 8.2.1.) je souvrství patrné ve dvou plošně rozsáhlejších lokalitách SZ od Verneřic na úpatích Slukovského kopce (622 m) a Božího vrchu (556 m) a V od Valkeřic na SZ svazích Kamence (519 m). Většina území Verneřicka je však tvořena kenozoickými horninami, terciárními vulkanity a terciárními i kvartérními sedimenty. Vulkanosedimentární komplex Českého středohoří výrazně utváří krajinný ráz oblasti výjimečný v rámci celé České republiky. Jeho vznik je vázán na aktivizaci starších,

saxonských poruch v prostoru oherského riftu (ve směru SV – JZ). Počátek neovulkanické činnosti ve středoevropské oblasti je kladen do spodního miocénu a její ukončení do pleistocénu. Zachovaly se především efuzivní formy vulkanizmu, tj. lávové příkrovy a proudy. Z terciérních sedimentů stojí za zmínku lokální miocénní uhelné sloje, které jsou roztroušené v celé oblasti Českého středohoří. Uhlí je většinou černohnědé, smolně lesklé, často obsahuje jílovitou příměs. Jako důsledek působení modelačních procesů eroze a denudace tvoří poslední část platformního pokryvu kvartérní sedimenty, které vedle přímých klimatických vlivů zvýraznil i postupný zdvih Českého středohoří. Fluviální sedimenty se omezují na okolí dolních částí Bobřího, Valkeřického, Fojtovického a Dolského potoka. Jedná se o štěrkopísky většinou tvořené z erodovaných vulkanitů a pyroklastik. V horních částech toků převládají deluviofluviální sedimenty s výraznějším zastoupením hrubší frakce. Ty vznikly především v období pleistocénu a na jejich vzniku se výrazně podílela soliflukce. Jedná se většinou o kamenité až hlinitokamenité sedimenty pestrého horninového složení.

Mapa 8.2.1. 3d model (tin) Verneřicka v severní orientaci se zkrácenými délkami.



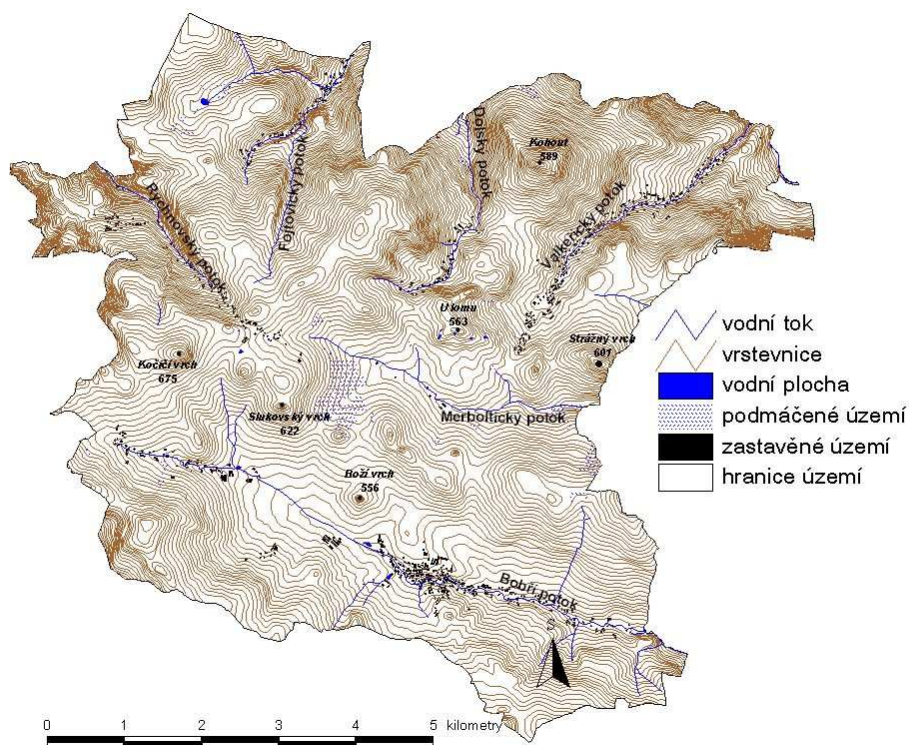
Zdroj: DMÚ 25. Zpracováno autorem, 2007.

Uhlí bylo na Verneřicku těženo v průběhu 19. století. Zpočátku probíhala těžba jen pro místní potřebu jako náhrada dřeva, později umožnila intenzivní těžba rozvoj zdejšího textilního průmyslu. Geologické průzkumy provedené ve druhé polovině 20. století neprokázaly výskyt dalších těžitelných zásob této suroviny. Podle dat Geofondu leží ve sledovaném území dvě chráněná ložisková území: Valkeřice, Zaječí vrch, ložisko náhrady živců (sodalitický fonolit) a Valkeřice zahrnující ložisko kamene pro hrubou a ušlechtilou kamenickou výrobu (dekorační kámen trachyt).

Z regionálně geomorfologického hlediska je Verneřicko součástí Podkrušnohorské oblasti Krušnohorské subprovincie, celku České středohoří a podcelku nazývaného Verneřické středohoří. Většina území leží v okrsku Litoměřického středohoří na S zasahuje i do okrsku Benešovského středohoří. Oblast Českého středohoří byla saxonskými

tektonickými pohyby rozlámána na řadu ker, jejichž pokles, resp. zdvih vytvořil hrást'ovou stavbu. Od konce třetihor se začíná České středohoří zdvihát a současně je celá oblast zasažena erozí a denudací. V průměru byla denudací odstraněna vrstva o mocnosti asi 300 metrů. Teprve těmito procesy podmíněnými tektonickým vyzdvižením dostává České středohoří dnešní tvářnost vulkanické krajiny s velmi členitým strukturním reliéfem. Modelové území více odpovídá ploché hornatině, ve které se vedle výrazných strukturně denudačních hřbetů a suků významně projevuje i posopečný zarovnaný povrch (Demek, 1987). Rozsáhlým prvkem reliéfu jsou tak mírně zvlněné pomiočenní denudační plošiny (foto 14.2.2.), které se zachovávají na elevacích z odolnějších hornin ve výškách okolo 500 m n. m. (mapa 8.2.2.). Většina nápadných kuželovitých tvarů představuje obnažené části podpovrchových těles lakolitů, sopouchů a žil (skalnatý suk Vrabinec 400 m, místo, kde opouští Rychnovský potok modelové území). V pleistocenním geomorfologickém vývoji se výrazně uplatnilo mrazové zvětrávání v chladném období poslední části tzv. viselského pleniglaciálu (13-27 ka BP). Všechny vulkanické suky a příkré údolní svahy jsou proto ve spodních částech kryty sutěmi a balvanovými proudy či suťovými poli. V omezené míře pokračuje až do současnosti tvorba hlinitokamenitých svahovin a nadále dochází k četným sesuvům. Vedle morfologie svahů se při vzniku sesuvů výrazně uplatňují i geologické poměry. Sesuvy postihují zejména svahové uložení spočívající na nepropustném nebo jen slabě propustném podloží křídových slínovců nebo třetihorních tufů a tufitů, které při vydatných srážkách rozbředají a vytvářejí ideální skluznou plochu. Severní část Verneřicka leží v okrsku Benešovského středohoří, jehož převážná část se však rozkládá na pravém břehu Ploučnice. Ve srovnání s Litoměřickým středohořím je charakteristické výraznější destrukcí původní paroviny. Celé pohoří má ráz členité kerné vrchoviny, kde jsou jednotlivé plošiny od sebe odděleny hluboko zaříznutými údolními. Významné jsou také projevy zvětrávání a denudace neovulkanických příkrovů a výlevů: vrcholové skály mrazové sruby a srázy (Glöckner, 1995).

Mapa 8.2.2. Členitost reliéfu Verneřicka.



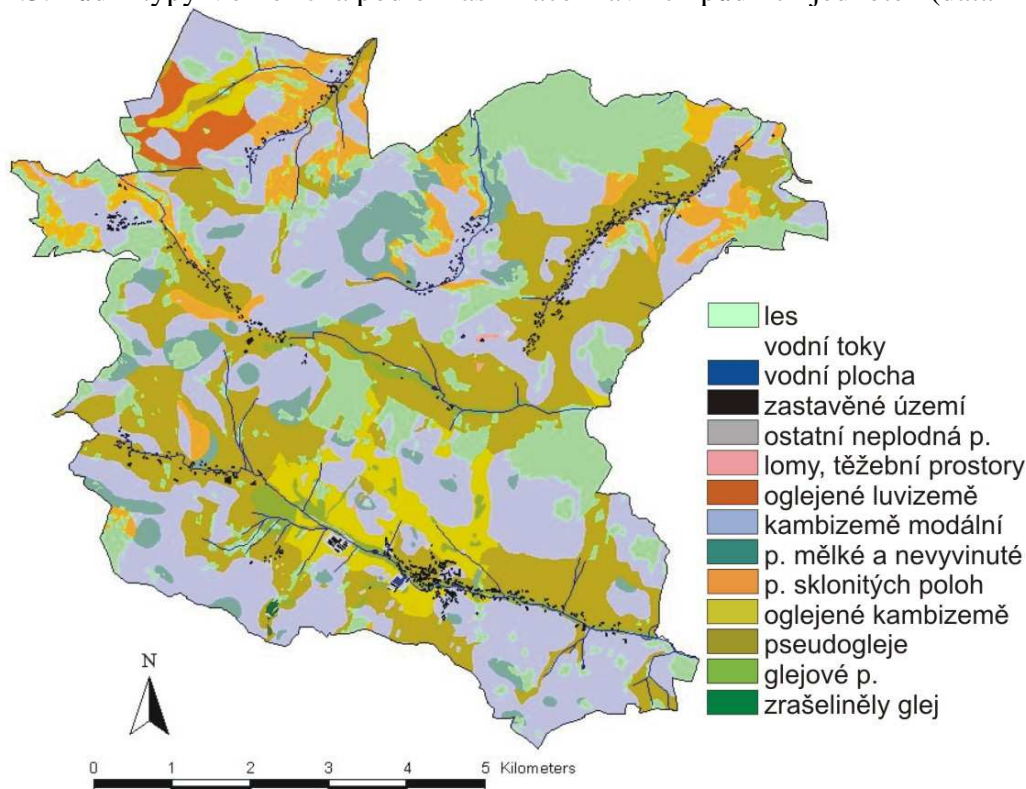
Zdroj: DMÚ 25, VÚV. Zpracováno autorem, 2007.

Klimatické poměry určuje geografická poloha, nadmořská výška a expozice ploch. Regionálně je klima ovlivněno především srážkovým stínem Krušných hor, který ovlivňuje nižší průměrný roční úhrn srážek, než je obvyklý pro obdobné nadmořské výšky v České republice. Většina vrcholové plošiny Verneřického středohoří náleží dle Quitta (1971) do mírně teplé oblasti MT7. Vrcholové partie pak patří do oblastí MT4 a MT3. Nejnižší položené části (na severní hranici modelového území) Verneřicka, přiléhající k údolí Ploučnice, jsou řazeny do teplé oblasti T2. Průměrné roční teploty se pohybují v závislosti na nadmořské výšce a expozici svahů mezi 6,5°C až 7,5°C, průměrné teploty vegetačního období (měsíců dubna až října) 12°C až 13°C, průměrné červencové teploty vzduchu pak mezi 16°C až 17°C. V dlouhodobém průměru se roční úhrn srážek ve Verneřickém středohoří pohybuje okolo 600 mm (Glöckner, 1995).

Verneřicko patří do povodí Labe, přičemž většinu odvodňují levé přítoky Ploučnice: Valkeřický, Merboltický, Bobří potok a Fojtovický potok s pravobřežním přítokem Dolským potokem (foto 14.2.14., 14.2.16., 14.2.17.). Malou část na západě sledovaného území v okolí obce Rychnova odvodňuje Rychnovský potok přímo do Labe. Většina toků je částečně upravena jak z hlediska trasy toku, tak v příčném profilu a to zejména při průchodu zastavěným územím. Převažuje jednoduchý lichoběžníkový (či obdélníkový) příčný profil s opevněním ve dně žlabovky a pohozením s osetými či odrnovanými svahy, v obci často s kamennou dlažbou nebo rovinaninou (Sklenička a kol., 1996). Stojaté vody se vyskytují pouze v malé míře. Rozsáhlejší přírodní akumulace vody se nevyskytují vůbec. Na celém území je zbudováno jen několik umělých nádrží nevelkého rozsahu. Oblast je stejně jako celé České středohoří poměrně chudá na zásoby podpovrchových vod.

Půdní poměry jsou charakterizovány převahou mezotrofních až eutrofních kambizemí, které jsou ve vyšších polohách oglejené (hlavní půdní jednotka č. 40-41, 46-47, 50, mapa 8.2.3). Na plošině u Verneřic se v důsledku špatného odtoku na nepropustných substrátech vyvinuly plochy primárních pseudoglejů a glejů (hlavní půdní jednotka č. 66-69). Severně a západně od Verneřic se nacházejí ostrovy modálních kambizemí (hlavní půdní jednotka č. 28). Na exponovaných místech skal a srázů jsou různé typy rankerů: kyselé až neutrální podle úživnosti substrátu (Culek, 1996). V rámci klasifikace zemědělského půdního fondu jsou stanoveny tři základní kategorie zemědělských pozemků na základě bonitovaných půdně ekologických jednotek (BPEJ). V modelové oblasti převládají pozemky zařazené do druhé, resp. do třetí kategorie vhodnosti k zemědělskému využití, BPEJ vhodné pro podmíněně orné pozemky či BPEJ vhodné pro trvalé travní porosty.

Mapa 8.2.3. Půdní typy Verneřicka podle klasifikace hlavních půdních jednotek (data BPEJ).



Zdroj: BPEJ. Zpracováno autorem, 2007.

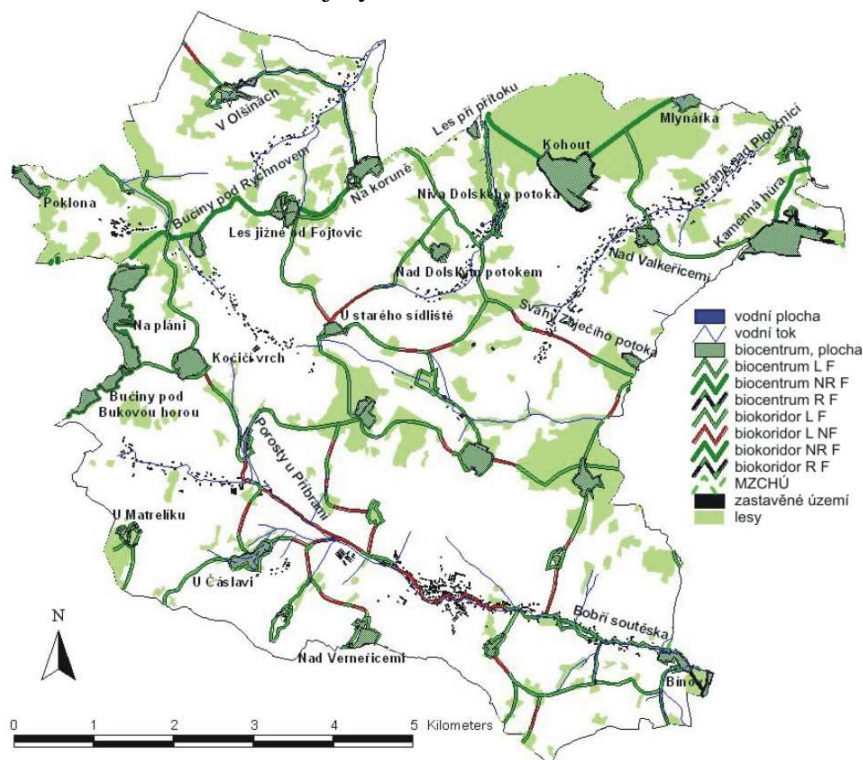
Území Verneřicka leží ve fyto geografické oblasti mezofytika, obvodu českomoravského mezofytika, fyto geografickém okrese Verneřické středohoří a podokrese Lovečkovické středohoří (Skalický, 1988). Přebývá suprakolinní, místy submontánní vegetační stupeň. Dle Culkova biogeografického členění se celé území nachází ve Verneřickém bioregionu (Culek, 1996). Z hlediska potenciální vegetace (Culek, 2005), se ve střední části na pseudoglejích a oglejených kambizemích vyskytuje biochora 4DB, Podmáčené sníženiny na bazických horninách (4. vegetační stupeň), kde v jádru depresí dominují bažinné olšiny (*Alnion glutinosae*), podél horních toků ostřicové jaseniny (*Carici remotae-Fraxinetum*) a vegetace svazu *Petasition officinalis*, na kambizemích převažuje biochora 4PI, Pahorkatiny na bazických vulkanitech (4. vegetační stupeň), s převládajícími květnatými bučinami (*Fagetum*), na sušších odlesněných místech místy i vegetace teplomilných trávníků svazu *Cirsio-Brachypodium pinnati*, naopak na vlhkých stanovištích mokřadní porosty svazu *Calthion*. Dolní tok Bobřího potoku náleží do biochory 4UI, Výrazná údolí v bazických vulkanitech (4. vegetační stupeň), kde se (mimo květnatých bučin) na prudkých svazích jižního kvadrantu nacházejí suťové lesy (*Aceri-Carpinetum*), v blízkosti toku ptačincové olšiny (*Stellario Alnetum glutinosae*). Do východní části, podél Valkeřického potoka, zasahuje biochora 4BE, Rozřezané plošiny na spraších, jejíž potenciální přirozenou vegetaci v členitějších územích tvoří acidofilní bučiny (*Luzulo-Fagetum*), v nivách vegetace svazu *Petasition officinalis* či olšiny (*Stellario-Alnetum*). Do jižní až jihozápadní (nejvýše položené) části modelového území proniká biochora 4VI, Vrchoviny na bazických vulkanitech (4. vegetační stupeň), jejímž základním typem potenciální přirozené vegetace jsou květnaté bučiny s kyčelnicí devítilistou (*Dentario enneaphylli-Fagetum*), které na ochuzených místech doplňují strdivkové bučiny (*Melico-Fagetum*). Zalesněné plochy, v převážné míře silně fragmentované porosty, zaujímají přibližně 25 % území (foto 14.2.1.). V lesních společenstvech se nyní uplatňují druhotné monokultury smrku, místy s příměsí listnáčů. Zvýšený podíl patří i listnatým společenstvům bučin. Na prudkých svazích jsou přítomna suťová společenstva s převahou kleny s dominantním bukem, resp. s habrem a s

příměsí javoru a dubu (Sklenička a kol., 1996, kol. aut., 1999). Ovšem prostorově nejrozsáhlejší jsou v současnosti druhotná nelesní společenstva, zejména louky a pastviny, extenzivně využívané, typické druhově pestrými travními společenstvy (foto 14.2.13.). Přirozenou náhradní vegetací na loukách tvoří subxerofilní společenstva orchidejových luk, v minulosti význačných nápadně bohatým zastoupením druhu čeledi vstavačovitých. Vzhledem k pozastavení každoročního sečení a spásání místních luk došlo k druhové degradaci a zaplevelení původně bohatých lučních společenstev (Sklenička a kol., 1996).

Mezi významné krajinné prvky také patří ekosystémy niv vodních toků, většinou s luční a doprovodnou dřevinnou vegetací, které se vyznačují vysokou biodiverzitou a v krajině plní roli přirozeného biokoridoru. Význačnými biotopy jsou luční porosty a lesní mokřiny u Verneřic, Bobřího a Merboltického potoka. Vzhledem k relativně vysokému podílu nelesních společenstev mají ve zdejší krajině velký význam ekosystémy nelesních dřevinných společenstev s vysokou druhovou diverzitou a s častým zastoupením nepůvodních druhů, např. remízy, meze, dřevinný doprovod cest apod. V období kolektivizovaného zemědělství byla velká část této vegetace v průběhu scelování pozemků vykácena. V případě, že nedojde v budoucnu k opětovnému zintenzivnění zemědělské činnosti, se dá očekávat, že se řada z těchto plošek stane sukcesními centry přirozeného zalesňování krajiny (Sklenička a kol., 1996).

Modelové území je součástí chráněné krajinné oblasti České středohoří. Většina spadá do III. a IV. zóny ochrany. Západní okraj katastru Rytířova a jihozápadní okraj katastru Příbrami v okolí Materlíku se řadí do II. zóny ochrany. Ve sledovaném území na severovýchodě leží část přírodní rezervace Kamenná hůra, která se rozkládá na svazích vrchu Kamence (519 m) a je fragmentem starého bukového porostu na minerálně chudém písčivcovém a slepencovém podloží s vtroušeným javorem klenem (*Acer pseudoplatanus*), smrkem ztepilým (*Picea abies*) a břízou bělokorou (*Betula pendula*). Mezi vzácné druhy patří vrbina hajní (*Lysimachia nemorum*) a rozrazil horský (*Veronica montana*), charakteristické pro horské bučiny. Úzké erozní údolí Bobřího potoka vytváří přírodní památku, Bobří soutěsku, která je nejstrmější částí kaňonovitého údolí s vodopády. Z významnějších druhů rostlin se zde vyskytuje růže převislá (*Rosa pendulina*), měsíčnice vytrvalá (*Lunaria rediviva*) a tařice skalní (*Aurinia saxatilis*). Z živočichů tu nalezneme např. mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*), skorce vodního (*Cinclus cinclus*), včetně mnohých druhů bezobratlých, obývajících suťová pole. V rámci územního systému ekologické stability (ÚSES) zasahuje svojí částí na západě Verneřicka nadregionální biocentra Bučiny pod Bukovou horou a Na pláni. Sledované území v severní části protíná nadregionální biokoridor ve směru západ-východ. Dále zde byla vymezena tři regionální (funkční) biocentra: Kohout, Bínov, který zasahuje na území Verneřicka v okolí Bobří soutěsky, a Kamenná hůra. Jednotlivá regionální biocentra jsou propojena sítí regionálních biokoridorů. Na tuto kostru navazuje síť 29 lokálních biocenter propojených lokálními biokoridory (Sklenička a kol., 1996). Do sledovaného území částečně zasahuje na severu katastru obce Valkeřice při údolí řeky Ploučnice Evropsky významná lokalita síť Natura 2000 – Dolní Ploučnice. Verneřicko lze charakterizovat jako ekologicky relativně stabilní, a to především z důvodu plošně významné části ekologicky cenných prvků a jejich rovnoměrného rozložení v krajinné matici (mapa 8.2.4.).

Mapa 8.2.4. Územní ochrana krajiny na Verneřicku.



Zdroj: DMÚ 25, VÚV, OPRL. Zpracováno autorem, 2007.

Osídlení území je spojeno s německou kolonizací na přelomu 13. a 14. století. Postupný nárůst počtu obyvatel lze dokumentovat např. ve Valkeřicích, kde bylo v roce 1654 hlášeno 92 domů, v roce 1713 159 domů a v roce 1783 už 246 domů. K roku 1833 je uváděno 253 osídlených domů, v nichž žilo 1304 stálých obyvatel. Ekonomický rozvoj modelového území souvisí s textilním průmyslem a byl ještě (v roce 1811) umocněn objevením ložiska a započítím těžby hnědého uhlí v okolí Verneřic. O něco později se začalo v menší míře těžit i v okolí Valkeřic, kde byly zprovozněny tři trachytové kamenolomy (foto 14.2.11., 14.2.12.). Populačního maxima Verneřicko dosáhlo přibližně v 80. letech 19. století. Přestože byl v roce 1890 zahájen provoz na železniční trati z Velkého Března do Verneřic, a tak byla zmírněna periferní poloha z hlediska dopravní dostupnosti, došlo v druhé polovině 19. století k hospodářské stagnaci, zvláště ve srovnání s rozvojem nedalekého Rumburska a Děčína. Mezi tradiční odvětví patřila textilní výroba a zpracování zemědělských produktů. Do druhé světové války si obce udržovaly přibližně stejný počet obyvatel jako na přelomu 19. a 20. století. Poválečný odsun německého obyvatelstva měl dalekosáhlé (nejen demografické) důsledky: snížení hustoty osídlení, změny ve struktuře obyvatel spojené se specifičností nově příchozích osídlenců, zánik mnoha sídel, opuštění zemědělské půdy, zánik průmyslových podniků a výrazné snížení historického povědomí místních obyvatel. V samotných Verneřicích bylo v roce 1945 evidováno 1375 stálých obyvatel, z toho jen 8 se hlásilo k české národnosti. Na konci války zde navíc pobývalo asi 900 německých uprchlíků. Mezi červnem 1945 až červencem 1946 odsud byla v průběhu čtyř transportů většina německého obyvatelstva odsunuta. V obci tak zbyly jen 3 původní německé rodiny (Joza, 2000 a). Situace byla obdobná i v sousedních Valkeřicích. V roce 1942 zde bylo evidováno 1735 stálých obyvatel, roku 1950 pouze 720 za další desetiletí pak jejich počet klesl na 555 (Joza, 2000 b). Noví osídlenci se většinou stěhovali do větších obcí (Verneřice, Valkeřice). Nejvyšší relativní úbytek obyvatel (nad 90 %) tak můžeme zaznamenat hlavně u malých obcí jako jsou Rychnov a Rytířov (graf 8.1.1.). Osada Sluková fakticky zanikla a v dnešní době zde stojí jen dva rekreační objekty. Především v menších obcích tak docházelo k postupnému vybydlování

a následným demolicím mnoha objektů. S odchodem obyvatel ze zdejší oblasti souvisel též prudký pokles hospodářské výroby. Hlavní důraz se v povalečném období kladl na rozvoj zemědělství. V roce 1949 bylo ve Verneřicích založeno jednotné zemědělské družstvo (JZD). Kvůli katastrofálním hospodářským výsledkům však muselo ukončit svou činnost a zemědělská výroba tu až do poloviny 50. let přešla do rukou soukromých hospodářů. V polovině 50. let museli všichni soukromníci z Verneřic předat svá hospodářství Státnímu statku Litoměřice. Zemědělská produkce však trvale klesala. O řešení hospodářských a sociálních problémů se pokusila i Komunistická strana Československa, která přijala „Plán řešení Verneřicka – oblast okresu Děčín s extrémními životními podmínkami“. Byla nařízena demolice části centra Verneřic (včetně zchátralých církevních staveb) a nahradila jej výstavba tří panelových domů s 36 byty (foto 14.2.9., 14.2.10.). Zmizely dominanty zdejší krajiny, barokní poutní kostel na Božím Vrchu u Verneřic, kostel Sv. Bartoloměje v Rychnově a kostel ve Valkeřicích a Merbolticích. Následně byla zrušena i železniční trať Velké Březno – Verneřice – Úštěk (Joza, 2000 a). Zničení sakrálních staveb, které jsou většinou nejhodnotnějšími památkami ve venkovských sídlech, tak významně poškodilo kulturně historický potenciál území. Jedna z mála sakrálních staveb, která přetrvala do dnešní doby, kostel ve Verneřicích, je ve značně zchátralém stavu. Od konce 60. let 20. století začal prodej nevyužitých domů za účelem rekreace. Rozvoj rekreačních funkcí v podobě chalupaření a chataření zamezil úplnému zániku menších obcí.

Po roce 1989 přešel původní majetek JZD do rukou dvou největších zemědělských firem Agrokomplexu a Angusu (40 zaměstnanců), obou sídlících ve Verneřicích, a několika soukromých zemědělců. Z hlediska struktury zemědělské činnosti převládá živočišná výroba, zejména chov jatečního dobytka. Do soukromých rukou přešla i výroba plechových skříní realizovaná výrobním družstvem Kovos Teplice (70 zaměstnanců). Továrna na výrobu drátěných průmyslových kartáčů byla součástí velkého provozního celku Spojených kartáčoven Pelhřimov, následně však byla odkoupena a přejmenována na samostatnou společnost Kart s r.o. (42 zaměstnanců). Společnost neustále zvyšuje objem výroby a rozšiřuje sortiment nabízených výrobků, což se projevuje i na kontinuálním růstu počtu zaměstnanců. Ve Verneřicích od 90. let 20. století rozvíjí svoji činnost společnost Autovermont, zabývající se opravou motorových vozidel a zemědělské techniky. Pro Verneřicko je charakteristická špatná dopravní dostupnost ze spádových oblastí Ústecka a Děčínska. Na tomto stavu se významně podílí morfologie terénu, která znesnadňuje výstavbu dopravních komunikací. Územím neprochází žádná komunikace I. třídy. Silnice II. třídy č. 240, která spojuje silnici č. 262 z Děčína do České Lípy se silnicí č. 15 z Litoměřic do České Lípy, prochází sledovaným územím severojižním směrem. Ostatní sídla jsou dostupná jen po komunikacích nižších tříd, které jsou často ve špatném technickém stavu. Verneřickem neprochází ani žádná funkční železniční trať. Negativním rysem je nárůst nezaměstnanosti, zapříčiněný útlumem zemědělské produkce. Nyní můžeme sledovat zastavení trvalého úbytku obyvatel, který byl ve všech obcích vystřídán mírným přírůstkem. Z hlediska rozvoje cestovního ruchu, který hraje významnou roli již od konce 60. let, však k mnoha změnám nedošlo, a tak nadále převažuje individuální cestovní ruch formou chalupaření a chataření.

Území Verneřicka vykazuje značný potenciál z hlediska dalšího rozvoje cestovního ruchu. Mezi nejvýznamnější přírodní předpoklady patří členitost reliéfu, podíl lesů a celkový krajinný ráz (mozaika lesních plošek, přerušovaných lesních koridorů a travních porostů), doplněný zlepšujícím se stavem původních roubených domů, z čehož vychází i vyšší estetická hodnota území (foto 14.2.1.). Mezi nejatraktivnější lokality na modelovém území se řadí přírodní památka Bobří soutěska. Chráněna je nejstrmější část kaňonovitého údolí Bobřího potoka s vodopády. Na drobném pravostranném přítoku Bobřího potoka spadá z jednoduchého erozního stupně asi šest metrů vysoký vodopád (foto 14.2.15.). Další zajímavou lokalitou je vrch Kohout, který pokrývají lesní společenstva na suťových a

balvanitých svazích s převahou buku. Oblast je přístupná po turistické značené trase, která stoupá z Valkeřic po severovýchodním úpatí a pokračuje severním směrem do Benešova nad Ploučnicí. Značená odbočka vede na vrchol Kohout, kde stojí zchátralá rozhledna postavená roku 1907. V současné době je vzhledem k technickému stavu ovšem celý objekt nepřístupný. Z turistického hlediska jsou atraktivní i bývalé trachytové lomy v okolí vrchu U lomu 563 m, ležící přibližně kilometr jihozápadním směrem od Valkeřic (foto 14.2.11., 14.2.12.). Ve vrcholových partiích jsou několik desítek metrů vysoké skalnaté srázy, jejichž dno je zatopeno malými jezírky. Důležitý kompoziční prvek místní krajiny nabízí stavby lidové architektury, lokalizované v nedosídlených periferiích modelového území a zachované jako chalupy s rekreační funkcí (foto 14.2.6., 14.2.7., 14.2.8.). V kontrastu k dynamickému rozvoji chalupaření stojí absence dalších aktivit spojených s rozvojem cestovního ruchu, především nedostatečná vybavenost příslušnými službami. V modelovém území nepůsobí ani jedno ubytovací zařízení. Obdobně, kvalita služeb v oblasti gastronomie má nízkou úroveň. Verneřickem procházejí dvě turistické značené trasy. Zelená turistická značka spojuje Verneřice a Kravaře. Po celé trase lemuje tok Bobřího potoka včetně turisticky nejzajímavější lokality v okolí Bobří soutěsky. Modrá turistická značka vede z Malého Března přes Bukovou horu, Rychnov, Blankartice a Valkeřice. Z Valkeřic dále stoupá po severovýchodním úpatí vrchu Kohoutu a pokračuje severním směrem do Benešova nad Ploučnicí. Ve sledovaném území nebyla vytyčena žádná cykloturistická trasa, která by mohla přilákat další případné zájemce o trávení volného času na Verneřicku.

8. 3. Modelové území Třebenicko



Třebenicko 1949



Třebenicko 1982



Třebenicko 1995



Třebenicko 2003

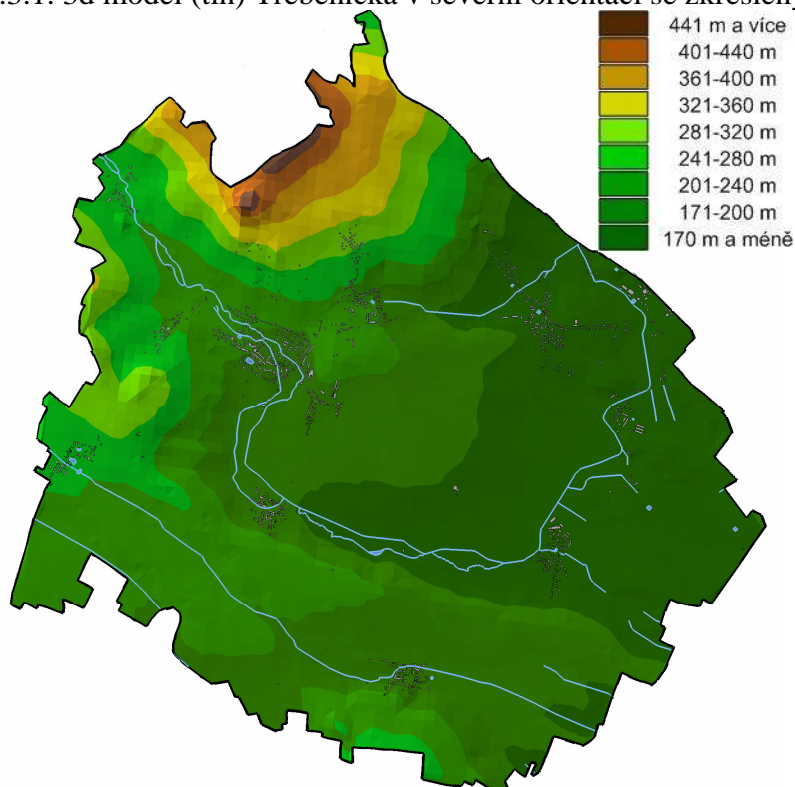
Převážná část Třebenicka leží v prostoru České křídové pánve, která je na severním okraji proražena terciárními vulkanity Českého středohoří. Krystalinikum tepelsko barandienské oblasti, které zasahuje až po litoměřický zlom, je celé překryto platformními sedimenty. Pro geologický vývoj velké části modelového území má největší význam sedimentace v období křídý. Postupným snižováním vznikala pánev, která měla protáhlý tvar a délku asi 300 km. Pánev byla postupně vyplňována nejdříve sladkovodními sedimenty spodního a středního cenomanu, později od svrchního cenomanu usazeninami mořskými.

Sedimentace pokračovala přes turon až do spodního senonu. Většinu modelového území tvoří slínovce, vápnité jílovce a kaolinité pískovce. Různé druhy cenomanských pískovců jsou bohatou zásobárnou podzemních vod. Mladší svrchnokřídové sedimenty naopak na podzemní vody nejsou příliš bohaté, ovšem hojně se využívají k výrobě cementu. Hlavní ložiskovou oblastí těchto vápnitých slínovců a jílovitých vápenců je oblast mezi Čížkovicemi a Chotěšovem (jihovýchod modelového území, foto 14.3.1.). Těží se zde povrchového způsobem. Ve třetihorách, po ústupu moře, když se Český masiv stává definitivně souší, probíhá zdvih spojený s intenzivní denudací a erozí. V severní části území (v okolí vrchu Košťál, také nazývaný Košťálov) se projevuje i vrcholné období první fáze sopečné činnosti, na počátku miocénu, a jsou tu tak zastoupeny denudované výplně sopečných jíců či přírodních kanálů. Tato skutečnost má velký význam, neboť na území mezi Třebenicemi a západně ležícími obcemi, Třebívlicemi, nalezneme ložiska akumulace českého granátu (pyropu). Těžba se dnes realizuje v dobývacím prostoru Podsedice (1 km západně od Dlažkovic). Ložiska se zde nacházejí většinou v hloubce 6-8 m. Severní část modelového území tvoří především tufy: čedičové a znělcové horniny. U Obřic – Vršetína (0,5 km západně od obce Kololeč) byl v provozu dobývací prostor čediče. Kvartérními denudačními a kryogenními procesy byly vytvořeny rozsáhlé nánosy svahového štěrku, přičemž byly silně denudovány i pyroponosné brekcie, což způsobilo již zmíněný výskyt pyropů (Mísař, 1983).

V převážně zemědělské krajině Třebenicka se v severní části vyskytují dominantní kuželové vrcholy Českého středohoří, které svými příkrými svahy v kontrastu s navazující Dolnooharskou tabulí vytvářejí turisticky velmi zajímavou kompozici (mapa 8.3.1.). Podle Demka (1987) do území z regionálně geomorfologického hlediska zasahují:

Provincie:	Česká vysočina	
Subprovincie:	Krušnohorská soustava	Česká tabule
Oblast:	Podkrušnohorská	Středočeská tabule
Celek:	České středohoří	Dolnooharská tabule
Podcelek:	Milešovské středohoří	Hazmburská tabule
Okresek:	Kostomlatské středohoří	Klappská tabule

Mapa 8.3.1. 3d model (tin) Třebenicka v severní orientaci se zkreslenými délkami.

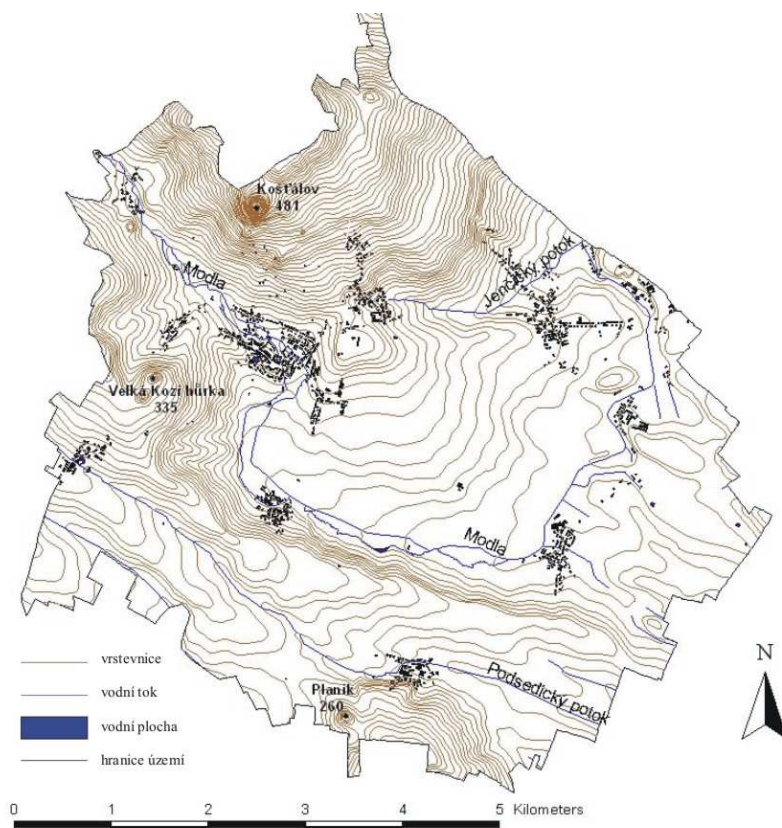


Zdroj: DMÚ 25. Zpracováno autorem, 2007.

Hranice mezi subprovinciemi probíhá v severní části území po jižním úpatí vrchu Košťál. Dolnooharská tabule se rozkládá po obou březích dolní Ohře mezi Litoměřicemi a Louny. Mírně zvlněný reliéf se pozvolna svažuje k řece Ohři. Charakteristickým prvkem reliéfu jsou strukturálně denudační plošiny. Na modelaci samotné Hazmburské tabule se podílejí hlavně pyropové štěrky, pocházející především z pyroponosných komínových brekcií v Českém středohoří. V milešovské části Českého středohoří představuje dominantní tvar kupa, homole nebo kužel. Dalším typickým tvarem jsou kotliny vzniklé na svrchnokřídových horninách a obklopené vulkanickými sukly. Samotné Kostomlatské středohoří je strukturální hornatina, budovaná převážně čedičovými horninami, s rozsáhlými kuželovitými a kupovitými sukly vypreparovaných podpovrchových sopečných těles. Na Třebenicku převažuje k jihovýchodu mírně ukloněný, v severní části až středně ukloněný, povrch na křídových sedimentech. Nejvyšším vrcholem modelového území je kuželový suk Košťál (481 m n.m.) s velmi příkrými (40–50°) j. a z. svahy (mapa 8.3.2. a foto 14.3.4.). V této části území se vyskytují mrazové sruby a skalky, v dolních částech svahů nalezneme balvanové proudy, suťové pole a haldy postižené sesuvy (Demek, 1987). Obecně, jsou pro oblast Českého středohoří charakteristická svážná území předurčená zejména geologickou stavbou. Dochází k pohybům mělkých svahových sutí, hlín či různých zvětralin buď po skalním podloží, nebo po silných deštích a mrazech vodou nasycené kluzné ploše jílovitých hornin. Za nejrozsáhlejší sesuvné plochy lze považovat svahy mezi obcemi Kololeč a Chodovlice, svahy nad Modlou od Třebenic až po Vlastislav. Sesuvy ohrožují i železniční trať mezi Třebenicemi a Dlažkovicemi. K nejoptimálnějším způsobům využití těchto sesuvných pozemků patří zalesnění či sadařství. Vegetační pokryv brání vysušení povrchu a zároveň odnímá přebytečnou vlhkost horninám až do značné hloubky (ÚPn Třebenice, 1994). V modelovém území nalezneme i četné antropogenní tvary, které negativně ovlivňují krajinný ráz jinak turisticky atraktivní oblasti. Jedná se především o povrchovou těžbu jílovitých vápenců

v dobývacím prostoru jihovýchodně od Úpohlav a o bývalý čedičový lom Vršetín u Třebenic (foto 14.3.1.).

Mapa 8.3.2. Členitost reliéfu Třebenicka.



Zdroj: DMÚ 25, VÚV. Zpracováno autorem, 2007.

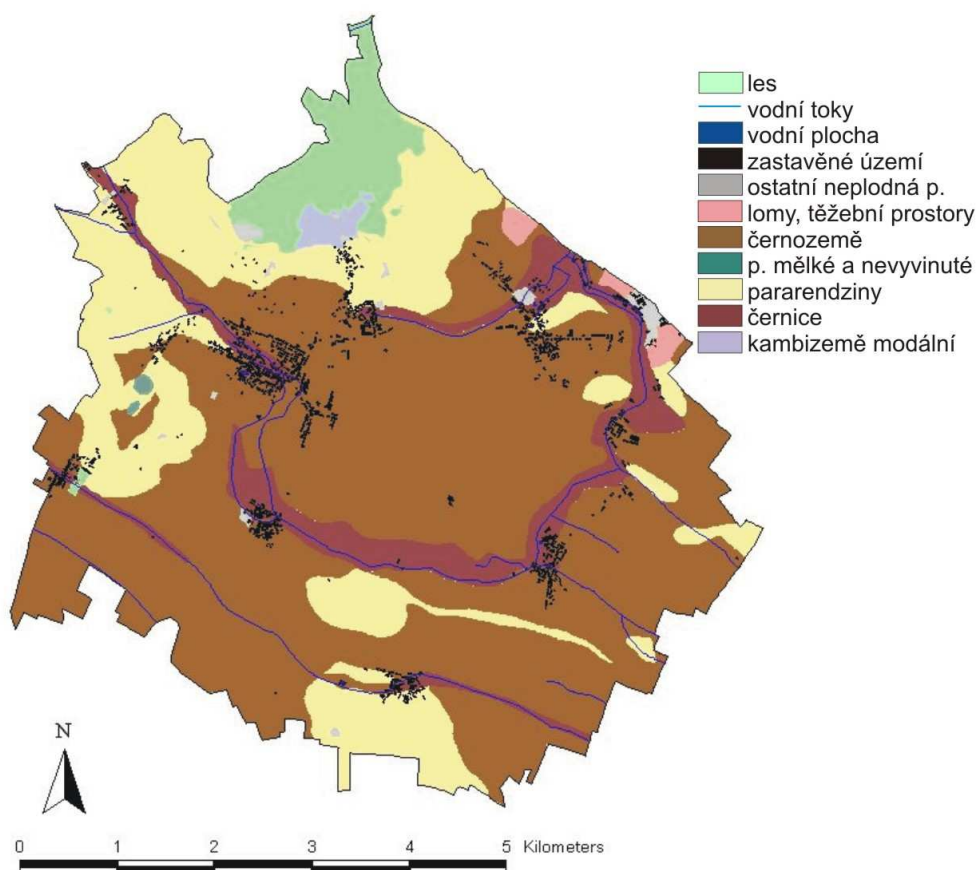
Modelové území charakterizuje teplé a suché klima. Třebenicko leží ve srážkovém stínu Krušných hor a Českého středohoří. Velmi malé hodnoty srážek způsobují specifické složení bioty. Dle Quittovi klasifikace klimatických oblastí ČR (1971) leží modelové území ve dvou oblastech: sever území s vyšší nadmořskou výškou v oblasti mírně teplé – MT 11, většina území, rovinatého charakteru s nadmořskou výškou okolo 200 m n. m., v teplé oblasti T2. Roční úhrn srážek nepřesahuje 500 mm, průměrná roční teplota se pohybuje okolo 8,5 °C.

Na Třebenicku se vyskytují zejména toky nižších řádů. Jediným významnějším tokem odvodňujícím značnou část území je s celkovou plochou povodí 93,5 km² a délkou toku 27,2 km Modla (foto 14.3.7.), levostranný přítok Labe. Dalšími většími toky jsou Jencický potok, levostranný přítok Modly, a Podsedický potok (foto 14.3.8.), levostranný přítok Klapského potoka, jenž se dále vlévá do Ohře. Modla pramení ve výšce 498 m n. m. m., ústí zleva do Labe v Lovosicích. Jedná se o vodohospodářský tok s čistotou vody II.-III. třídy (ÚPn Čížkovice, 2001). Specifický odtok v rovinaté oblasti dosahuje hodnot 2,8-3,15 l/s*km⁻². Toky jsou málo vodnaté, některé z nich, např. Podsedický potok, v delších suchých obdobích téměř vysychají. Odtokové poměry jsou také ovlivňovány vybudovanými melioračními kanály. Přirozený průtok Modly navíc koriguje vodárenský odběr v prameništi Vlastislav (5 km severně od Třebenic). Koryta toků nejsou příliš upravena, například Modla při průchodu obcí Třebenice zcela vůbec. V úseku od Vlastislavi po Třebenice se často voda za přívalových dešťů vylévá z koryta a vytváří tak přirozený rozliv (ovšem na pozemcích s nemovitostmi). Proto byla připravena úprava, která by měla odpovídat umístění v CHKO (použitím přírodních materiálů a výsadbou odpovídajících druhů doprovodné vegetace). Podsedický

potok, v úsecích procházejících obcemi Dlažkovice a Sedlec, byl v letech 1964-1965 upraven na 25letou vodu. Stojaté vody se v modelovém území vyskytují jen zřídka a větší povrchové přírodní akumulace vody tu nejsou. Nachází se zde pouze malé umělé nádrže nejrůznějšího určení (požární nádrže, koupaliště, apod.). Díky své poloze v západním výběžku severočeské křídové pánve má sledované území dostatek zdrojů relativně kvalitní podzemní vody.

Na rovinaté části modelového území dominuje podle Tomáška (1998) karbonátová černozem a její litologické varianty. Podle klasifikace bonitovaných půdně ekologických jednotek (mapa 8.3.3.) pokrývá většinu Třebenicka skupina půd převážně černozemního charakteru (hlavní půdní jednotky č. 1, 3, 6-8). Na úpatích členitějších částí území (okolí Košťálu, Planíku a Velké Kozí horky) se vyskytuje skupina půd rendziny a pararendzin (hlavní půdní jednotky č. 19 a 20) vázaných na karbonátové horniny (jílovité vápence, vápnité jílovce a slínovce). Na jižním svahu vrchu Košťál nalezneme nerozsáhlé (bazické) kambizemě (hlavní půdní jednotka č. 28). Ve vrcholových partiích je zastoupena skupina mělkých a nevyvinutých půd (hlavní půdní jednotka č. 39) charakteristická výraznou skeletovitostí. Skupina lužních půd, (karbonátových) černic, typická hlubokými humusovými horizonty s vysokým obsahem kvalitního humusu, doprovází nivy Podsedického, Jenčického potoka a samozřejmě i Modly (hlavní půdní jednotka č. 60 a 61).

Mapa 8.3.3. Půdní typy Třebenicka podle klasifikace hlavních půdních jednotek (data BPEJ).



Zdroj: BPEJ. Zpracováno autorem, 2007.

Většina modelového území náleží do fytogeografické oblasti termofytikum, obvodu českého termofytika, fytogeografického okresu Středočeská tabule a podokresu Libochovické tabule (Skalický, 1988). Převládají termofyta kolinního vegetačního stupně. Severní částí Třebenicko zasahuje do fytogeografického okresu Lounsko-labské středohoří, podokresu

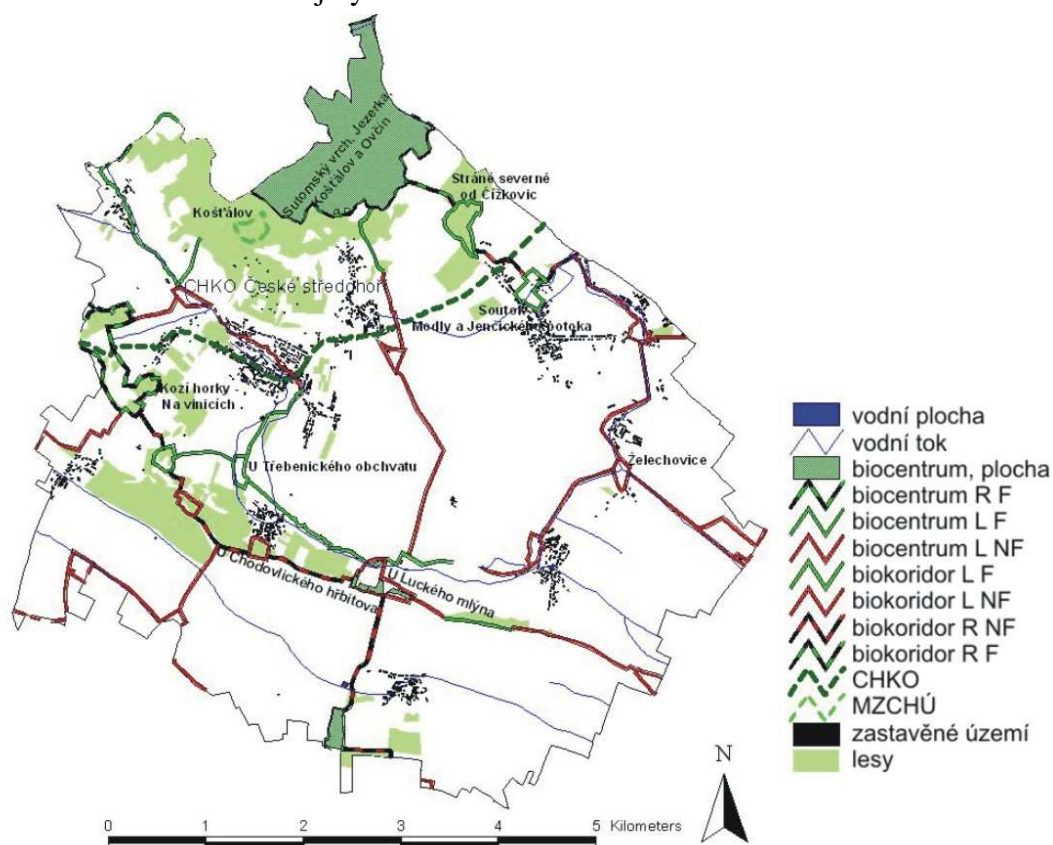
Labské středohoří, pro které je specifická velká druhová diverzita rostlinných společenstev. Dle Culka (1996) patří modelové území do dvou bioregionů: Řípského a Milešovského. Hranice mezi nimi je výrazná a vede po úpatí neovulkanických suků. Přibližně se shoduje s hranicí CHKO České středohoří.

Členitější (severní a severozápadní) části území pokrývají biochory -2II, -3II, -4II, Izolované vrchy na vulkanitech v suché oblasti (2., 3. a 4. vegetační stupeň). Potenciální přirozenou vegetaci, podle Culka (2005), tvoří dubohabřiny, které převažují na úpatí svahů a na sklonech severního kvadrantu, kde je doplňují suťové lesy (javorové habřiny – *Aceri-Carpinetum*). Svahy jižního kvadrantu hostí teplomilné doubravy (šipákové doubravy – *Lathyro versicoloris-Quercetum pubescentis*). V nejvyšších polohách (na vrchu Košťálov) se objevují květnaté bučiny s kyčelnicí devítilistou (*Dentario enneaphylli-Fagetum*). Srážkový stín Krušných hor a teplé klima (v nižších nadmořských výškách či na svazích s jižní expozicí) umožnily existenci charakteristických stepních společenstev (drnové stepi, kavylové stepi a lesostepi), komplexů teplomilné nelesní vegetace svazů *Festucion valesciacae*, *Koelerio-Phleion phleoidis* aj. V současnosti převládá v rovinatějších, úpatních polohách zemědělské využití, výše pak, se stále ještě příznivými mezo- a mikroklimatickými poměry, ovocné sady, postupně přecházející v travnatobylinná a křovitá xerothermní bezlesí a v postagrární lada. V biochoře -4II následně již převažují bučiny suťového charakteru s příměsí javoru klenu, jasanu a jilmu, na exponovaných jižních svazích dubohabřiny. Mezi nejvýznamnější části Milešovského bioregionu patří především xerothermní společenstva jižních a jihozápadních svahů, v přírodní rezervaci Košťálov s výskytem zvláště chráněných druhů (foto 14.3.4.), např.: hlaváček jarní (*Adonathe vernalis*), kosatec bezlistý (*Iris aphylla*), koniklec luční český (*Pulsatilla pratensis subsp. bohemica*), tařice skalní (*Aurinia saxatilis*) a modřelec tenkokvětý (*Muscari tenoiflorum*). Fauna je bohatá především na druhy motýlů (606 druhů motýlí fauny s převahou stepních a lesostepních druhů). Větší část modelového území však zabírá Řípský bioregion v současnosti tvořený převážně bezlesou zemědělskou krajinou s převládající produkcí obilnin a olejnin. Podél toků se vyskytují biochory 2DB, Podmáčených sníženin na bazických horninách (2. vegetační stupeň) s potenciální vegetací olšových jasenin (*Pruno-Fraxinetum*), které na vápnitých spraších, podél Podsedického potoka lemují biochora -2RE, Plošiny na spraších v suché oblasti (2. vegetační stupeň), s potenciálním výskytem dubohabřin (*Melaphyro nemorosi-Carpinetum*). Na vlhkých místech po odlesnění mohou vznikat vlhké louky svazu *Calthion* a *Molinion*. Rovinaté, převládající části modelového území zahrnují biochory -2RB, Plošiny na slínech v suché oblasti (2. vegetační stupeň), s potenciální vegetací dubohabřin (*Melaphyro nemorosi-Carpinetum*) a střeoevropských mochnových doubrav (*Potentillo albae-Quercetum*), 2RN, Plošiny na zahliněných píscích (2. vegetační stupeň), se zastoupením lipových doubrav (*Tilio-Betuletum*) a v členitějších částech -2PB, Pahorkatiny na slínech v suché oblasti (2. vegetační stupeň).

Přibližně jedna třetina na severu modelového území náleží do chráněné krajinné oblasti Českého středohoří (mapa 8.3.4.). Hranice kopíruje po celé své délce průchodu Třebenickem silnici Lovosice-Třebenice-Louny. Přírodní památka Košťálov, včetně vrchu Košťálu, patří do I. zóny, zbytek do IV. zóny CHKO. Košťálov tvoří se zříceninou hradu kompoziční dominantu. Tento skalnatý vrch se nachází asi 2 km severně od Třebenic a vede k němu značená turistická cesta. Předmětem ochrany jsou zachovalá teplomilná rostlinná společenstva. Památné stromy se nacházejí na Třebenicku jen tři: lípa malolistá (Třebenice), javor babyka (Košťálov), jeřáb oskeruše (Košťálov). Obecně na celém Litoměřicku jsou do ÚSES zahrnuty tři základní cílové typy ekosystémů (ÚPn VÚC, 1996): 1) les blížící se klimaxovému stavu, 2) stepní lada a trvalé travnaté porosty s charakterem přirozeně vyvinutých ekosystémů s vysokou druhovou biodiverzitou, 3) vodní a mokřadní společenstva, která svým liniovým charakterem propojují základní kostru ekologické stability. V modelovém území tvoří ÚSES: 1) funkční biocentra regionálního významu Kozí horky –

Na Vinicích (lipová buková doubrava, zakrslá doubrava s ptačím zobem), Sutomský vrch, Jezerka, Košťálov a Ovčín (rozsáhlý zalesněný komplex, ochranné lesy na úbočí Košťálova); 2) (z části navržená, navržená či funkční) biocentra lokálního významu U Třebeňického obchvatu (javorová doubrava), Klíč (habrojilmová jasanina), U Luckého mlýna (doubrava s ptačím zobem, habrojilmová jasanina), U Chodovického hřbitova (doubrava s ptačím zobem), Na Stráni (doubrava s ptačím zobem), Pod Trať (postagrární lada s rozvolněným porostem stromů a keřů), Stráně severně od Čížkovic (lipová doubrava), Soutok Modly a Jenčického potoka (nivní společenstva s převahou vrby a olše), Želechovice (nivní společenstva s převahou vrby a olše), Skládka (doubrava s ptačím zobem), Pazderka (doubrava s ptačím zobem, habrojilmová jasanina) a Hulán (doubrava s ptačím zobem, jilmohabrová jasanina); 3) biokoridory regionálního významu Propojení oharské nivy s Milešovským středohořím (doubrava s ptačím zobem, lipová buková doubrava, typická dubová bučina) a Propojení labského údolí s Milešovským středohořím (doubrava s ptačím zobem, lipová buková doubrava, typická dubová bučina); 4) četné biokoridory lokálního významu (převážně ovšem nefunkční, foto 14.3.9., 14.3.10.).

Mapa 8.3.4. Územní ochrana krajiny na Třebeňicku.



Zdroj: DMÚ 25, VÚV, OPRL. Zpracováno autorem, 2007.

Oblasti v blízkosti dolního toku Labe jsou jedním z míst nejstaršího kontinuálního osídlení na území Česka. Archeologické nálezy náležejí kultuře popelnicových polí z doby asi 1000 let př. n. l. Přibližně o 700 let později se při dolním toku Ohře usazuje keltský kmen Bójů. Ti si vystavěli nedaleko Třebeňic své proslavené hradiště Stradonice. Slované pronikají do oblasti dolního Polabí přibližně v 6. stol. n. l. a budují opevněná hradiště v nižších polohách na okraji Českého středohoří. V průběhu druhé poloviny 1. tisíciletí dochází také k prvnímu, zatím jen sporadickému, osídlování výše položených oblastí ve středohoří. Historie Třebeňic, přirozeného centra středního toku Modly, zřejmě spadá až do 9. století.

První písemné zmínky se datují do roku 1227, kdy jsou Třebenice označovány jako trhov^á ves. O obci Dlažkovice se zmiňuje již tzv. Spytihněvova listina z roku 1057. 13. století je ve znamení kolonizačního pohybu obyvatel. V původních centrech osídlení totiž docházelo k relativnímu přelidnění, a tak se lidé z přilehlého Polabí a Poohří stěhují do méně přístupných a výše položených oblastí (první zmínky o ostatních obcích: Čížkovice 1276, Želechovice 1363, Jenčice 1251, Úpohlavy 1227). Příchod nových osadníků byl spojen s výstavbou obydlí a parcelací polí získaných na úkor, do té doby souvislých, lesů. Po Bílé hoře nastalo výrazné snížení počtu obyvatel a narušení sídelní struktury. Třebenice byly kvůli válečným událostem téměř vyliďněny a navíc roku 1680 ještě zasaženy morovou ranou. Na konci 17. století proběhla ve dvou vlnách tentokrát německá kolonizace. Celá oblast se tak ocitla na rozhraní českého a německého vlivu. Počet obyvatel většiny obcí dosáhl maxima na přelomu 19. a 20. století. Roku 1898 byla založena cementárna (Sächsisch-Böhmische Portland-Cement-Fabrik) produkující vápno a do roku 1935 i cihly. Ve 2. polovině 20. století se v Třebenicích a v dalších obcích modelového území začaly stavět nové byty a nákupní střediska (foto 14.3.11.). Mnoho opuštěných domů po obyvatelích německé národnosti bylo znovu osídleno, některé ovšem zbourány (graf 8.1.1.). Z bývalé továrny na zpracování ovoce se stal státní podnik Fruta zaměstnávající kolem sto třiceti lidí. Třebenicemi také vedla nadměrně zatěžující trasa převozu uhlí na lovosické překladiště. Čížkovická cementárna (foto 14.3.12.) byla v roce 1946 zestátněna a přešla pod správu Českých cementáren a vápenic Praha. Na konci 60. let začíná docházet surovina, a proto bylo otevřeno nové ložisko jihozápadně od původního lomu. Současně s novou surovinovou základnou vznikl i nový provoz, který byl umístěn do areálu původního lomu. Díky přílivu nekvalifikované pracovní síly počet obyvatel v Čížkovicích po odsunu obyvatelstva německé národnosti neklesal tak výrazně jako v ostatních obcích. Přesto v celém modelovém území znamenal odsun úbytek obyvatel zhruba o třetinu a v dalším vývoji obce procházejí spíše redukcí či stagnací.

Po roce 1989 dochází na Třebenicku k významným změnám. Především kvůli zániku pracovních míst se v modelovém území stále snižoval počet obyvatel. Mírný nárůst v posledních deseti letech je výsledkem především procesu suburbanizace z blízkých větších sídel, Litoměřic a Lovosic. Nyní cementárna přináší Čížkovicím nižší atraktivitu prostředí, a dochází tak na rozdíl od jiných obcí dokonce k mírnému poklesu počtu obyvatel. Po období privatizace v 90. letech, Fruta a řada dalších menších podniků zaniká a jedinou společností, která se na Třebenicku rozvíjí, zůstává Čížkovická cementárna (od roku 1992 Lafarge). Se vstupem zahraničního investora se uskutečnilo několik investičních aktivit, během nichž byla nahrazena drahá a neekologická nákladní automobilová doprava suroviny z lomu pásovým dopravníkem. Většinu obyvatel ovšem nezbyvá než dojíždět za prací do nedalekých měst. Vzhledem k poloze území v teplé klimatické oblasti, s nízkými středními i relativními nadmořskými výškami, s vysokou bonitou půd se na Třebenicku navazuje na silnou tradici v zemědělství a pěstují se tu i náročné plodiny, jako například slunečnice. Zemědělské družstvo Slatina zaměstnává v Čížkovicích 70 pracovníků a v Želechovicích 15.

Výstavba dálnice D8 při východní hranici vymezeného území se stala významnou hybnou silou, neboť výrazně snížila časovou dostupnost do Prahy. Třebenicemi prochází silnice č. 15 (Lovosice-Louny-Most) a železniční trať Lovosice-Most a Lovosice-Úpohlavy-Libochovice. Mnohé kulturní památky byly opraveny (např. zámek v Čížkovicích a muzeum Českého granátu v Třebenicích) a menší obce postupně získávají zpět svůj typický vesnický charakter. Území Třebenicka se stalo díky muzeu, nedalekému hradu Košťálov a poloze v blízkosti Českého (resp. Milešovského) středohoří poměrně silně turisticky exponovanou oblastí, což výraznou měrou přispívá k rentabilitě několika místních pohostinských zařízení a obchodů.

Použité metody hodnocení horizontální struktury krajiny a zpracování dat

Použití níže specifikovaných metodických nástrojů umožní zachytit změny horizontální struktury krajiny v různých časových horizontech. Retrospektivní analýza skladby a rozmístění (uspořádání, konfigurace) prvků horizontální struktury krajiny v modelových území druhé poloviny 20. století je hlavním cílem této práce. Retrospektivní analýza, analýza změn trajektorie vývoje krajiny, bývá užívána k objasnění vztahu mezi minulým a současným stavem krajiny. Umožňuje dát do souvislosti krajinnou strukturu v minulosti s tou současnou. Odkrývá trajektorii kontinuity, obrátů, směrů a stupňů změn ve vztahu k současné situaci, jak příznačně uvádí Käyhkö, Skanes (2006). Poznání minulých krajin přináší užitečné poznatky vzhledem ke snaze zodpovídat otázky typu: Co se stane, když... (viz kapitola 4.2.). Corry, Nassauer (2005) a Jongman, (1999) zdůrazňují, že v současné době rozhodovací sféra („decision making sphere“), územní plánovači, investoři potřebují takový efektivní nástroj pro kvantitativní hodnocení alternativních plánů, scénářů krajiny, aby měli možnost erudované volby mezi nimi.

V retrospektivní analýze struktury krajiny tří modelových území byly stanoveny následující časové horizonty: 1949-53, 1982, 1994-96, 2003. Dílčí časové periody se vyznačují specifickými ekonomickými, sociálními i politickými podmínkami. Motivem k jejich stanovení byla snaha o zachycení velmi výrazného poválečného období (2. poloviny 20. století) ve vývojové trajektorii české krajiny. Intenzita, rozsah a charakter změn, které během několika desítek let v krajině proběhly, jsou v mnohém určující pro charakter krajiny současné. Přestože jsou (i autorovi této práce) dostupná starší data o využití území, např. ze stabilního katastru či vojenských mapování, tak srovnatelnost jejich přesnosti a neschopnost získání dalších validních dat vstupujících do všech tří aplikovaných metod, zejména do aplikace produktu FRAGSTATS a kalkulace environmentálního stresu, omezily časovou „scale“ sledování horizontální struktury krajiny na výše zmíněné horizonty.

9. 1. Hodnocení vývoje land use / land cover

Zejména v posledních 10-15 letech lze sledovat rapidní nárůst článků publikovaných ve vědeckých časopisech na téma „land use changes“. Aspinall (2006) to dokumentuje nárůstem počtu zastoupení spojení „land use“ mezi klíčovými slovy v databázi ISI Web of Science. Jak pro monitorování land use změn, tak pro kvantifikaci struktury krajiny pomocí softwaru FRAGSTATS bylo využito leteckých měřických snímků a ortofotosnímků. Na katedře geografie Přírodovědecké fakulty Univerzity J. E. Purkyně v Ústí nad Labem byly proto od VGHMÚř Dobruška zakoupeny letecké měřické snímky v podobě kontaktních černobílých kopií na průhledném podkladě, tzv. inverzní pozitiv. Pro modelová území byly získány vždy 3 sady leteckých snímků (tab. 9.1.1.) s 20-30 % překryvem.

Tab. 9.1.1. Charakteristika leteckých měřických snímků.

Modelové území	Časové horizonty (počty snímků)		
Petrovicko	1953 (11)	1982 (6)	1996 (7)
Verneřicko	1954 (12)	1982 (9)	1994 (8)
Třebenicko	1949 (11)	1982 (4)	1995 (5)

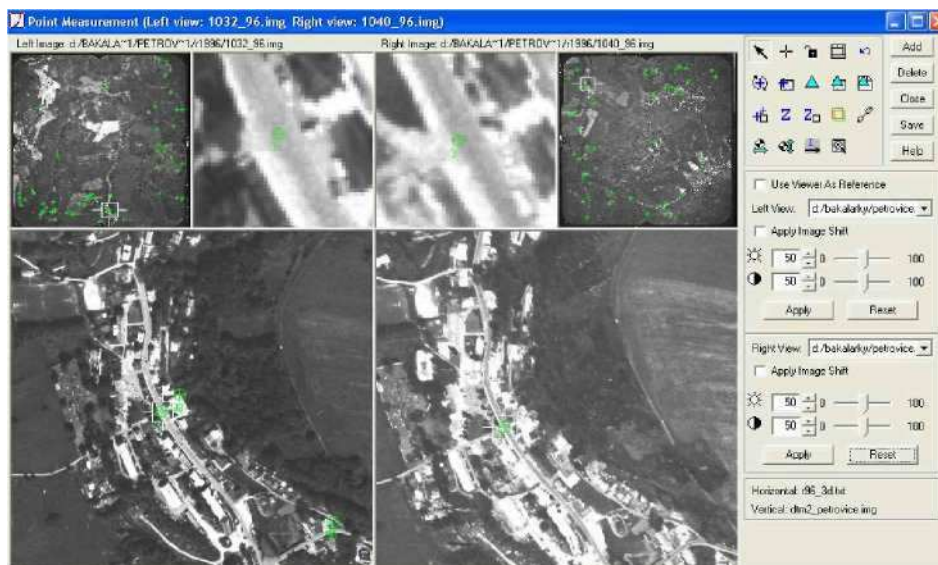
Poznámka: Časové horizonty rozdílných modelových území se liší z důvodu rozdílné datace snímkování příslušného území.

Poslední monitorovaný stav modelových území přesně dokumentují zakoupené digitální barevné ortofotomapy, pocházející z projektu ORTO ČR s velikostí pixelu 50 cm pro cílové měřítko 5000 z roku 2003. Firma Geodis ortofotosnímky modelových území zpracovala (ortorektifikovala) již do podoby vektorizovatelných snímků. Letecké měřické snímky byly dodány a následně digitalizovány ve formátu nekomprimovaný TIFF (Tag Image File Format), v souřadném systému S-JTSK (Jednotná Trigonometrická Síť Katastrální). Pro ověřování land use dat byl vybrán DMÚ 25 (Digitální model území 1:25000) a historické vojenské topografické mapy. DMÚ 25 tvoří část VGIS (Vojenského geografického informačního systému), jehož tvůrce a správce je VGHMÚř Dobruška. Obsahově odpovídá vojenské topografické mapě TM 25 jmenovitě obsahuje vrstvy vodstvo, komunikace, potrubní a energetické trasy, rostlinný kryt, zástavba, hranice, výškopis. Udávaná přesnost je 3–20 m a je aktualizován na základě leteckých snímků. Letecké snímky byly digitalizovány fotogrammetrickým skenerem DSW200 Helava do formátu TIFF v rozlišení 1500 dpi („dot per inch“). Ortofotomapa byla vytvořena skenováním leteckých snímků s přesností na 14 mikrometrů, což činí přibližně 1800 dpi a odpovídá velikosti pixelu 50 cm. Data DMÚ 25 byla také využita ke zjištění polohy, nadmořské výšky při určování vlíčovacích bodů a dále jako pomocná data při vektorizaci zpracovaných snímků. Program Leica Photogrammetry Suite (LPS) byl využit při ortorektifikaci zpracovávaných snímků. Tento program umožňuje přesné zpracování archivních leteckých snímků, ke kterým nejsou k dispozici údaje o výšce letu a údaje z kalibračního protokolu (ohnisková vzdálenost, souřadnice rámových značek a radiální zkreslení objektu). Program ERDAS IMAGINE, který umožňuje kompletní zpracování dat dálkového průzkumu Země, byl použit pro tvorbu mozaiky a ořezy snímků. Geografický informační software ArcView GIS 3.2 sloužil k vyhledání kontrolních bodů potřebných k obnovení vnější orientace. Následně byly snímky vektorizovány a interpretovány. Program ArcGIS 9.1 byl využit pro tvorbu výkresů některých tematických map. V programu 3D Analyst, který je nadstavbou programu ArcGIS 9.1, byl vytvořen model terénu pro ortorektifikaci. Program Arc Scene je součástí nadstavby 3D Analyst. Tento program umožnil vytvoření trojrozměrných vizualizací.

Jak zdůrazňují Brůna, Buchta, Uhlířová (2002) nemohou být letecké fotografie interpretovány přímo kvůli zkreslení způsobenému centrální projekcí a různou výškou snímaných objektů. Proto je nutné vytvořit ortofotosnímek, který je již vhodný pro mapování. Ortořektifikací jsou eliminovány kromě změny projekce i další zdroje nepřesností, jako je sklon kamery v okamžiku expozice snímku či zkreslení způsobené různou výškou předmětů při leteckém snímkování (Voženílek, 2000, 2003). Prvním krokem zpracování snímků bylo založení projektu, což znamená, že se nadefinoval typ použitého senzoru, stanovil se referenční systém, nastavily se referenční jednotky (metry a stupně) a nakonec se zadala výška letu. U většiny horizontů byly zjištěny údaje z kalibračního protokolu, proto bylo použito nastavení pro měřickou komoru (Frame Camera). Například u roku 1953 nebyly tyto údaje známy, proto bylo použito nastavení pro neměřickou komoru (Non – Metric Camera). Dále se do projektu importovaly snímky z jednotlivých časových horizontů a byly upraveny, tzv. pyramidováním, pomocí softwaru LPS. To umožňuje i přes jejich velikost rychlé zvětšování či zmenšování. K obnovení vnější orientace bylo nutné určit potřebné

množství vlčovacíh bodů (tzv. „control points“) rovnoměrně rozložených po celém snímku. Pro každý snímek bylo vyhledáno přibližně 6 bodů. Tím byla zaručena optimální přesnost zpracování. Nejvhodnějším místem pro určení vlčovacíh bodů byly křižovatky silnic nebo cest. V nejnútnejším případě, aby byla zachována rovnoměrnost, se určily vlčovací body na okraji lesa nebo budov. Na obrázku 9.1.1. je náhled do programu LPS, kde jsou vyznačeny ručně vyhledané vlčovací body a spojovací body (tzv. „tie points“), které tento program umožňuje využívat.

Obr. 9.1.1. Ukázka zaznamenání vyhledaných vlčovacíh bodů a vytvořených „tie points“ v programu LPS.



Spojovací body jsou společné body na překryvu snímků bez reálných souřadnic, které celý blok snímků provazují a snižují potřebný počet vlčovacíh bodů pro triangulaci. Po nalezení dostatečného počtu vlčovacíh bodů lze provést proces triangulace, kdy jsou obnoveny všechny prvky vnitřní a vnější orientace snímků. Poté následuje krok ortorektifikace, tedy vypracování polohově nezkreslených snímků (Paine, Kiser, 2003). Vlastní ortorektifikace odstraňuje rozdíl v poloze obrazu objektu při středovém promítání a kolmém promítání. Posledním důležitým krokem bylo vytvoření mozaiky z ortorektifikovaných snímků v programu ERDAS IMAGINE, čímž vzniklo bezešvé ortofoto sledované oblasti. Při tvorbě mozaiky byly odstraněny okrajové části snímku a pomocí tzv. „cutlines“ byly definovány linie řezů snímků, aby došlo k co nejlepšímu barevnému vyrovnání mozaiky.

Další možností využití zpracovaných rastrových snímků je jejich převedení do vektorové podoby. Vektorová data jsou posloupnosti bodů nebo linií, které jsou geometricky nebo analyticky sloučeny. Základními prvky vektorových dat jsou body, linie a polygony. Typickým příkladem vektorových dat je výsledek digitalizace mapového podkladu (Voženílek, 2001). Jako první byly vektorizovány, firmou Geodis připravené (ortorektifikované), barevné mozaiky z časového horizontu 2003, vytvořením polygonů podle jednotlivých kategorií krajinného pokryvu (obr. 9.1.2.). Vytvořená vrstva byla použita jako podklad pro ostatní roky, kde se polygony pouze upravovaly na základě změn. Při interpretaci byla stanovena legenda, kde byly vyhodnoceny jednotlivé kategorie krajinného pokryvu podle interpretačního klíče (tab. 9.1.2.).

Minimální vektorizovaná jednotka a zvětšení vektorizovaných snímků byly nastaveny jednotně a to na: 500 m², 1:5000. To eliminuje u krajinných metrik vliv rozdílných „scale“ (např. u MPS, ED, TE a mnohých dalších). Při použití různě velkých minimálních

mapovaných jednotek a různých měřících vektorizace by byly zásadně ovlivněny výsledky srovnání různých modelových území či stejné krajiny v různých časových horizontech, což ukazují na modelových příkladech např. Quattrochi, Pelletier (2001) nebo Zee van der (1996, 1998).

Tab. 9.1.2. Kódy, podle kterých byly snímky interpretovány.

Kód	Význam kódu
1	Les
2	Orná půda
3	Louky a pastviny
4	Zastavěné plochy
5	Vodní plochy
6	Ostatní plochy
7	Střídající se les a křoviny
8	Zahrady, ovocné sady

Obr. 9.1.2. Ukázka interpretovaného snímku Petrovicka z roku 1996.



Mnozí, např. Dunn et al. (1991) a Kupková (2001b), tvrdí, že letecké snímky poskytují sice dobré informace pro retrospektivní hodnocení změn krajinné struktury, ale zejména v kombinaci s jinými zdroji dat, např. spolu se statistickými daty z katastrálních databází. S ohledem na diskusi, která o validitě různých informačních zdrojů ještě probíhá, je nutné využít v současné době dostupné široké spektrum zdrojů a zároveň jako vedlejší cíl práce posoudit i pozitiva a negativa z jejich aplikace. Proto bylo zastoupení jednotlivých kategorií land use sledováno v každé časové periodě nejen pomocí leteckých snímků a ortofotosnímků, ale také prostřednictvím dat z databáze PŘF UK (doc. Bičíka), která byla pořízená ze stabilního katastru, z katastru nemovitostí a z databáze ČÚZK.

V posledních přibližně deseti letech lze databázi ČÚZK o využití území porovnávat, kromě ortofotomap (2003), dat CORINE (1990, 2000, viz dále) či dat evidujících kategorie zemědělské půdy Ministerstva zemědělství ČR (MZe ČR, Agrocensus 2000), také s dalším bohatým, ovšem zatím jen málo známým a ještě méně u geografů využívaným, zdrojem, kterým je LPIS (Land Parcel Identification System). V roce 1999 se ČR zavázala Evropské Komisi vybudovat do doby vstupu do EU nový systém evidence půdy založený na uživatelských vztazích, neboť takový systém v ČR do té doby chyběl. V červnu 2003 nabyla účinnosti novela zákona o zemědělství, která upravila procesní pravidla pro aktualizaci českého LPIS. Od roku 2004 LPIS každoročně přináší podrobné informace o jednotlivých kategoriích zemědělského půdního fondu. Poskytuje tak data o skutečně v daném čase využitých zemědělských pozemcích, jejich výměře a lokalizaci. Řeší tak v leteckých snímcích či ortofotosnímcích nejobtížněji rozlišitelné a nejdynamičtěji se proměňující, tudíž i v katastrálních evidencích nejhůře aktualizované, kategorie využití území, tj. ornou půdu a travní porosty. LPIS je postaven na jedinečné centrální databázi, ve které základní evidenční jednotkou je farmářský blok, představující souvislou plochu zemědělské půdy s jednou kulturou užívanou jedním farmářem v členění: orná půda, chmelnice, vinice, ovocný sad, travní porost, les či jiná kultura. Metodické pokyny pro aktualizaci evidence půdy dle uživatelských vztahů vedené dle zákona č. 252/1997 Sb., o zemědělství uvádí, že jsou stanoveny jasné sankce za neuvedení či uvedení nepravdivých údajů při provádění každoroční aktualizace evidence půdy. Přestože LPIS je velmi úzce časově omezen a MZe ČR standardně nepovoluje vstup do prostorové části databáze přineslo její využití velmi zajímavé informace, zejména pokud se jedná o porovnání s databází ČÚZK. Digitální nebo kvantitativní data o výměrách jednotlivých kategorií využití území byla v interpretační fázi doplněna také o četné historické fotografie a pohlednice (viz přílohy).

Za účelem komparace trendů změn zastoupení jednotlivých kategorií land use v období 1990-2000 v modelových územích s oblastmi vyšší „scale“, Českou republikou, Krušnými horami, Českým, resp. Verneřickým či Milešovským středohořím, podle land cover tříd CORINE bylo nutné získat (v .shp formátu) data z Ministerstva životního prostředí ČR z projektu Evropské komise „COoRdination of INformation on the Environment“. Nabízelo se využití dat CORINE, ovšem s vědomím rozdílnosti měřítka mapování i klasifikačního systému databáze. V modelových územích si v rámci aplikace dat CORINE90 A CORINE00 všímáme změn následujících land use kategorií (pro výpočet stupně ekologické stability pak bereme v potaz zastoupení samozřejmě všech kategorií): 211 Orná půda mimo zavlažovaných ploch (viz kód 2). Obilniny, luštěniny na polích, píce, řádkové kultury a úhory včetně květinových kultur, lesních (lesních školek) a zeleninových (zelinářských) kultur na polích pod skleníky a plastickými hmotami dále rostliny léčivé, aromatické a koření. 231 Louky (viz kód 3). Plochy hustě pokryté vegetací, zejména travami; nejsou zahrnuty trávy pěstované v rámci střídavého osevního postupu. Především pastviny, jejichž pícniny mohou být sklizeny mechanizovaně. Jsou zahrnuty stálé, umělé i dočasné louky a živé ploty. 243 Převážně zemědělská území s příměsí přirozené vegetace (specifická kategorie). Plochy převážně zemědělské přerušované přirozenou vegetací. Třída zahrnuje území se zemědělskou produkcí, plochy přírodního nebo polopřírodního původu (včetně mokřadů a vodních ploch, neúrodné plochy), plochy orné půdy menší než 25 ha, plochy sadů, vinic a ovocných keřů menší než 25 ha a plochy zbytků přirozených lesů, skupiny stromů a keřů menší než 25 ha. 311 Listnaté, 312 Jehličnaté, resp. 313 Smíšené lesy (viz kód 1). Vegetační formace složené převážně ze stromů, křovin a houštin, kde dominují listnaté, jehličnaté druhy lesů, resp., v nichž nedominují ani listnáče, ani jehličnany. 324 Přechodová stadia lesa a křoviny (viz kód 7). Křovinná vegetace, travnatá vegetace s rozptýlenými stromy, nebo vymýcený les. Mohou představovat plochy degradace lesa nebo regenerace vegetace lesem. Území přirozeného vývoje lesních formací (mladé listnaté a jehličnaté lesy s bylinnou vegetací a rozptýlenými

solitérními stromy) např. na opuštěných loukách a pastvinách nebo po různých kalamitách, rovněž i různá degenerativní stadia lesa v důsledku průmyslových imisí, atd. Patří sem pionýrská nebo rozpadová stadia listnatého stále zeleného lesa s křovinatou vrstvou dubů nebo borovicemi, které pokrývají méně než 30 % povrchu, zemědělská půda v procesu rekolonizace (nástupu) lesa, který kryje více než 30 % povrchu (rozptýlené stromy nebo malé kousky lesa) či opuštěné ovocné plantáže a sady. 321 Přírodní pastviny (viz kód 3). Pastviny s nízkým výnosem; často jsou situované ve zvlněném území. Často obsahují skalnaté povrchy, trnité porosty a houštiny. Přírodní louky a pastviny jsou plochy s bylinnou vegetací (max. výška 1,5 m s převažujícími travinami), která pokrývá min. 75 % zarostlého povrchu a vyvíjejí se s minimálními lidskými zásahy (bez sečení, hnojení atd.); jsou to travnaté plochy v chráněných územích, v kraje, na vojenských cvičištích, dále plochy křovinatých formací s roztroušenými stromy. Třída zahrnuje: zasolené a zamokřené louky na slaných půdách, vlhké louky s bodláky, ostřicí, sítinou a rákosím na více než 25 % plochy, přírodní pastviny se stromy a keři na méně než 25 % plochy. 242 Komplexní systémy kultur a parcel (viz kód 8). Mozaika různých dočasných kultur, luk a stálých kultur umístěných vedle sebe včetně zahrad v rozptýlené zástavbě (chaty a sporadicky zastavěné plochy). Třída zahrnuje mozaiku malých ploch dočasných a stálých kultur, městské trávníky, ladem ležící půdu, případně s rozptýlenými domy nebo zahradami (Feranec, Ořahel, 2001).

9. 2. Kvantifikace struktury krajiny pomocí softwaru FRAGSTATS

V práci byl použit softwarový produkt Patch Analyst 3.0, který představuje modifikovanou verzi FRAGSTATS a umožňuje komunikovat s běžně používaným geografickým softwarovým produktem ArcView 9.1. Jako extenze ArcView je schopný automaticky poskytovat data o paternu krajiny, která jsou založena na skladbě a rozmístění krajinných prvků. Patch Analyst kalkuluje krajinné metriky vycházející jak z polygonálních („shapes“), tak z rastrových dat („grids“). V našem případě vstupují do procesu kvantifikace paternu pomocí Patch Analystu vektorová data, a to vektorizované ortofotomapy a vektorizované historické letecké měřičské snímky. Získaná vektorová data CORINE 90 a CORINE 2000 umožní navíc aplikaci Patch Analystu také na území celé České republiky v kategorizačním systému (land cover) CORINE, a nabízí tak srovnání trendů (z důvodu rozdílných měřítek pohledu nikoli absolutních výsledků, ale pouze trendů) v „chování“ krajinných metrik, v exponovaném období 1990-2000 s trendy v modelových územích. Srovnání trendů v kvantitativních parametrech skladby a uspořádání prvků horizontální struktury krajiny Petrovicka, Třebenicka a Verneřicka s prostorově nadřazenými celky by nebylo možné provést, pokud bychom nevlastnili vektorový formát land cover příslušných celků.

Krajinné metriky můžeme kalkulovat buď pro krajinu jako celek („landscape indices“), nebo jen pro polygony se stejným zvoleným atributem (např. land use kategorie označená jako les), tzn. pro „patch“ určitého typu („class indices“). Celkem FRAGSTATS nabízí 40 „class indices“ a 46 „landscape indices“ (Turner et al., 1991). Charakteristika vybraných sledovaných krajinných metrik (EK, 2000, McGarigal, Marks, 1994):

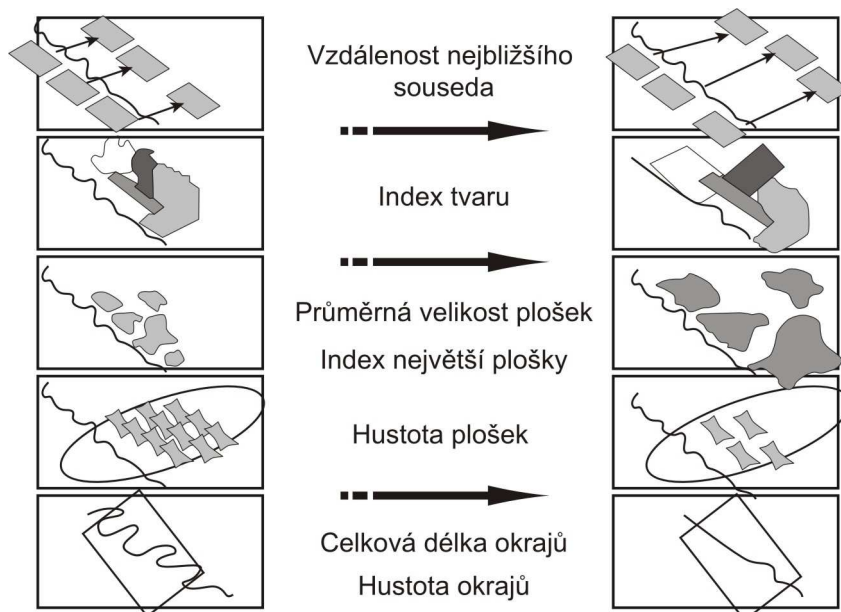
Plocha typů plošek („Class area“, CA) – udává součet ploch enkláv stejného typu. Je vlastností krajinné skladby. Je důležitá vzhledem k identifikaci matrice krajiny a také ve spojení s požadavky některých druhů na minimální plochu habitatu určitého typu.

Počet plošek („Number of patches“, NumP) – se kalkuluje jak pro jednotlivé typy enkláv, tak pro krajinu jako celek. Lze díky ní odvodit poréznost a celkovou mozaikovitost (kapitola 5.4.3.).

Hustota plošek („Patch density“, PD) – vyjadřuje množství enkláv na jednotku plochy. Umožňuje srovnání různě velkých vybraných území. Podobně jako počet enkláv, při jejich dostatečném množství, odráží určitou míru fragmentace, a může tak sloužit jako index heterogenity, neboť krajina s větší hustotou plošek indikuje vyšší prostorovou heterogenitu. Hustota plošek roste s přibývajícím množstvím enkláv, ovšem obecně závisí na „scale“ a na velikosti minimální mapované jednotky.

Průměrná velikost plošky („Mean patch size“, MPS) – pokud je nižší u jednoho typu plošky než u jiného, signalizuje jeho vyšší fragmentaci. Průměrná velikost plošky daného typu je funkcí počtu enkláv onoho typu a celkové plochy, který typ zaujímá. Oproti tomu hustota enkláv je vždy funkcí plochy celé oblasti. Z těchto důvodů je nejlépe interpretovat MPS společně s PD, NumP a s indexy variability velikosti plošek. Na úrovni krajiny jsou MPS i PD funkcí počtu plošek a celkové plochy území.

Obr. 9.2.1. Schematické znázornění vybraných krajinných metrik (upraveno podle Krönert, Steinhardt, Volk, 2001).



Celková délka okrajů („Total edge“, TE) – je absolutním měřítkem celkové délky okrajů jednotlivých typů či všech enkláv v krajině. Jako absolutní index vyžaduje při srovnání více krajin jejich přibližně stejnou velikost (obr. 9.2.1.).

Hustota okrajů („Edge density“, ED) – standardizuje délku okrajů na jednotku plochy pro možné srovnání různě rozsáhlých území. Obecně lze tvrdit, že jemnější rozlišení pohledu na krajinu implikuje větší délku okrajů a tím i vyšší hustotu. Při hrubším rozlišení, menším měřítku, se okraje jeví přímější a tím i kratší. Oproti hustotě plošek hustota okrajů odráží charakter tvarů, složitost či kompaktnost. ED je měřítkem složitosti tvarů, obdobně PD vyjadřuje „složitost“ (prostorovou heterogenitu) krajinné mozaiky. ED také, kromě měřítka pohledu na krajinu, závisí na minimální mapované jednotce.

Průměrný index tvaru („Mean shape index“, MSI) – vypovídá o průměrném tvaru enkláv jednotlivých či všech typů. MSI se rovná 1 v případě, že enklávy příslušného typu či všechny enklávy mají tvar kruhu (pokud hodnotíme vektorová data) či tvar čtverce (vycházíme-li z rastrových dat). Se zvyšující se nepravidelností tvarů enkláv se zvyšuje i MSI.

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{p_{ij}}{2 * \sqrt{\pi * a_{ij}}} \right)}{n_i}, \text{ kde } p_{ij} \text{ označuje obvod } j\text{-té plošky } i\text{-tého typu, } a_{ij} \text{ je plocha } j\text{-}$$

té plošky i-tého typu, n je počet plošek i-tého typu.

Vážený index tvaru („Area-weighted mean shape index“, AWMSI) – váží průměrný index tvaru velikostí jednotlivých enkláv. Složitost tvaru větší enklávy má větší váhu než u menších. Index je vhodnější v takových krajinách, kde hrají rozsáhlé enklávy dominantní roli ve fungování krajiny.

$$AWMSI = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{p_{ij}}{2 * \sqrt{\pi * a_{ij}}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right], \text{ kde } p_{ij} \text{ označuje obvod } j\text{-té plošky } i\text{-tého typu,}$$

a_{ij} je plocha j -té plošky i -tého typu, n je počet plošek i -tého typu.

Krajinné metriky nabízí také jiný pohled na geometrické uspořádání a tvar plošek, založený na využití předností fraktálové geometrie. Oproti Euklidově geometrii, která zvládá věrně zachytit jednoduché tvary: přímky, kruhy apod., a hodí se tak na interpretaci vzdáleností či ploch zejména v sekundární krajinné struktuře, kde jsou tyto geometrické tvary převážně zastoupeny, fraktálová geometrie přináší řadu výhod pro uchopení složitosti a tvarové dynamiky primární struktury krajiny. Z tohoto hlediska jsou užitečné metriky typu: průměrná fraktálová dimenze plošky či vážená fraktálová dimenze plošky (Gergel, Turner 2003). Slovo fraktál znamená nepravidelný objekt, v němž se nepravidelnost objevuje na všech úrovních. Fraktály, fraktálová geometrie byla popsána Mandelbrotem (1975, 1982). Mandelbrot označil termín fraktál podle latinského „fractus“, což znamená rozbitý nepravidelný kámen. Fraktálová geometrie může být pokládána za studium pravidelností v nepravidelnostech. Je velmi rozšířená pro „sky-, sea- a land- scape“. Aplikace fraktálové geometrie v analýzách změny krajiny je spíše nová a různé technické problémy spojené s jejím použitím vyžadují ještě více experimentů. Fraktálové metriky mohou být používány k demonstraci složitosti, komplexity krajiny jak na globální, tak na lokální úrovni (Siu, Lam, 2004). Fraktálová geometrie se proto využívá pro charakterizaci paternu v různých „scale“. V klasické Euklidově geometrii vyjadřují topologickou dimenzi přirozená čísla: bod = 0, linie = 1, rovina = 2, objem = 3. Ve fraktálové geometrii náleží fraktálové dimenzi kladné reálné číslo: bod 0-1, křivka či plocha v jedné rovině 1-2, plocha v třídídimenzionálním prostoru 2-3 (obr. 9.2.2.).

Průměrná fraktálová dimenze plošek („Mean patch fractal dimension“, MPFD) – odráží tvarovou neeuklidovskou, fraktálovou, složitost enkláv nepoměrující se s tvary jako kruh či čtverec. MPFD blíží se 2 (vzhledem k plošným objektům umístěným v jedné rovině) ukazuje vyšší složitost tvarů nebo zakřivení linií.

$$MPFD = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{2 * \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right)}{n_i}, \text{ kde } p_{ij} \text{ označuje obvod } j\text{-té plošky } i\text{-tého typu, } a_{ij} \text{ je plocha}$$

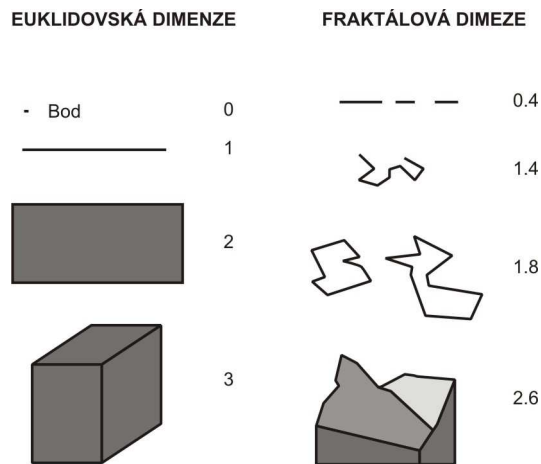
j -té plošky i -tého typu, n je počet plošek i -tého typu.

Vážená fraktálová dimenze plošek („Area-weighted mean patch fractal dimension“, AWMPFD) – na úrovni typů enkláv a krajiny jako celku uvažuje fraktálovou dimenzi plošek váženou jejich velikostí. MPFD i AWMPFD mohou dosahovat hodnot z intervalu 1 až 2 včetně.

$$AWMPFD = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{2 * \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right) * \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right], \text{ kde } p_{ij} \text{ označuje obvod } j\text{-té plošky } i\text{-tého}$$

typu, a_{ij} je plocha j -té plošky i -tého typu, n je počet plošek.

Obr. 9.2.2. Srovnání euklidovské a fraktálové dimenze (upraveno podle Farina, 2000).



Patch Analyst umožňuje kvantifikovat některé aspekty diverzity krajiny, tedy skladby krajiny. Tyto metriky charakterizují bohatost a rovnoměrnost zastoupení jednotlivých typů enkláv v krajině. Bohatost vychází z počtu typů enkláv, rovnoměrnost pak z frekvence (častosti) zastoupení. Některé metriky jsou více citlivé na bohatost než na rovnoměrnost (např. „Shannon's diversity index“), jiné naopak (např. „Simpson's diversity index“). Nagendra (2002) se zabývá odlišnými výsledky z aplikace Shannon indexu diversity (SHDI), který se ke zjištění diverzity používá častěji, a Simpsonova indexu diversity (SIDI). SHDI i SIDI podle něj reagují trochu jinak na změnu počtu typů land coveru v krajině. SHDI je více citlivý na sporadicky zastoupené typy land coveru. SIDI se více hodí na krajinu s jedním, dominantním typem land coveru.

Shannon index diverzity („Shannon's diversity index“, SHDI) – kvantifikuje diverzitu krajiny založenou na dvou složkách: počtu odlišných typů plošek a jejich plošném podílu (rovnoměrnost zastoupení). Bohatost indikuje atribut skladby paternu, zastoupení pak strukturální aspekt krajiny (Li, Lu, Cheng, Xiao 2001). SHDI roste, pokud roste i počet typů plošek nebo pokud se plošné zastoupení jednotlivých typů stává rovnoměrnějším. Maximální hodnoty dosahuje tehdy, když je maximální počet tříd plošek zastoupen v krajině rovnoměrně (obr. 9.2.3., 9.2.4.). SHDI dosahuje hodnot větších nebo rovno 0.

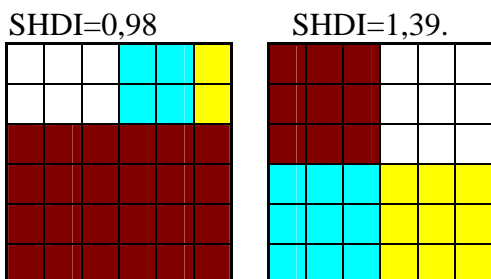
$SHDI = -\sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)$, kde P_i představuje plošný podíl ploškou typu i a m označuje počet typů plošek.

Shannon index stejnoměrnosti („Shannon's evenness index“, SHEI) – vychází ze zastoupení jednotlivých typů plošek v krajině. Odvozuje se z SHDI přepočteného na maximální SHDI pro uvedený počet typů plošek. Nicméně, je třeba poznamenat, že rovnoměrnost zastoupení jednotlivých typů plošek nic nevypovídá o „ekologické významnosti“ samotných typů, neboť se s každým typem kalkuluje jako by měl stejné krajinně ekologické vlastnosti. Hodnoty SHEI se pohybují v intervalu od 0 do 1 včetně.

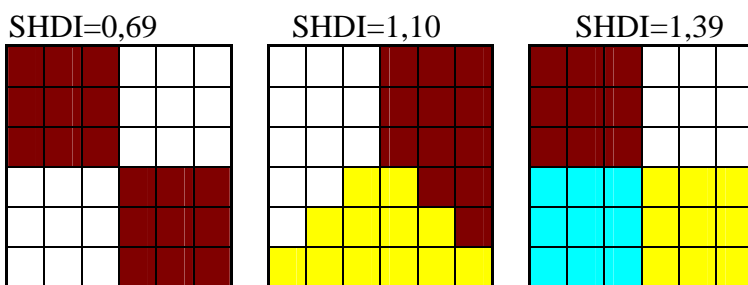
$$SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)}{\ln m}$$

, kde P_i představuje plošný podíl ploškou typu i a m označuje počet typů plošek.

Obr. 9.2.3. Vliv změny podílu – zastoupení – čtyř kategorií na Shannon Diversity Index.



Obr. 9.2.4. Vliv změny počtu (2, 3, 4) kategorií – tzn. změny bohatosti – při jejich stejném plošném zastoupení na Shannon Diversity Index.



9. 3. Environmentální stres a koeficient ekologické stability

Pro postihnoutí vývoje kvalitativních aspektů krajinných složek porovnám zavedený a frekventovaný koeficient (resp. stupeň) ekologické stability (KES, SES) s hodnocením působení environmentálních stresorů. Zajímavé zjištění přineslo statistické vyhodnocení čtyř na první pohled různých druhů koeficientů ekologické stability (kapitola 7.) pomocí Pearsonova indexu korelace. Kalkulace byla provedena na 250 katastrálních jednotkách Ústeckého kraje s použitím dat o využití území z roku 2003 z katastru nemovitostí. Výsledkem byla silná korelace mezi všemi koeficienty (více než 0,6). Z tohoto důvodu není nutné příliš dlouho uvažovat nad tím, kterou z variant pro porovnání KES s působením environmentálních stresorů zvolit a proč. V práci bude provedena komparace výsledků monitoringu působení environmentálních stresorů s nejjednodušším výpočtem koeficientu ekologické stability (stabilní plochy land use ku labilním plochám). Jako pomocný indikátor pouze pro období 1990-2000 bude vystupovat stupeň ekologické stability kalkulovaný z dat CORINE indikujících prostorové rozmístění land coveru přibližně v letech 1990 a 2000. Stupeň ekologické stability podle klasifikačních kategorií CORINE lze získat součtem ploch jednotlivých kategorií vynásobených koeficientem SES (tab. 9.3.1.) a následným podílem celkovou rozlohou území (Löw, Míchal, 2003). Pro Českou republiku se, vlivem snížení rozlohy orné půdy z 3 554 103 ha v roce 1990 na 3 318 614 ha v roce 2000 a naopak zvýšením rozlohy lesů a luk a pastvin, stupeň ekologické stability, kalkulovaný podle databáze CORINE, v intervalu let 1990-2000 zvýšil z 2,251 na 2,282. To potvrzuje i koeficient ekologické stability kalkulovaný pomocí zcela odlišné databáze ČÚZK (tab. 9.3.2.).

Tab. 9.3.1. Kód jednotlivých kategorií vegetačního pokryvu s uvedením koeficientu SES.

Kód CORINE	Kategorie land cover	Koef.
1	urbanizované a technizované areály	0,5
211	orná půda bloky nad 100 ha	1
211, 221	orná půda bloky menší než 100 ha, vinice	1,5
222	ovocné sady	2,0
231, 241	střídání jednoletých a víceletých kultur, louky a pastviny	2,5
242, 243, 321	mozaiky polí, luk a trvalých kultur, přirozené louky, lada vojenských prostor	3,5
311, 321, 333, 511, 411, 412	listnaté lesy, mokřady toky širší než 100 m, xerothermní vegetace, alpské hole	5
312, 313, 512	polopřirozené lesy bory Ralsko, Krkonoše, umělé vodní plochy, smíšené lesy	4,5
312	jehličnaté monokultury (mimo bory Ralsko, Krkonoše)	3,0

Klasifikační stupnice: 0,5-1,5 typ A (krajina urbanizovaná, polní, těžební), 1,5-3,5 typ B (krajina lesoplní), 3,5-5,0 typ C (krajina lesní).

Tab. 9.3.2. Průměrný KES pro ČR (Löw, Míchal, 2003).

1845 – 0,97	1948 – 0,88	1990 – 1,10
1897 – 0,85	1960 – 1,09	1995 – 1,14
1921 – 0,95	1970 – 1,09	2000 – 1,18
1929 – 0,90	1981 – 1,144	2001 – 1,24

Pozn.: Klasifikační stupnice podle Löw, Míchal (2003) a Lipský (1999): do 0,3 typ A (nadprůměrně využívaná se zřetelným narušením přírodních struktur, základní ekologické funkce musí být soustavně nahrazovány technickými zásahy), 0,3-1,0 typ A až B (intenzivně využívaná zejména zemědělskou výrobou, oslabení autoregulačních pochodů v agroekosystémech způsobuje jejich značnou ekologickou labilitu a vyžaduje vysoké vklady energie), 1,0-2,9 typ B (intermediární, vcelku vyvážená krajina, v níž jsou technické objekty relativně v souladu s dochovanými přírodními strukturami, důsledkem je i nižší potřeba energomateriálových vkladů), 3,0-6,1 převažuje typ C nad B, nad 6,2 typ C (relativně přírodní stabilní krajina s převahou přírodních a přírodě blízkých struktur). Lipský (1999) zjemňuje škálu o: KES méně 0,1 (území s maximálním narušením přírodních struktur, základní ekologické funkce musí být intenzivně a trvale nahrazovány technickými zásahy)

V rámci řešení projektů podporovaných Ministerstvem práce a sociálních věcí České republiky „Metodika hodnocení sociálních a ekologických souvislostí ekonomické transformace: teorie a aplikace“ (1J 008/04-DP1, 2004-2009) a Grantovou agenturou České republiky „Utváření sociálních struktur na pozadí měnící se kulturní krajiny v období transformace“ (403/06/0243, 2006-2008) byla formulovaná metodika hodnotící přítomnost stresu v krajině, která si všímá jak kvantitativních, tak i kvalitativních stránek změn skladebných prvků krajiny na mezochorické úrovni. Odráží tak nejen stres v přírodním subsystému (ekologický stres), ale i stres v subsystému sociálním (sociální stres). Tím se stává významnou nejen souhrnná hodnota, ale i podíly ekologického, event. sociálního stresu v různých časových intervalech. Stres přítomný v modelovém území může indikovat působení stresorů nacházejících se uvnitř, ale i těch mimo něj. Negativní působení stresorů totiž nerespektuje administrativní hranice.

Z hlediska terminologie jsme se chtěli vyvarovat pojmu ekologická stabilita i antropické ovlivnění či tlak, neboť ty jsou již metodicky vázány, a proto jsme využili na Slovensku vhodně zavedených termínů „stres“ a „stresor“ (kapitola 6.3.). I v relaci k mezinárodně uznávanému, metodickému schématu, vypracovanému na základě konceptu Evropské environmentální agentury (EEA), se tato terminologie jeví jako relevantní. Hodnocení působení environmentálních stresorů odráží, v rámci DPSIR schématu („Driving forces – Pressures – State – Impact – Response“) antropogenní tlak („pressures“) v krajině.

Monitoring působení environmentálních stresorů lze chápat jako reflexi stresu přítomného v přírodním a v sociálním subsystému. Vychází z odhalování rušivých vlivů na jednotlivé složky krajiny (ovzduší, vody, půdy atd.) a na člověka (jeho jednotlivé stránky a aktivity). V kapitolách věnujících se charakteristice vývoje horizontální struktury krajiny v modelových územích bude v rámci evaluace kvality skladebných strukturálních prvků krajiny využit monitoring zejména ekologického stresu, podle vybraných proměnných. Sociální stres, hodnotící negativní sociální aspekty uvnitř sociálního subsystému (Anděl, 1993, Poštoľka, 1996, Anděl, Poštoľka, Šašek, 1998), se zde uvádí jen ve stručnosti pro úplnost pohledu na postup hodnocení environmentálního stresu. Některé demografické indikátory sociálního stresu jsou zaměřeny na populační pohyb (např. pasivní migrační saldo a vysoký migrační obrat), jiné na strukturální demografické, popř. sociálně patologické, aspekty (např. nepříznivá věková a vzdělanostní struktura obyvatel) a další na ekonomické (např. vysoká míra nezaměstnanosti).

Proměnné v rámci ekologického stresu byly vybrány tak, aby zastupovaly, pokud možno, nejvýznamnější stránky stresu přítomného v jednotlivých krajinných složkách a zároveň jsou sledovatelné na chorické úrovni. Navazuje na metodiku Výzkumného ústavu výstavby a architektury (VÚVA) a metodiku Terplanu (Anděl et al., 1990a). Metodika VÚVA sleduje dvě soustavy kritérií: 1) hodnocení zdrojů znečištění prostředí (tuhé emise, emise SO₂, odpadních vod, tuhé odpady, plochy devastované těžbou, intenzita silniční dopravy), 2) hodnocení kvality složek životního prostředí (imise poléťavého prachu, imise SO₂, jakostní třídy znečištění toků, kapacita skládek, index změny využití území, dynamika změn ostatních ploch a zemědělských půd, poškození lesních porostů, imise a hluk z dopravy). Metodika Terplanu, Hodnocení úrovně životního prostředí, byla také sestavena ze dvou množin proměnných, kde první zahrnovala tzv. hygienickou vhodnost prostředí (např. emise poléťavého prachu, SO₂, emise ostatních plynných polutantů, zápach a hluk) a druhá skupina faktorů měla za účel zachytit krajinářskou vhodnost a podmínky pohody (např. poškození lesů, imise znečišťujících plynů a další faktory, zastoupení chráněných území a další).

V této práci, za účelem monitoringu změn kvality jednotlivých složek krajiny tvořících její horizontální strukturu, si tedy na jedné straně budu všimát intenzity působení největších environmentálních stresorů ve sledovaném období (2. polovina 20. století), jak v modelových územích samotných, tak v jejich širším zázemí (severozápadních Čechách), a na straně druhé pak samotné kvality skladebných prvků krajiny, tedy přítomného stresu v modelových územích. Aby bylo možné následné porovnání výsledků hodnocení ekologického stresu v modelových územích s výsledky dané koeficientem ekologické stability, kvantifikuji toto hodnocení následujícím způsobem:

Za účelem kalkulace ekologického stresu přítomného v jednotlivých složkách krajiny si nejprve všímám stupně degradace reliéfu a půd (tab. 9.3.3.). Pro území severozápadních Sudet je typická výrazná antropogenní transformace reliéfu (povrchová těžba hnědého uhlí a lomy na stavební kámen, znělec a čedič), která má za následek nejen funkční poškození ekologického subsystému, ale také narušení celkové vizuální kvality území. Přítomnost černých a řízených skládek byla hodnocena pomocí stupnice 0-3. Potenciál vodní a větrné eroze půdy byl kalkulován prostřednictvím rovnice, kterou sestavili W. H. Wischmeier a D.

D. Smith (Wischmeier, Smith, 1978). Kvalita ovzduší byla hodnocena na základě imisních koncentrací tuhých látek, SO₂ a NO_x a také prostřednictvím indikátoru znečištění ovzduší z lokálních zdrojů (zejména z domů vytápěných tuhými energetickými zdroji). Kvalitu povrchových vod zastupuje indikátor jakosti vod v tocích (jen na zjistitelných profilech). Stres přítomný v krajinném pokryvu odráží imisní pásma lesních porostů a koeficient ekologické stability (podíl relativně stabilních, přírodních ekosystémů – lesy, louky a pastviny, mokřady a vodní plochy a labilních antropogenních ploch – zastavěné území, pole, dopravní komunikace a jiné plochy). Vzhledem k úplnosti informace o stresu v ekologickém subsystému nelze vynechat kalkulaci bariérového efektu a přítomnost hluku či zápachu. Fragmentace území především dopravními bariérami byla počítána jako hustota dopravních linií (železničních a silničních úseků), přičemž jednotlivé úseky byly navíc váženy intenzitou dopravy (podle sčítání dopravy).

Tab. 9.3.3. Indikátory ekologického stresu.

EKOLOGICKÝ STRES				
INDEX	SKUPINA	INDIKÁTOR	SPECIFIKACE	VÁHA
A ₁	Degradace reliéfu a půd	Míra antropogenní transformace reliéfu	přítomnost antropogenních forem reliéfu v %	2
A ₂		Potenciální ohrožení půd erozí	stupeň	1
A ₃		Staré ekologické zátěže, skládky	stupeň	2
A ₄	Znečištění ovzduší	Znečištění ovzduší: SO ₂ , NO _x , PM ₁₀	µg/m ³	2
A ₅		REZZO 3	tons/km ²	1
A ₆	Kvalita vod	Jakostní třídy povrchových toků	jakostní třída	2
A ₇	Biota	Imisní pásma lesů	převládající kategorie A, B, C, D, E, F	1
A ₈		KES (Michal)	podíl stabilních a labilních ploch	1
A ₉	Ostatní stres	Bariérovost	hustota umělých linií km/km ²	2
A ₁₀		Hluk a emise z dopravy	intenzita a frekvence dopravy, stupeň	2

Vzhledem k tomu, že jednotlivé indikátory nemají stejnou vypovídací schopnost, identickou působnost, některé se vyznačují i multifunkčními efekty, je metodicky správné jim přiřazovat odlišné váhy. Výběr konkrétních indikátorů a přisouzení jejich váhy bylo náplní expertní hodnotící komise, sestavené z vybraných předních českých a zahraničních odborníků (z Česka, Německa, Polska a Slovenska). Eliminace indikátorů byla také limitována časovým horizontem, neboť bylo třeba získat validní data o jeho úrovni v počátečních časových periodách 2. poloviny 20. století. Samotný proces kalkulace stresu byl proveden v souladu s obdobnými metodikami na základě bodového hodnocení. Maximální rozpětí vybraného indikátoru za sledované území bylo rozděleno na kvartily. Číselné hodnoty byly přiřazovány následovně: v rozmezí nízké (kvartily Q₁ = 0), podprůměrné (Q₂ = 1), nadprůměrné (Q₃ = 2) a vysoké (Q₄ = 3 body). Ty jsou násobeny příslušnými váhami (1 či 2). Následující hodnocení tak platí pro zvolená modelová území severozápadních Čech. Pochopitelně, že s realizací analogického postupu v jiné, méně exponované oblasti vůči působení antropogenních stresorů se změní i uvedená rozpětí jednotlivých indikátorů, tím i kvartily a bodová hodnocení, a proto vzájemné porovnání těchto dvou oblastí není možné. Ovšem je možné hodnocení realizovat v rámci jednoho či několika podobných území v různých časových intervalech, s určením individuálních intervalů konkrétních kvartilů, a následně je z hlediska vývoje kvality složek krajiny porovnat.

Hodnocení environmentálního stresu a působení stresorů v krajině v druhé polovině 20. století vyžaduje širokou škálu typů různých dat z různých zdrojů (výzkumných a

statistických institucí). Aby získaná informace o environmentálním stresu skutečně odkrývala intenzitu a charakter negativního antropogenního impaktu na krajinné složky, vstupují do hodnocení indikátory původem z hydrologie, pedologie, ekologie, demografie, ekonomie, sociologie. Pořizovateli primárních informací o kvalitě jednotlivých složek krajiny (ekologického i sociálního subsystému), kromě výše zmíněných leteckých snímků, ortofotomap a katastru nemovitostí, byly následující instituce: Geofond – Česká geologická služba, ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav (pobočka Ústí nad Labem a Praha), VÚV – Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, VÚMOP – Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy (BPEJ), ÚHÚL (OPRL – oblastní plány rozvoje lesů), ČSÚ (Český statistický úřad, statistické ročenky, statistické lexikony, regionální statistiky, lexikony obcí). Data o působení environmentálních stresorů dále doplňují retrospektivní monografie o stavu a vývoji životního prostředí v Ústeckém kraji, studie zaměřené na analýzu vývoje znečišťování ovzduší v Ústeckém kraji, strategické (sektorové) dokumenty Krajského úřadu Ústeckého kraje (Anděl et al., 1987, 1990a, b, Kol. aut., 1994a, b, 1999, 2003a, b, 2004a, b, c, 2005a, b, c, d, 2006a, b) a v mnohém také napomohly mapové portály: <http://212.158.143.149/index.php>, www.isu.cz, <http://portal.uur.cz>, <http://heis.vuv.cz/>, <http://geoportal.cenia.cz/mapmaker/cenia/portal/>.

Po zkušenostech s výběrem, sběrem, zpracováním a úpravou geografických dat lze říci, že jich je v současné době nepřehledné množství, ovšem problematická se v případě retrospektivních analýz stává jejich srovnatelnost. Mnohé z dříve sledovaných indikátorů byly dnes nahrazeny jinými či validita některých dat je velmi nízká. Mnohdy také o jejich získání rozhoduje vysoká pořizovací cena.

V této kapitole budou postupně aplikovány zmíněné tři metody (kapitoly 9.1., 9.2., 9.3), které umožní uchopení tří různých, navzájem komplementárních aspektů horizontální struktury kulturní krajiny. Budou použity i různé zdroje dat a databáze (kapitola 9.). Částečně budou výsledky aplikací interpretovány již v této kapitole, souhrnně pak až v kapitole následující, kde bude zároveň hledáno jejich odůvodnění. Záměrně, navíc, použití metod v modelových územích (Petrovicko, Verneřicko, Třebenicko) v různých časových horizontech 2. poloviny 20. století doplňuje srovnání s oblastmi většího prostorového měřítka, případně s výsledky aplikací stejných metod uskutečněných jinými autory. Tím se vlastní výsledky formulované v následujících kapitolách 10.1., 10.2. a 10.3. rozšiřují o konfrontaci s tzv. širším kontextem.

10. 1. Vývoj využití krajiny v modelových územích

Problematika vývoje využití území, změny v zastoupení jednotlivých kategorií land use v modelových územích různého rozsahu a typu, se stává neopominutelným tématem všech velkých konferencí IGU (International Geographical Union) či IALE (International Association for Landscape Ecology). A nejen ve dvou hlavních časopisech krajinné ekologie Landscape Ecology a Landscape and Urban Planning (kapitola 4.4., 5.5.) se velmi často objevují i tímto směrem zaměřené mnohé články (Mander, Jongman, 2000a,b, Aspinall, 2006 a mnohé další viz seznam literatury).

Nikodemus, et al. (2005) spolu s M. Antropem (2005, 2006) uvádějí sedm hlavních trendů, které identifikují jako více či méně intenzivně probíhající v současné evropské krajině. Podle nich dochází obecně k polarizaci mezi intenzivními a extenzivními trendy vývoje současných evropských venkovských krajin. Roste zemědělská výroba a to zejména prostřednictvím intenzifikace, zvětšováním ploch v zemědělsky příhodných oblastech. Intenzifikuje se a rozvíjí turistický ruch, zhušťuje se a výrazně roste zatížení dopravní infrastruktury a rozšiřují se urbanizované oblasti. Na jedné straně pokračuje koncentrace lidí a aktivit do menších oblastí a naopak opouští se rozsáhlá méně výhodná území („landscape abandonment“ či marginalizace území), jejichž obdělávání bylo rentabilní jen za cenu vysokých dodatečných dotací a vkladů energie. V rurálních oblastech s nízkou dopravní dostupností se snižuje počet obyvatel a tím klesá i množství a intenzita sociálních a ekonomických aktivit v tomto prostoru. Polarizace mezi urbánními a vesnickými oblastmi se prohlubuje. Ovšem na druhé straně, nově se objevuje trend tzv. rururbanizace a suburbanizace, tedy tendence poměšťování oblastí s dříve specifickým vesnickým charakterem či výstavba zcela nových satelitních městeček v nedalekém zázemí velkých městských aglomerací. Tyto především dopravně dobře dosažitelná sídla naplňují stále rostoucí požadavek mnoha obyvatel velkých měst po bydlení v atraktivním prostředí, s nižší koncentrací obyvatel a s vyšším zastoupením lesních a lučních plošek.

Evropská zpráva o životním prostředí (European Environment Report – EEA, 1995) identifikuje faktory s převládajícím vlivem na dnešní krajinu: intenzifikace zemědělství, nadměrný růst obdělávaných ploch, urbanizace a rozvoj dopravní infrastruktury, standardizace stavebních materiálů a designu bydlení, tedy homogenizace charakteru sídel, intenzifikace turistiky a rekreace, vyčlenění monofunkčních, především těžebních, krajin či

jednoznačně funkčně vyhrazených území (např. pro městské skládky odpadů), degradace přírodních biotopů, habitatů a ekosystémů. Bastian, Beierkuhnlein, Syrbe (2002) shrnují současné hlavní trendy vývoje krajiny a podobně jako Antrop (2005, 2006) a Nikodemus (2005) vymezují na jedné straně intenzifikující tendence a na druhé straně opouštěné oblasti, kde se uplatňuje proces marginalizace.

Ve vývoji skladby krajiny v Evropě v období 1950-90 akcentuje Nikodemus, et al. (2005) 10 % nárůst lesních ploch, 11 % úbytek orné půdy a 11 % úbytek pastvin. Množství lesních plošek prý ale neroste, zejména se totiž zvětšuje průměrná velikost lesů, a zvyšuje se tak kontrast mezi matricí orné půdy a lesními ploškami. Z hlediska perspektivy dalšího vývoje využití krajiny v měřítku Evropy se očekává, že bohatá a stabilní evropská společnost bude požadovat široké spektrum funkcí krajiny, včetně bydlení, rekreace či primární produkce. Mnoho farmářů a managementu krajiny tak bude zřejmě směřovat k multifunkčnímu využívání území, zejména pokud budou motivováni vyšším ziskem. Stále častěji se pak bude možné setkat, především v marginálních, LFA oblastech („less favourable areas“, méně příznivých), s přívlasky: ekologické, biologické, integrované nebo organické zemědělství (Bastian, Beierkuhnlein, Syrbe, 2002). Oblasti příznivé pro zemědělskou produkci budou pravděpodobně stále spojené s intenzifikací výroby, urbanizované prostředí pak s populačním růstem a s vylepšováním infrastruktury. S pokračujícím růstem rozdílnosti mezi venkovským, urbanizovaným a intenzivně zemědělsky využívaným prostorem se stále častěji ozývá i politický a veřejný požadavek na revitalizaci venkovského prostředí jako části regionálního kulturního dědictví. Nohl (2001) v současných trendech a v budoucím vývoji krajiny vidí právě především degradaci estetiky či vizuální kvality krajiny, pokles variability a přirozenosti venkovské struktury, regionální identity.

Tyto probíhající či očekávané změny ve využití území se, mimo jiné, promítají i do změn v biodiverzitě, vizuální a kulturní diverzitě krajiny. Za důsledky opuštění krajiny Farina (1998) označuje právě zmizení nebo redukci kulturní diverzity, redukci nebo zánik mnoha druhů bioty, změnu velikosti zrna mozaiky krajiny z jemné na hrubou, redukci otevřených krajin a jejich transformaci na křoviny (sukcesí, neboli postupnou náhradou druhů podle dostupnosti zdrojů, kompetice a dominance a podle režimu a intenzity disturbance), nárůst spojitosti v zalesněných ploškách, pokles nebo zmizení ekotonových synantropních druhů, pokles lidmi vnímané hodnoty mozaiky krajiny. Během současných desetiletí je také neopominutelná narůstající intenzita a frekvence změn, které jsou posilovány hlavně globalizačními sociálními, informačními a ekonomickými procesy.

Optimální variantu trajektorie vývoje krajiny vidí Wiggering, et al. (2003) ve třech postupných krocích, které následně povedou k udržitelnému způsobu využití území: 1) identifikace požadavků (nároků) na land use, které zahrnují environmentální, sociální i ekonomické aspekty a funkce, 2) analýza vzájemných interakcí land use funkcí a identifikace land use střetů, 3) aplikace uvedených zjištění do procesu „decision making“ a zahrnutím spolupráce s jednotlivými zájmovými skupinami, zastupujícími jednotlivé typy požadavků, dosažení konsensu na udržitelném způsobu využití.

Podle krajinně ekologické studie Palang et al. (2006), která volbou čtyř zkoumaných území ve střední a východní Evropě je našim podmínkám blízká, se v západní Evropě uskutečňoval přechod z jedné formace krajiny do druhé postupně, trval desetiletí, a tak se každá formace krajiny měla čas ustavit, resp. vyvinout. Jenže krajina střední a východní Evropy prošla během 20. století čtyřmi zásadními zlomovými obdobími: před 1. světovou válkou, po 1. světové válce, po 2. světové válce, po roce 1990, z nichž to předposlední a k němu se vážící poslední bylo oproti zbytku Evropy specifické. Znamenalo odlišný vývoj, intenzitu a charakter změn ve využívání krajiny, které se promítají do její současné podoby. V estonském Setu tak lze během 20. století pozorovat nejprve růst, posléze pád až téměř zánik

územních tradic, zvyků a sounáležitosti s krajinou. V polském Roztocze ztratila krajina pro místní obyvatele svůj význam a ekonomické aktivity v ní téměř ustaly. Ve slovinském Krasu se ukazuje významný efekt příhraniční polohy a její současný vliv na dynamický rozvoj ekonomických aktivit. Prosazují se moderní životní trendy a proces urbanizace. Místní samosprávou jsou podporovány jen zemědělské aktivity směřující k udržitelné krajině. Maďarské Fertő, část, jejíž využití je limitována vymezením národního parku, získává prostřednictvím rozvoje cestovního ruchu zcela novou identitu. Naopak, v sousední části probíhá proces marginalizace a opouštění. Snížení počtu obyvatel po 2. světové válce, vylidnění či násilná výměna „starousedlíků“ za nové a zbavení práva vlastnit půdu ve třetím zlomovém období vyvolalo odcizení a degradaci tradiční identity krajiny, která se ve čtvrtém období mění jen velmi pomalu. Lidé, jejichž historické kořeny zapuštěné v obhospodařované či obdělávané (jejich) půdě byly radikálně vytrženy, či noví osídlenci, kteří nebyli s územím spjati, se s krajinou okolo nich ztotožňují méně rodáci či starousedlíci. Ve všech modelových oblastech (s rozlohou 60-2400 km²) se ukázalo (Palang et al., 2006), jak odlišné uspořádání krajiny mohou vyvolat různé „driving forces“. Potvrdilo se, že politické síly mohou, a i tak činí, do značné míry ovlivňovat charakter místní krajiny, např. označením nevhodných přírodních podmínek pro rostlinnou výrobu za vhodné tím, že centrálně a plošně nařídí povinnost obdělávání pozemků, nebo finančním motivováním vlastníků půdy k pravidelnému sekání luk či k definitivnímu zalesnění pozemků. Velmi silné v určování land use se tak ukazují být především geopolitické faktory, role příhraniční polohy a další socioekonomické faktory, které se formují více či méně na základě specifických přírodních podmínek zvoleného území.

Nikodemus et al. (2005) mapují změny paternu krajiny v Lotyšsku prostřednictvím monitoringu zastoupení a rozmístění plošek různého typu. V 1. polovině 20. století krajina rurálního charakteru vytváří jemnou mozaiku s hustou sítí jednotlivých farem s několika málo domy, ze kterých se následně stávají centra vesnic. Lesně a lučně polní krajina je typická heterogenitou a vysokou atraktivitou. Po 2. světové válce nastala deportace místních obyvatel do Ruska a náhradě původních obyvatel. Následovalo opuštění některých území, zánik sídel, kolektivizace a centralizace rozhodování. Mimo kolektivizaci (jednotná zemědělská družstva) zůstalo v Lotyšsku pouze 6 % soukromých farem. Na jedné straně bylo vytvořeno marginálního území (vzhledem k členitosti reliéfu nevhodné k obdělání) a na straně druhé centrálně řízený prostor vesnic. Rozpad individuálních farem, jemné mozaiky lesních, polních a lučních plošek, oddělených sítěmi cest a malých vodních toků s doprovodem mimolesních dřevin vedl k homogenizaci a simplifikaci skladby a rozmístění prvků horizontální struktury krajiny, a tak samozřejmě i funkcí krajiny. V izolovaných marginálních oblastech začala probíhat sukcese a postupná náhrada zemědělské půdy (pastvin a luk) lesem. Velké lány meliorované zemědělské půdy, zmizení semipřírodních luk a celkové rozčlenění krajiny do separovaných oblastí způsobily redukci biologické a vizuální diverzity krajiny. Výstavbou panelových domů na vesnicích doznalo dříve specifické prostředí s charakteristickým místním rázem také výrazných změn. Následující zemědělská reforma a restituace z 90. let znamenaly, že v krajině Lotyšska opět převládají malé farmy (do rozlohy 2 ha) a zřejmě i kvůli tomu, že 40 % vlastníků půdy nejsou místní rodáci (ale noví osídlenci z měst ze 70. a 80. let), je méně než 50 % zemědělské půdy skutečně obděláváno. Ostatní dříve zemědělské oblasti jsou ponechány sukcesi (zarůstání nejprve pionýrskými dřevinami a křovinami). Vzrůstající podíl starších lidí, vdov a vdovců, odchody mladších za práci a kariérou do města a vzrůstající podíl chalupářů znamená, že mnoho obyvatel farem již není schopno se dále o půdu starat a podíl orné půdy stále klesá. Otázkou ovšem zůstává, co je žádoucnější homogenní lesní krajina nebo otevřenější kulturní jemně mozaikovitá krajina lesů, luk a polí. Možné východisko opět nabízí multifunkční přístup ke krajině, rozvoj turistiky a s tím související obnova atraktivity krajiny pro práci a život mladších a středních generací.

Výše zmíněné případové studie ukazují vybrané aspekty vývoje horizontální struktury krajiny nepřilíš odlišné od těch, které charakterizují proměny krajiny ve 20. století v Česku. Podle Kupkové (2001b) lze v období 1845-1948 v Česku sledovat mírný nárůst orné půdy, výrazný přírůstek lesních ploch a na druhé straně úbytek trvalých travních porostů. V některých oblastech, jako např. v Rokytnici nad Jizerou, však rozloha orné půdy klesala, což je zřejmě způsobeno jejím již dříve vysokým podílem, který pro horské oblasti vyplynul z potřeby samozásobitelství potravinami po hladomorech z konce 18. století. Zcela převládá střídavý systém hospodaření s intenzivnějším hnojením. Přestože se výměra polí, scelovacími reformami, probíhajícími formou komasace (1883-1939), zvýšila o 50 % (zejména na úkor úhoru, který zabíral přibližně 30 %, a na úkor pastvin), jen 4 % statků mělo vyšší výměru než 20 ha (Lipský, 1999a). Koncem 19. století se začínají stavět také první přehrady a postupně se i zvyšovala lesnatost, především v pahorkatinných oblastech. Bičík et al. (1996) a Bičík, Jeleček, Štěpánek (2001) datují konec obecného historického trendu úbytku lesů na našem území a počátek jejich přibývání přibližně do 70. let 19. století (kdy se tak lesnatost Česka ocitá na svém historickém minimu). Mezi příčinami uvádí růst cen dřeva, které začalo být surovinou i konstrukčním materiálem industrializace a ne pouze palivem a stavebninou, a dále částečné pochopení krajinnotvorné funkce lesa, které přinesl moderní zákon z roku 1852 platný až do 50. let 20. století. Zavádění jehličnatých monokultur namísto dubových a bukových lesů, tzv. borová a smrková mánie, rozorávání niv, regulace a napřimování vodních toků jsou některé z mnohých změn začínajících narušovat podobu tradiční české barokní krajiny. Jemná mozaika polí, členěná hustou sítí polních cest lemovaných alejemi ovocných stromů a stabilizačními a protierozními prvky (mezemi, cestami, loučkami, pastvinami a remízky) s vesnicemi obklopenými ovocnými sady se přesto uchovává až do poloviny 20. století.

1. pozemková reforma (1919-1920) měla zabrat velké majetky nad 150 ha zemědělské půdy a 250 ha veškeré půdy. Půda byla přidělena menším zemědělcům ve výměře 6-15 ha. Nebyla však provedena důsledně a vytvořily se tak zbytkové statky. Následující revize rozdělila zbytkové statky, velkostatky a církevní pozemky nad 50 ha (Sklenička, 2003). K výrazným změnám v krajině došlo zejména vlivem vysídlení německého obyvatelstva z pohraničního pásma a následujícího znovuosídlení českým obyvatelstvem (cca 1,7 mil. ha) na základě tzv. dekretů prezidenta č. 12/1945, O konfiskaci a urychleném rozdělení zemědělského majetku Němců, Maďarů, jakož i zrádců a nepřátel českého a slovenského národa, resp. č. 28/1945, O osídlení takto zkonfiskované zemědělské půdy českými, slovenskými a jinými slovanskými zemědělci. Opuštění krajiny v tak krátkém čase a v takovém měřítku mělo za následek mnohé důsledky, které se projevují dodnes. Zánik mnoha sídel a mnohdy téměř stoprocentní výměna původních obyvatel za nové měly za následek snížení identifikace obyvatel s krajinou. Po staletí kultivovaná (obhospodařovaná) krajina především horských pohraničních oblastí, vyvinutá pod vlivem specifické přeshraniční spolupráce na mnoha úrovních a s vyhraněnými zvyky, tradicemi, lidovou architekturou i ekonomickými aktivitami (specifická řemesla) byla často ponechána přirozenému procesu sukcese. Podle Kupkové (2001b) např. sudetská část okresu Semily zaznamenává vlivem odsunu obyvatel výrazný pokles orné půdy ve prospěch trvalých travních porostů.

Druhým výrazným původcem změn po 2. světové válce byla nová pozemková reforma, která se týkala půdy nad 50 ha, na níž vlastník nepracoval. V široké míře byl využíván zákon přijatý v roce 1949 o jednotných zemědělských družstvech, který měl dát našemu zemědělství „nový směr“ – nově zorganizovat zemědělský půdní fond a podpořit v zemědělství rozvoj zemědělské velkovýroby při maximálním potlačení soukromého vlastnictví zemědělského nemovitého majetku. Se vznikem jednotných zemědělských družstev se začaly provádět pozemkové úpravy ve formě tzv. hospodářsko-technických úprav pozemků. Zpočátku se na základě projektů těchto úprav řešilo jednoduchými způsoby scelení

dosud roztržštěné pozemkové držby soukromých zemědělců do půdních celků, přičemž byly zachovávány stávající sítě polních cest, obvody komplexů lesních pozemků a převážná část vodohospodářských zařízení. Tato forma měla za cíl umožnit lepší nasazení mechanizace a přechod na osevní postupy. Zbylým soukromým zemědělcům, kteří zůstali stát mimo jednotná zemědělská družstva, byly přidělovány náhradní pozemky, mnohdy však za výrazně nevýhodných podmínek – vzdálené od jejich sídel, o nižší bonitě půdy apod. Docházelo tak v řadě případů k jejich vyložené diskriminaci. Jednoduché hospodářsko-technické úpravy však byly zárodkem i řady následných problémů. Podílely se na těžkých morálních a ekonomických újmách dlouhodobého vlivu a na negativním vývoji zemědělského půdního fondu, způsobeného neschopností kvalitně obdělávat veškerou půdu vnesenou do jednotných zemědělských družstev.

Lipský (1996) uvádí, že tato pozemková reforma znamenala jeden z nejradikálnějších zlomů ve vývoji krajiny, který přinesl zásadní, hluboké a dramatické změny. Představoval např. nástup výkonnější zemědělské mechanizace, rozvoj zemědělských věd, intenzivnější využívání hnojiv, násilnou změnu ve vlastnictví půdy (zůstalo jen asi 1 % soukromých vlastníků). 1. etapa kolektivizace (50. a 60. léta) přinesla rozorávání mezí, slučování pozemků a proběhla pod heslem: jedno družstvo – jedna obec. Za své přitom v krajině vzala velká část rozptýlené zeleně, která plní důležitou funkci pro zachování ekologické rovnováhy krajiny. Vedle travnatých mezí pokleslo množství remízků, zmizela většina malých skupin stromů (i solitérů), ubylo nivních luk. Od počátku šedesátých let došlo k rozsáhlejší konsolidaci jednotných zemědělských družstev a ke stabilizaci státních statků. Půdní držba se ustálila a bylo možné hospodaření na velkých půdních celcích. V oblasti pozemkových úprav se následně přešlo na projekty „vyššího typu“ a byla vytvořena metodika tzv. souhrnných projektů hospodářsko-technických úprav pozemků. 2. etapa (70. léta) kladla velký akcent na plynulé a jednoduché obdělávání zemědělské půdy. Toto období se vyznačovalo hlubšími zásahy do půdy a jeho cílem bylo maximální využití půdního fondu. Byly preferovány zásahy, které bezprostředně ovlivňovaly zvýšení zemědělské produkce, řešily se velkoplošné meliorační úpravy, vysoce se zvyšovalo zornění půdy na úkor luk a pastvin a zvyšovala se koncentrace a specializace výroby. Drobné louky a remízky tak ve jménu hesla: jedno družstvo – konglomerát obcí, musely z krajiny zcela zmizet. Přibližně od roku 1974, se přistoupilo k celkové transformaci zemědělské krajiny. Při naplňování těchto nových směrů však začalo docházet postupně až ke katastrofálnímu rozvoji eroze, mizely poslední zbytky rozptýlené zeleně, nastávaly těžko zvládnutelné problémy s vysokou koncentrací hospodářských zvířat, začínaly masově působit škodlivé vlivy jako důsledek chemického zamoření půd nadměrným používáním umělých hnojiv, byly stále více ohrožovány zdroje podzemních vod apod. Často byl těžkou technikou upravován i samotný reliéf krajiny. Došlo k narušení odtokových poměrů a k zintenzivnění půdní eroze, resp. ke zrychlení odtoků přívalových vod a zvýšení erozních smyvů půdních částic, ke zhoršení účinků větrné eroze a ke snížení počtu druhů rostlin a živočichů i četnosti zastoupení jednotlivých druhů v zemědělské krajině (Sklenička, 2003, Lipský, 1999a).

Celkově tak za pozitivní vliv na krajinu v tomto období označuje Lipský (1999a) snad jen opuštění mnoha zemědělských pozemků na svazích a v údolích (tedy v oblastech s členitým reliéfem), nevhodných pro velkovýrobní technologie. Jako negativní změny ve struktuře krajiny pak, kromě výše uvedených, identifikuje přerušení řady biokoridorů, izolaci a zánik cenných biotopů, degradaci polyfunkčnosti (dnes častěji označované jako multifunkčnost) a rozmanitosti krajiny. Analogicky k citovaným proměnám krajiny v Lotyšsku a v jiných částech střední a východní Evropy došlo k unifikaci, homogenizaci a simplifikaci využívání území, s tím i struktury krajiny a jejich funkcí. Hrubozrnná mozaika převážně zemědělských ploch s extrémně vysokou průměrnou velikostí plošky orné půdy a

s převažujícími loukami jen ve vyšších nadmořských výškách ulehčila mimo jiné existenci mnoha disturbančním procesům (přírodního i antropogenního charakteru).

Změny v posledním, čtvrtém období, podle Palang et al. (2006), jsou do značné míry spojeny se změnou ekonomických, vlastnických a politických poměrů, včetně orientace na celoevropské struktury. Podstata spočívá v působení tržních mechanismů, dotační politiky vlády, respektive MZe ČR (např. dotace na zatravnění či zalesnění dříve využívané orné půdy), zemědělské politiky Evropské unie a vystavení našeho zemědělství konkurenci silně dotovaného zemědělství EU a USA. Tyto změny se projevují útlumem zemědělské činnosti v některých územích, jehož důsledkem je další snižování podílu orné půdy, růst podílu trvalých travních porostů a lesních ploch. Na některých místech také dochází k opuštění krajiny a ponechání přirozenému procesu sukcese. Současné změny krajiny (v posledních 15 letech) byly ve znamení restituce, privatizace, pozemkových úprav, krajinnotvorných programů, územního plánování a dalších fakultativních a obligatorních forem krajinného plánování (Lipský, 1999b). Používané technologie předurčují evropský trend ve zvětšování obdělávaných pozemků s tím, že jen v okolí vesnic se nazpět objevují jemné struktury polí a luk. Nadále lze v Česku očekávat územně diferencovaný vývoj Lipský (1999a): 1) nejúrodnější oblasti na straně jedné (Polabí, dolní Poohří, Haná a jižní Morava) s intenzivním, rentabilním a konkurenceschopným zemědělstvím, 2) pahorkatiny a vrchoviny se zvýšeným podílem luk a pastvin, s trendem směřujícím k zalesnění, pastevectví a pěstováním brambor, případně nepotravinářskou produkci, 3) horské a podhorské oblasti s větší zalesněním a alternativními formami zemědělství s posílením mimoprodukčních funkcí (např. ekoagroturistika). Hrubozrná struktura současné venkovské krajiny Česka se v typologii evropských kulturních krajin označuje spojením „collective openfields“ a podle Lipského (1999a) odpovídá používaným technologiím i celkovému evropskému trendu zvětšování obdělávaných pozemků. Dílčí zalesňování zemědělské půdy bylo z většiny kompenzováno zábory lesní půdy pro výstavbu. Zvýšení podílu trvalých travních porostů a nepatrně i lesních porostů jistě vede k proměně jak krajinného rázu, tak funkcí a stability krajiny.

Lipský, Kopecký, Kvapil (1999) a Lipský, Kvapil (2000), kteří sledovali změny v různých regionech Česka v závislosti na rozdílných přírodních podmínkách, zaznamenali v horských oblastech všeobecný trend úbytku orné půdy a jejího nahrazování trvalými travními porosty. Gradaci těchto změn studovali v závislosti na rostoucí nadmořské výšce, členitosti reliéfu a snižující se produkční schopnosti půdy. Dále zjistili, že v nejúrodnějších oblastech se využití území prakticky nemění, na rozdíl např. od katastru Zbraslavice, který se nachází v ploché pahorkatině a kde došlo k opuštění zemědělské půdy a k jejímu zarůstání křovinami. Na základě Pearsonovy korelace mezi průměrnou sklonitostí a hlavními kategoriemi využití území v kraji Vysočina Kabrda (2003) ukazuje, že závislost rozložení využití ploch (podle katastrální databáze) na sklonitosti během posledních 150ti let výrazně vzrostla; zatímco na nadmořské výšce stagnovala. V období 1845-1948 se vliv průměrné nadmořské výšky i sklonu příliš neměnil, či jen slabě rostl; rozhodující ale byla nadmořská výška (a s ní související klimatické změny). V letech 1948-90 vliv nadmořské výšky poklesl a naopak váha faktoru členitosti reliéfu rychle rostla. To lze přičíst socialistické snaze o nivelizaci, „produkci všeho a všude“ (např. i na zarovnaných plošinách Krušných hor se pěstovalo obilí a každoročně po neúspěchu sklizně i zaorávalo). Při snaze o maximalizaci kvantity výroby v celé ČR šly otázky ekonomické efektivity stranou. Na rozdíl od sklonitosti přestala být nadmořská výška pro socialistický systém určující. Rozloha orné půdy v rovinatějších územích stagnovala, v členitých ubývala. Zcela naopak tomu bylo u luk a pastvin, jejichž plocha v komunistickém období na Vysočině dokonce narostla na úroveň roku 1845. Celkově se zvýšila závislost rozložení zemědělské a lesní půdy na sklonitosti reliéfu. Za příčinu Kabrda (2003) uvádí industrializaci v zemědělství (náhrada koňské síly těžkou mechanizací), která si jednoduše vynutila opuštění svažitých poloh, jež se staly pro běžné

traktory a kombajny a další specializované stroje nedostupné. Obdobným závislostem jednotlivých kategorií využití půdy v různých obdobích na různých složkách krajinně ekologického komplexu, tedy tzv. afinitě půdy, se věnují i Olah et al. (2006, 2007). Afinitou půdy tak nazývají míru shody přítomnosti kategorie land use a jednotlivých složek krajiny, především vlastností primární struktury krajiny. Slovenští krajinní ekologové dospívají k závěrům, že nízká proměnlivost využití území koreluje s nízkou nadmořskou výškou a s nízkou sklonitostí a zároveň má vazbu také na nejvyšší nadmořské výšky, nejstrmější svahy a S, SZ, SV expozici. A obráceně, nejvíce změn se váže na hodnoty uvnitř tohoto intervalu. Z hlediska jednotlivých kategorií land use nalézají očekávané optimální rozložení, kdy plochy s nízkou sklonitostí mají vysokou afinitu k polím a zástavbě, vysoká sklonitost k lesům. V důsledku otevření se evropskému hospodářskému prostoru se v zemědělské výrobě implicitně akcentuje optimální povaha přírodních faktorů a síla ekonomických a politických driving forces.

Nejvýznamnější historický zlom ve využití území severozápadních Čech lze pozorovat v období několik let po 2. světové válce, kdy celou oblast ovlivnilo: 1) vysídlení původních obyvatel a s tím také související velký pokles počtu obyvatel (v případě obcí i na méně než třetinu původního počtu, dokonce bylo mnoho obcí osídlených více než z 90 % Němci a následně tedy i zanikají), 2) zintenzivnění a rozšíření těžby hnědého uhlí povrchových způsobem. Podle dat ČÚZK došlo v období 1948-86 k poklesu rozlohy orné půdy zejména v centrálních částech okresů Ústí nad Labem, Teplice a Most o 50 %, v okresech Děčín, Česká Lípa přibližně o 30 %, v Lounech a Litoměřicích pak o 15 %. Velké nárůsty zaznamenávají tzv. ostatní plochy a to zejména v pánevních okresech Chomutov, Most a Teplice (právě v důsledku rozšiřování těžebních ploch). Ve všech okresech Ústeckého kraje registrujeme v druhé polovině 20. století postupný nárůst lesnatosti. Podíl zemědělské, resp. orné půdy v Ústeckém kraji v posledních letech (1995-2006) stagnuje, resp. mírně klesá, přibližně na podobnou úroveň jako v Jihočeském kraji, na 52 %, resp. 35 % (podle ČÚZK) a 40 %, resp. 29 % (podle LPIS).

Zejména na základě zastoupení jednotlivých kategorií využití území jsou ve Strategii rozvoje venkovských oblastí Ústeckého kraje (2003a) vymezeny venkovské regiony se specifickým charakterem přírodních a socioekonomických podmínek. Nepříliš překvapujícím zjištěním je, že přirozený přírůstek se všude nalézá pod nulovou hranicí, ovšem zajímavé je, že silný migrační přírůstek na 1000 obyvatel převáží přirozenou změnu počtu obyvatel do aktivních hodnot (migrační přírůstek v Krušnohoří 14, Děčínsko 8, Středohoří 17, Lounsko a Litoměřicko 8). Region Krušnohoří představuje horské území s nízkým zalidněním (s vysokým celkovým přírůstkem obyvatel 8 %), vysokou lesnatostí, s extenzivní formou zemědělství soustředěnou do vrcholových partií Krušných hor, do podhorských území na jejich úpatí a výrazněji také východním směrem (Petrovicko vyjma Tisé), zejména ve vztahu ke klesající nadmořské výšce, členitosti reliéfu a nižší míře zalesnění; potenciál pro celoroční formy cestovního ruchu je zde vysoký. Děčínsko (také s vysokým celkovým přírůstkem obyvatel 8 %) reprezentuje region s atraktivními přírodními podmínkami a potenciálem pro cestovní ruch a rekreaci (Tisá v modelovém území Petrovicko), s převahou extenzivních forem zemědělství a rozhodujícími vlivy členitosti reliéfu, kvality půdy a limitujícím faktorem vymezení chráněné krajinné oblasti a národního parku. Region Středohoří (Verneřicko a nejsevernější část Třebenicka) určuje unikátní krajinný ráz atraktivního území se zvýšeným režimem ochrany přírody (vymezení CHKO), s převážně individuálními formami cestovního ruchu, s převládajícím extenzivním zemědělstvím s tradiční (zejména v jižní části oblasti), specializovanou produkcí (ovocnářství a vinařství). Zemědělské Lounsko a Litoměřicko (většina Třebenicka) s příznivými podmínkami pro intenzivní rostlinnou výrobu, vinařství i chmelařství má z vymezených regionů vesnických oblastí v Ústeckém kraji nejnižší celkový přírůstek obyvatel (2,5 %).

Studium problematiky změn ve využívání území je postaveno na míře validity dat vypovídajících o zastoupení jednotlivých kategorií land use v daném časovém horizontu ve zvolené oblasti. Kupková (2001b) upozorňuje na to, že např. v Rokytnici nad Jizerou katastrální evidence uvádí přítomnost orné půdy, i když ji prakticky nelze nalézt. Ve své analýze vývoje tří katastrálních území sleduje kvantitativní změny v zastoupení jednotlivých kategorií využití území v časových horizontech 1845, 1948, 1990, 2000 podle evidence ČÚZK. Předkládá otázku míry zaostávání evidence za skutečným stavem v terénu. A odpovídá na ni, že „i přes některé nedostatky, jako je míra rozlišení, částečné zaostávání evidence za stavem krajiny nebo poměrně zjednodušená legenda, nám data o vývoji využití území ve čtyřech horizontech sledovaného období poskytla dostatečný obraz o využití území a o jeho vývoji...“ (Kupková, 2001b). Žádoucí by však bylo, jak uvádí dále, zjemnění kategorizace využití území i časových horizontů a využití více zdrojů dat informujících o typu land use.

Koncepce směrů rozvoje zemědělství a venkovských oblastí (2005) ukazuje, že validita dat ČÚZK je velmi problematická, resp. uvedená orná půda nemusí znamenat skutečný výskyt pole v daném čase. Ve srovnání s dalšími databázemi dochází k poměrně markantním odlišnostem. Podle údajů Agrocenzu z roku 2000 byl zjištěný rozsah zemědělské půdy v Česku 3643 tis. ha, což znamená o 621 tis. ha méně než podle údajů ČÚZK (tedy o šestinu skutečné výměry). Podle stavu evidence uživatelsky využívané zemědělské půdy v roce 2005 (LPIS, Land Parcel Identification System, tedy registru půdy a informačního systému pro evidenci využití zemědělské půdy), jak se uvádí v Kol. aut. (2006b), byl rozsah zemědělské půdy v ČR 3509 tis. ha, což činí opět výrazný rozdíl oproti evidenci ČÚZK. 751 tis. ha zemědělské půdy leží ladem (ČÚZK uvádí tedy o více než pětinu větší rozlohu). Např. evidence ČÚZK samotné orné půdy v daném roce hovoří o 3050 tis. ha, avšak využito je podle LPIS jen 2620 tis. ha, u chmelnic evidence uvádí 11 tis. ha, využito je jen 6 tis. ha, u ovocných sadů 47 tis. ha, využito necelých 21 tis. ha.

Zajímavé výsledky přináší porovnání skutečně využívaných kategorií zemědělské půdy podle LPIS a evidovaných kategorií v databázi ČÚZK za jednotlivé kraje v roce 2006 (tab. 10.1.1.) a orné a zemědělské půdy v okresech Ústeckého kraje v roce 2005 (tab. 10.2.). Podle jednotlivých kategorií je nejmenší podíl, tedy nejmenší míra shody, mezi evidovanou půdou v ČÚZK a skutečně využívanou podle LPIS u ovocných sadů, kde činí diferencovaně od 5 % v kraji Vysočina, 19 % v Karlovarském kraji po 67 % v Libereckém kraji. V celém Česku je pak z evidovaných ovocných sadů využito jen 43 %. U chmelnic je v ČÚZK evidovaná půda v poměru k ploše v LPIS na hodnotě o něco vyšší než polovina. U orné a zemědělské půdy je shoda větší, ač si musíme uvědomit, že se jedná také o řádově daleko větší rozlohy. U krajů, kde registrujeme nejvyšší relativní zastoupení orné půdy (Jihomoravský, Středočeský a Vysočina, LPIS 42-45 %, ČÚZK 47-50 %), dospíváme i k největší míře shody mezi databázemi 88-91 %. Naopak je tomu v Libereckém, resp. Karlovarském kraji, kde je orná půda zastoupena podle LPIS 13 %, resp. 11 %, podle ČÚZK 22 %, resp. 17 %, a míra shody je nejnižší, 61 %, resp. 65 %. Lze tedy formulovat hypotézu, že v intenzivněji zemědělsky využívaných oblastech je míra shody obou evidencí vysoká, naopak v oblastech s nižším zastoupením orné půdy shoda klesá. U zemědělské půdy se difference zužují, neboť je nutné brát v úvahu ještě míru shody druhé nejvíce zastoupené kategorie a to travních porostů. Analogicky lze zopakovat, že v krajích s vysokým zastoupením travních porostů (Karlovarský podle ČÚZK, resp. podle LPIS 19 %, resp. 20 %, obdobně Liberecký 17 %, resp. 20 %, Jihočeský 15 %, resp. 16 %, Vysočina 11 %, resp. 12 %) je míra shody opět nejvyšší (Karlovarský 97 %, Liberecký 87 %, Jihočeský 96 %, Vysočina 92 %). V Jihomoravském, resp. Středočeském kraji, kde je relativní podíl travních porostů jen 3 %, resp. 5 %, dosahuje shoda jen 61 %, resp. 78 %. Přestože zemědělská půda představuje součet několika kategorií, stále ještě míra shody mezi různými dvěma evidencemi

naznačuje prevažující zemědělský charakter oblasti. Na Vysočině (87 %) a v Jihočeském (86 %), Jihomoravském (84 %) a Středočeském kraji (83 %), kde je shoda největší, dominuje zemědělská půda: podle LPIS 53 %, 42 %, 50 %, 50 %, podle ČÚZK 61 %, 50 %, 60 %, 60 %. S dosažených výsledků lze implikovat, že častěji používaná evidence ČÚZK zatím neukazuje předpovídaný trend polarizace zemědělsky intenzivně využívaných území versus opuštěná či extenzivně využívaná území tak markantně jako LPIS, jehož údaje o rozlohách orné a zemědělské půdy jsou v případech, kde je relativní zastoupení uvedených kategorií malé, ještě daleko nižší oproti evidenci ČÚZK.

Tab. 10.1.1. Podíl skutečně využívaných kategorií zemědělské půdy podle LPIS z evidované půdy v ČÚZK v jednotlivých krajích ČR v roce 2006 (%).

Kraj	Chmelnice	Orná půda	Ovocné sady	Travní porosty	Vinice	Zemědělská půda
Jihočeský	-	84	55	96	-	86
Jihomoravský	-	91	52	61	74	84
Liberecký	52	61	67	87	-	70
Středočeský	58	89	34	78	79	83
Ústecký	52	83	41	78	70	78
Vysočina	-	88	5	92	96	87
Karlovarský	-	65	19	97	-	80
CELKEM ČR	55	85	43	90	73	83

Pokusíme-li se aplikovat stejný postup ještě na menší území, území okresů Ústeckého kraje, pak se difference projevují ještě markantněji a potvrzují vyslovené hypotézy (tab. 10.1.2.). Pokud sledujeme míru shody evidencí u orné půdy, nelze si nevšimnout extrémně vysokého čísla u okresu Litoměřice a Louny (100 % a 94 %). V případě okresu Litoměřice se uvedené databáze liší jen v několika stovkách hektarů. Závislost „vysoká shoda-převládající charakter“ se potvrzuje, neboť jde o úrodné intenzivně zemědělsky využívané území Dolnooharské tabule se zastoupením orné půdy daleko převyšujícím 50 %. Dominující orná půda rozhoduje i o vysoké shodě v případě celkové zemědělské půdy, kde shoda dosahuje hodnot 92 % a 88 %. S velkým odstupem v relativním zastoupení orné půdy za typicky zemědělskými oblastmi následují okresy Chomutov, Most a Teplice (podle ČÚZK 25 %, 20 %, 18 %, resp. podle LPIS 15 %, 14 %, 11%), kde je orná půda zastoupena výhradně v jižních částech okresů. Míra shody mezi databázemi v této kategorii je 60 %, 68 % a 63 %. Velmi nízká se objevuje u členitého území s velkými městskými aglomeracemi okresu Děčín (45 %) a Ústí nad Labem (jen 28 %) se zastoupením orné půdy podle ČÚZK, resp. LPIS, 14 %, resp. 6 %, a 14 %, resp. 4 %. Přičteme-li druhou plošně výraznou kategorii zemědělské půdy travní porosty, pak se míra shody databází zvyšuje především u členitého území převážně lesně luční krajiny Děčínska (až na 68 %), tedy shoda u luk, vzhledem k rozdílnosti u orné půdy je výrazně vyšší. Podobná, o něco méně intenzivní změna shody je u okresu Ústí nad Labem (na 47 %), na jehož území též zasahuje lesně luční krajina Českého středohoří v jižní části a východních Krušných hor v severní části okresu. Kategorie ovocných sadů a chmelnic se bohužel nepodařilo získat, ovšem již nízké shody v případě Česka i Ústeckého kraje naznačují ještě větší rozdíly v případě okresů.

Otázkou by bylo, jaké bychom dosáhli výsledky, kdybychom podobný postup aplikovali na ještě méně rozlehlá území tak, jak se většinou analýza land use používá, tedy na katastrální území. Není důvodu, proč nevyslovit hypotézu, že by závěry byly podobné jen s větší amplitudou výsledků. V případě LPIS by bylo ovšem vhodné použít jej v několika časových horizontech a sledovat prostorové rozložení a proměnlivost jednotlivých kategorií, nikoli jen součty ploch za vymezená území. Případovou studii zaměřenou na dva malé, téměř

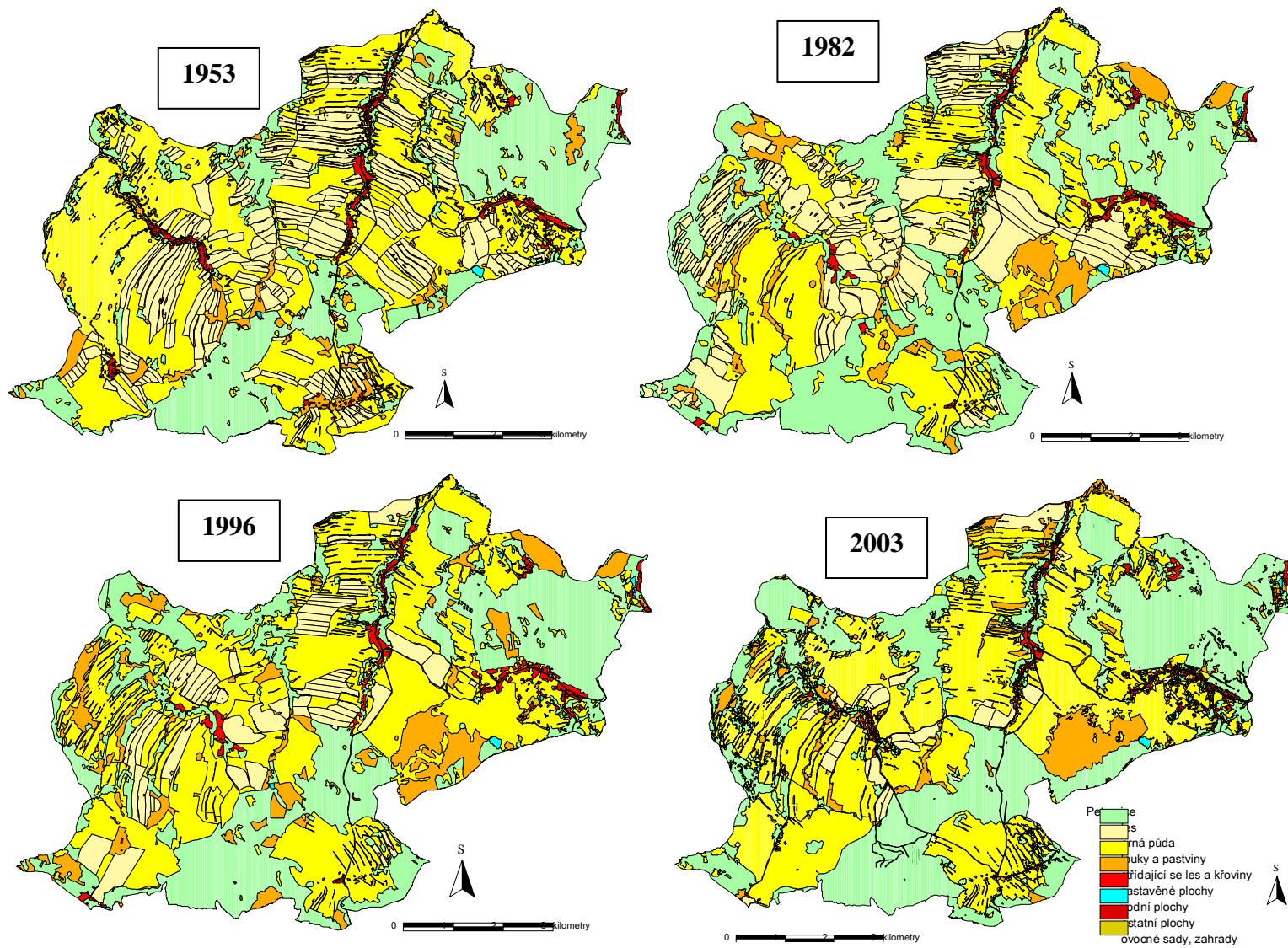
neobydlené (5 domů) katastry ve Šluknovském výběžku přináší Chromý, Rašín (2006). Porovnávají land use databázi PŘF UK (v časových horizontech 1845-1948-1990-2005) s vlastními měřeními na starých vojenských mapách, leteckých snímcích, ortofotosnímci a s vlastními šetřeními v terénu. Dospívají k závěru, že katastrální databáze je vhodná pro období 1845-1990 a pro novější dobu 1990-2005 začíná být diskutabilní: „...jsou nepřesné a jako pramen falzifikují reálný obraz krajiny.“ Doporučují je nejlépe nahradit leteckými snímky a dálkovým průzkumem Země. K největším nesrovnalostem dochází ve výměrách orné půdy a luk s tím, že katastrální databáze tuto kategorii velmi nadhodnocuje.

Tab. 10.1.2. Podíl skutečně využívaných kategorií zemědělské půdy podle LPIS z evidované půdy v ČÚZK v jednotlivých okresech Ústeckého kraje v roce 2005 (%).

Okres	Celkem	ČÚZK (ha)		LPIS (ha)		Využití (%)	
		Orná půda	Zemědělská půda	Orná půda	Zemědělská půda	Orná půda	Zemědělská půda
Děčín	90 905	12 031	36 457	5 420	24 966	45	68
Chomutov	95 351	23 942	39 250	14 380	21 604	60	55
Litoměřice	103 211	60 435	73 882	60 142	67 746	100	92
Louny	111 780	67 271	80 372	62 943	70 460	94	88
Most	46 718	9 563	13 662	6 541	10 439	68	76
Teplice	46 913	8 394	16 089	5 307	6 357	63	40
Ústí nad Labem	40 445	5 538	18 462	1 561	8 683	28	47

Nabízí se další otázka, v jaké kategorii land use nalezneme onen uvedený rozdíl mezi evidencí všech kategorií zemědělské půdy ČÚZK (4254403 ha) a kategorií využívané zemědělské půdy LPIS (3514568,9 ha), který činí 751 tis. ha, což je 10 % celkové rozlohy Česka? Je to nevyužívaná půda v daný rok ponechaná ladem. Odpověď, že se stadium zemědělského využití a lada může periodicky střídat, předpokládá sledovat několik časových horizontů prostorového rozložení kategorií zemědělské půdy. Ovšem nutno ještě dodat, že tento celkový rozdíl se za posledních pět let zvýšil asi o 100 tis. ha, tedy musela by se takto periodicky proměňovat stále větší plocha. Podotázka by mohla znít, proč se ony plochy nepřesouvají do travních porostů, kde by v dané roky, kdy nejsou obdělávány, mohli na ně farmáři čerpat dotace za jejich kosení. Proto by nejčastěji uváděná odpověď zřejmě měla znít, že se jedná o přechodové kategorie ploch, tj. opuštěná území. Problematické totiž v kategorizaci land use zůstává zařazení např.: křovin, rekultivovaných ploch, sukcesních ploch po opuštěných polích či (nesekaných) loukách, parků, „outdoor“ sportovišť, golfových hřišť, ale i dřevinných doprovodů cest a vodních toků i vodních ploch, mimolesních dřevin, rozptýlených (skupin) dřevin, zarůstajících ovocných sadů apod. Imperativ směřující k zahrnutí přechodného stupně do kategorií land use se jeví jako nevyhnutelný. S ohledem na narůstající množství takových ploch v celé České republice se nelze v chorických studiích krajiny vyhýbat interpretaci leteckých měřických snímků a ortofotosnímku, kde lze s použitím dalších doprovodných zdrojů informací podobné plochy identifikovat. Pro horizonty 1990 a 2000 je možné srovnávat data z evidence ČÚZK a LPIS také s daty CORINE 90, resp. CORINE 00, jejichž kategorizace je tím, že je jemnější, také daleko vhodnější. Ovšem na druhou stranu nevýhodou je daleko menší měřítko, které limituje aplikaci na malých územích. My je využíváme jen pro konzultaci výsledných trendů po roce 1990 a pro orientační informaci o rozdělení např. lesních porostů či zastoupení ploch označovaných právě jako přechodová stadia.

Mapa. 10.1.1. Vývoj využití území na Petrovicku.



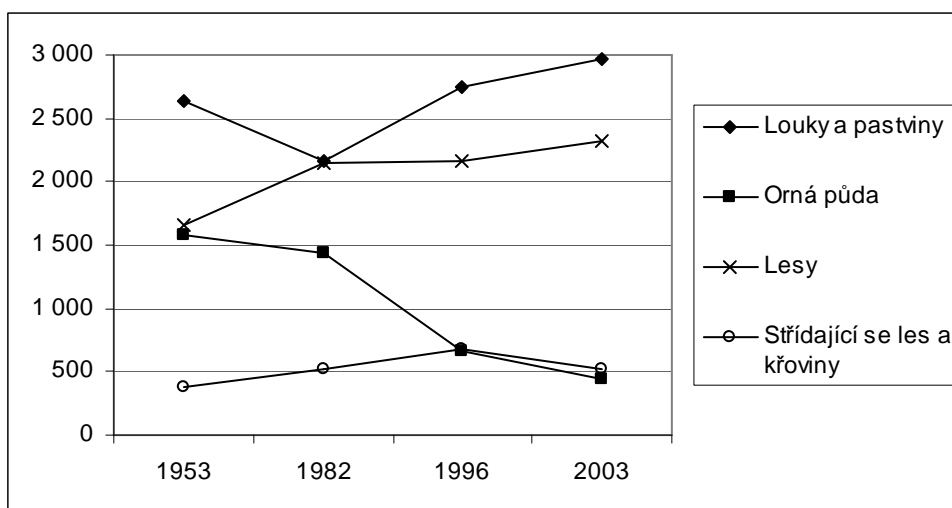
Ještě v letech 1845 bylo Petrovicko zemědělskou oblastí s dominancí samozásobitelských aktivit, kde podíl orné půdy podle evidence stabilního katastru, přes nepříliš příznivé přírodní podmínky, přesahoval 50 %. Vysoké zastoupení polí v nepříliš příznivých oblastech bylo reakcí na hladomorové události v 70. letech 18. století. Trvalé travní porosty byly na Petrovicku zastoupeny velmi zřídka, a to zejména v členitém reliéfu či jako součást střídající se jemnozrné mozaiky polních plošek (viz historické fotografie v příloze). Oblast byla využívána k zemědělské výrobě až přibližně do roku 1945. Od 80. let 19. století lze v Tisé zaznamenat rozvoj turistiky, rekreace a horolezectví, spojený s výstavbou řady hostinců a turistických ubytoven. Tisá se v té době stala známým turistickým centrem, což se odrazilo i na počtu obyvatel. V roce 1910 žilo v Tisé 3078 obyvatel, což bylo maximum ve vývoji obce. Tisá také přitahovala zájem zahraničního kapitálu. Zahraniční firmy zde zřizovaly oblastní výrobní pobočky a tyto zkušenosti přinesly do oblasti nové podněty a modernizaci výroby. Petrovice dosáhly svého populačního maxima stejně jako Tisá okolo roku 1910. V době 1. republiky se dokonce Petrovice snažily odtrhnout od Ústí nad Labem a vytvořit vlastní soudní a politický okres, který by spravoval horské obce v Krušných horách. Za 1. republiky v Petrovicích vynikala řemeslná a průmyslová výroba: kovové knoflíky, kartáče, hedvábné látky a kovové zboží. Značná část občanů nalézala obživu v průmyslu jak v domácím, tak i v továrnách. Poměr osob zaměstnaných v zemědělství a v průmyslu byl v roce 1945 1:3. V ostatních částech obcí (Krásném Lese, Větrově, Panenské, Adolfově i Nakléřově) žilo nejvíce obyvatel v 80. letech 19. století.

Po 2. světové válce došlo na Petrovicku k výraznému poklesu obyvatel, což souviselo s masivním vysídlením původního německého obyvatelstva (graf 8.1.1.). Prakticky bylo vyměněno veškeré obyvatelstvo a např. Tisá byla dosídlena jen z 69 %. Pánevní oblast, především v městských aglomeracích, naopak populačně mohutní na úkor krušnohorských sídel, která jsou populačně ztrátová. Dochází i k oslabení ekonomických aktivit. Veškeré dříve velmi intenzivně rozvinuté přeshraniční ekonomické vazby, řemeslná výroba a další drobné ekonomické aktivity byly velmi utlumeny. Postupně se rozvíjí nevýrobní aktivity, sídelní a především rekreační funkce, která souvisela s atraktivitou přírodních podmínek. Řada sídel se transformuje z funkce obytné na rekreační (např. Adolfov), jiná sídla zanikají (např. Větrov, Panenská) (Anděl, 2004). V roce 1878 žilo na Větrově 596 obyvatel v 99 domech. Byla zde postavena škola, kostel i ubytovna pro mládež. Obyvatelstvo se zde živilo málo výnosným zemědělstvím, chovem dobytka, výrobou borovičky a domácí výrobou drobných předmětů. V roce 1945 měl Větrov ještě 94 domů s 322 obyvateli. Po odsunu německého obyvatelstva již Větrov nebyl dosídlen a zcela zanikl. Stejně na tom byla i Panenská. V 50. letech byla část osídlení Krásného Lesa směrem k hranici prakticky srovnána se zemí. V poválečné době vzniklo v obci velké středisko zemědělské výroby. Byly postaveny nové bytové domy pro pracovníky Státního statku. Nová výstavba byla realizována bez jakékoliv vazby na původní osídlení. Především v Tisé a v severní části Krásného Lesa a v Nakléřově nastal po roce 1948 úbytek orné půdy a její přesun do jiných kategorií, hlavně do trvalých travních porostů. Bylo to způsobeno vyliďněním oblasti a opuštěním zemědělské půdy v lokalitách s členitým reliéfem, v územích nejvíce postižených redukcí obyvatel a trvalým nedosídlením. Zbývající část půdy v Krásném Lese a Petrovicích byla nadále obhospodařována státním statkem (Anděl, 2004).

Po druhé světové válce docházelo v obcích k neustálému snižování počtu obyvatel až do roku 1991, kdy se křivka začíná obracet. V současnosti se ve vývoji počtu obyvatel projevuje mírně stoupající tendence, způsobená výstavbou rodinných domů ve spádové oblasti města Ústí nad Labem. Po roce 1990 v Tisé nově vzniklo 5 soukromých firem výrobního charakteru, 11 restaurací, penzionů a hotelů. Tisá se stále více orientuje na přeměnu v komplexní rekreační středisko. Dochází k masové výstavbě restaurací, penzionů, hotelů, hostinců a služeb pro turisty. Adolfov je dnes rekreačním střediskem hlavně pro zimní

rekreaci. Územím Adolfova prochází Krušnohorská turistická magistrála ve směru na Cínovec a Nové Město. Tato magistrála má být prodloužena i na východní stranu (ve směru na Petrovice, Tisou a Sněžník), případně i přes Petrovice do Německa. V Adolfově se nachází vhodné zázemí pro letní i zimní turistiku (ubytování, restaurace, občerstvení). Petrovice svůj nepřilíš regulovaný rozvoj spojily s rozvojem služeb a stánkařským pouličním prodejem kýchovitých předmětů, vážícím se na výhodnou polohu při hraničním přechodu do Německa.

Graf 10.1.1. Vývoj využití území Petrovicka na základě interpretace leteckých měřických snímků a ortofotosnímků v časových horizontech 1953, 1982, 1996 a 2003 (v ha).



Zdroj: vektorizace snímků

Po odsunu velké části původního obyvatelstva z rozlohy 3252 ha orné půdy, kterou uvádí data katastrální evidence pro rok 1948, následuje předpokládaný pokles na 1500 ha v roce 1953 (i když toto (případně i dále uvedená) srovnání dat ze dvou různých databází by mělo být vnímáno jen jako orientační, ukazující spíše trend než exaktní hodnotu). Přibližně na stejné hodnotě pak orná půda zůstává až do 90. let. V roce 1982 činí (podle historického leteckého snímku) její výměra 1437 ha (graf 10.1.1.). Ač se v katastrální evidenci setkáváme s výměrami orné půdy povětšinou vyššími, než se v daný rok skutečně obdělává, není možné i na základě historických fotografií a pohlednic pochybovat o tom, že na Petrovicku bylo před rokem 1953 výrazně více plošek polí, než ukazuje letecký snímek z roku 1953. Před odsunem ukazují fotografie v okolí Tisé, Petrovic, Nakléřova a Krásného Lesa (viz foto 14.1.14.-18.) jemnou mozaiku soukromými vlastníky využívané zemědělské půdy, ve které se střídají plošky luk a polí. Tento patern byl nato podroben kolektivizačním vlnám v 50. a v 70. letech a zcela opuštěna byla ta místa, která nevyhovovala zemědělské technice (Nakléřovská výšina a severní část obce Petrovice). Státní statek Petrovice a Krásný Les tak využíval zejména půdy na zarovnaných površích v centrální části modelového území. V 90. letech pak následoval značný pokles výměry orné půdy, podle interpretace leteckých snímků, na méně než polovinu a do roku 2003 až na 246 ha, tedy na téměř čtvrtinu stavu, který tu byl po odsunu většiny obyvatel. Na základě terénního průzkumu (i přes to, že katastrální evidence ornou půdu v lokalitě uvádí) se v současné době prakticky žádná využívaná orná půda na Petrovicku nevyskytuje. Databáze CORINE odhaluje pro období 1990-2000 přesun z kategorie 211 (orná půda mimo zavlažovaných ploch) do 243 (převážně zemědělská území s příměsí přirozené vegetace), přičemž samotná plocha orné půdy klesá v roce 2000 na setinu stavu z roku 1990, kdy se uváděla rozloha 1200 ha (nepodobná naměřené hodnotě z leteckých snímků). Naopak katastrální evidence nadsazuje rozlohu orné půdy na 2100 ha v roce 1990 a 900 ha v roce 2000, ovšem klesající trend vyobrazuje také.

Vývojová křivka kategorie luk a pastvin vystupuje téměř jako inverzní funkce vůči orné půdě. Jsou to totiž také typy využití území, které se v rámci krátkého časového intervalu mohou mezi sebou navzájem dynamicky proměnit. V časovém rozmezí let 1953-82 některé, dříve v členitém reliéfu, soukromě obhospodařované, louky a pastviny nevyužívané státním statkem, přecházejí nejprve na křoviny a poté i na lesy, následkem čehož zaznamenáváme jejich pokles o 500 ha (na 2170 ha). S velkou pravděpodobností lze dále předpokládat, že rozloha luk a pastvin se začala dynamicky zvyšovat především po roce 1990, kdy začala česká a následně i evropská zemědělská politika polarizovat oblasti na zemědělsky intenzivně využívané a opuštěné. V roce 1996 tak interpretace leteckého snímku ukazuje nárůst na 2750 ha, v roce 2003 ortofosnímek poté na 2970 ha. Současný terénní průzkum by mohl naznačovat přechod zbytku evidované orné půdy v roce 2003 do kategorie luk a pastvin a tedy hodnotu ještě vyšší. Vezmeme-li v úvahu databázi CORINE z roku 1990, která zachycuje zřejmě ještě minimální stav na 1870 ha, potvrzuje se značný nárůst ploch travnatých porostů v 90. letech, neboť CORINE z roku 2000 již zachycuje 3050 ha. Velký vliv na rostoucí kategorii luk a pastvin v méně příhodných podmínkách pro zemědělskou činnost má jistě i dotační politika Ministerstva zemědělství ČR, která v LFA oblastech podporuje postupné zatravňování (a kosení existujících luk) či zalesňování pozemků.

Přechodná kategorie využití území, střídající se les a křoviny, zaznamenává od 50. let, po úbytku obyvatel a opuštění některých méně vhodných lokalit, nepřetržitý růst. Nenáhodný proces sukcese, tj. postupné uskutečňování jakéhosi „genetického kódu“ krajiny daného místními klimatickými, geologickými, topografickými a dalšími fyzickogeografickými parametry krajiny směrem ke klimaxovému stavu, znamenal, že v roce 1953 bylo na Petrovicku téměř 400 ha zarůstajících ploch a tato hodnota kulminovala v polovině 90. let (700 ha v roce 1996) po restituci pozemků, otevření se evropskému zemědělskému trhu a implementaci české zemědělské politiky (která např. dotovala i jednorázové zalesnění). V současné době již vývojová trajektorie této kategorie postupně klesá (na 500 ha v roce 2003) a sukcesní plochy se pozvolna zařazují do kategorie lesů. Trend snižování verifikují i data z CORINE, která ukazují snížení přechodových stadií lesa a křovin mezi roky 1990-2000 na polovinu, z 800 ha na 380 ha.

Za celé sledované období plocha lesů v modelovém území setrvala rostla, nejrychleji pak v 90. letech, až do současnosti. Nejnižších hodnot dosahovala lesnatost na začátku sledovaného období (1650 ha v roce 1953) a naopak v posledních časových horizontech se dostala na maximum 2500 ha. Údaje CORINE uvádí pro období 1990-2000 nárůst 380 ha (z 1700 ha na 2100 ha), z čehož je 350 ha nárůstu smíšených lesů. Katastrální databáze uvádí 2300 ha lesů pro rok 2000 a pro rok 1990 prakticky totožné číslo. Rozdíly v evidencích lesů často plynou v různé rozlišovací schopnosti mapování, tedy v minimální ploše dřevin či v minimální šířce pruhu lesního biokoridoru, resp. úzké nebo protažené plošky, které lze považovat za les. Otázka pro FRAGSTATS zůstává např., zda přibývá právě oněch malých plošek či se zvětšují velké.

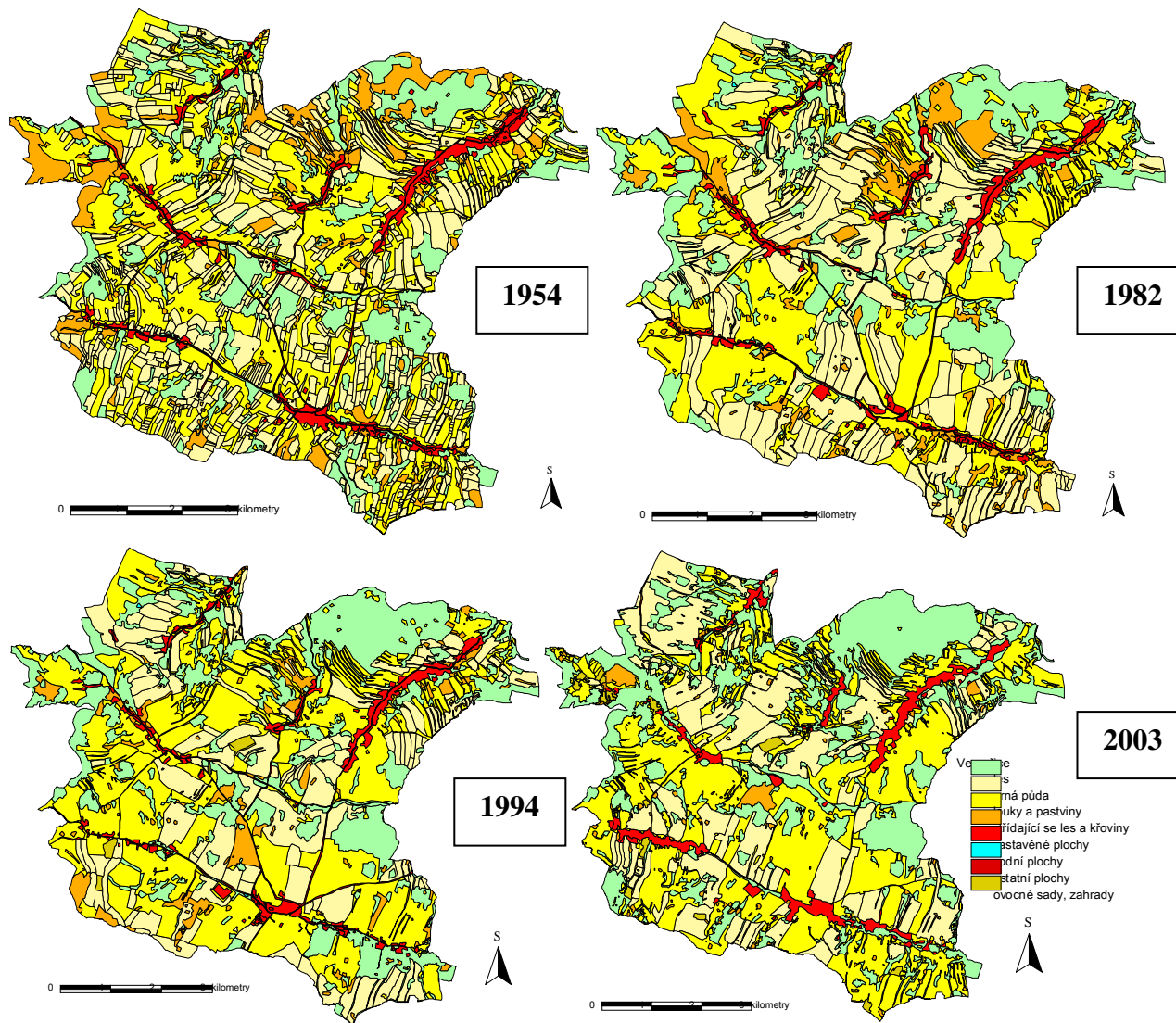
V celé přírodní lesní oblasti Krušné hory podle dat CORINE je možné pozorovat podobný trend jako na Petrovicku. Plocha orné půdy (211) od roku 1990 do roku 2000 klesla na méně než šestinu a naopak plocha luk a pastvin narostla dvojnásobně. Výměra lesních porostů se zvyšuje o čtvrtinu. Přechodová stadia lesa a křoviny klesají o pětinu a převážně zemědělská území s příměsí přirozené vegetace stagnují. V roce 2000 tak podle CORINE orná půda zabírá méně než desetinu plochy luk a pastvin (tj. jen necelé 2 % plochy Krušných hor), louky a pastviny a přechodová stadia lesa a křoviny jsou zastoupeny stejným podílem a tvoří dohromady téměř 30 %. Lesní porosty pokrývají více než polovinu území. Krušné hory tak náležejí k lučně lesnímu typu krajiny, obhospodařované jen s nízkou intenzitou vkladu antropogenní energie a to zejména za účelem extenzivního chovu skotu či pravidelného kosení luk. Vektorizace ortofotosnímků z roku 2003 a aktuální terénní průzkum ukazují, že

Petrovicko a s ním zřejmě i širší zázemí východních Krušných hor, vlivem menší členitosti reliéfu a nižší nadmořské výšky, má větší zastoupení kosených luk a extenzivně využívaných pastvin a nižší podíl lesních porostů, než jaký je průměr pro celé Krušné hory. Z tohoto hlediska je možné označit krajinu Petrovicka přívlastkem, lesně luční obhospodařovaná.

Na základě klasifikační stupnice koeficientu ekologické stability podle Löw, Míchal (2003) se území Petrovicka v roce 1953 (s KES=2,7) řadilo do kategorie B, intermediárního typu vcelku vyvážené krajiny, v níž jsou technické objekty relativně v souladu s dochovanými přírodními strukturami. Lze předpokládat, že stav KES ještě předcházející odsunu původního obyvatelstva německé národnosti, by vzhledem k vyššímu zastoupení orné půdy v jemnozrné mozaice, byl horší, tedy koeficient nižší. Následně, během komunistického období koeficient ekologické stability stoupá na 3,1 v roce 1982, poté 7,1 v roce 1996 na 10,1 v roce 2003. Koeficient ukazuje přesun ploch z kategorie orné půdy do ploch luk a pastvin a zohledňuje také růst ploch lesů. Na Petrovicku tak nyní převažuje typ C, relativně přírodní stabilní krajina s převahou přírodních a přírodě blízkých struktur. Stupeň ekologické stability v rozmezí let 1990 až 2000 také narostl z 2,93 na 3,22, a indikuje tak přechod mezi krajinou intermediární, s vyrovnaným poměrem relativně přírodních a člověkem zcela přeměněných vegetačních útvarů, lesoplní typ krajiny, a krajinou relativně přírodní, lesním typem krajiny (stupněm B a C).

Z aplikace různých zdrojů dat v uvedeném modelovém území lze formulovat následující poznatky: 1) Různé zdroje dat (vektORIZACE leteckých měřických snímků a ortofotografií, CORINE, katastrální databáze, historické fotografie) ukazují podobné trendy vývoje výměr jednotlivých kategorií land use, 2) CORINE v takto malých územích nerozlišuje malé vodní plochy a jako problematické se ukazují být i zastavěné plochy, které jsou každou databází evidované poněkud jinak. Zatímco ve vektorizaci si lze všimnout opravdu jen zastavěné plochy, ovšem pomíjejí se např. oplocené, nezastavěné pozemky náležející rodinným domům, u nichž je otázka jejich pozitivního nebo negativního dopadu na okolní krajinu, v jiných databázích se uvádějí stavební pozemky a poté se s nimi celými počítá jako s labilními plochami. 3) Největší rozdíly mezi databázemi se vyskytují u orné půdy, luk a méně již u lesů. 4) U databáze CORINE nejlépe vyhovuje kategorizace zemědělské půdy na 211 a na 243 či lesy na 311, 312, 313 a zahrnutí přechodových stadií 324 (kapitola 9.). Daleko více se shoduje s vektorizací leteckých snímků, ač pomíjí malé plošky a je tudíž lépe použitelná na regionální úrovni. 5) Rozlohy orné půdy i luk a pastvin, tedy zemědělské půdy, se často jeví ve srovnání s historickým leteckým snímkem (či později s daty z LPIS) jako velmi nadsazené.

Mapa 10.1.2. Vývoj využití území na Verneřicku.



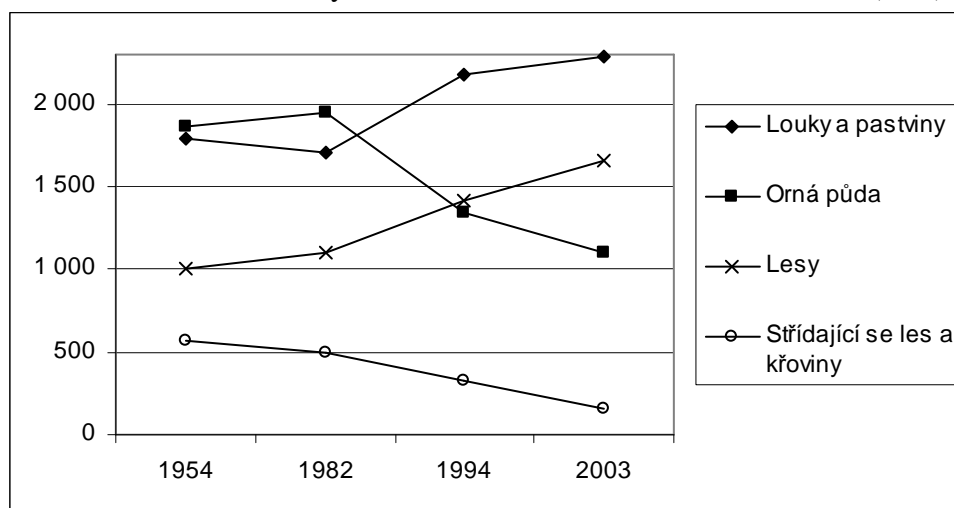
Podobně jako na většině území Česka přinesly velký zlom ve vývoji Verneřicka události spojené s průběhem třicetileté války. Přímé válečné ztráty spojené s častými hladomory pak z hlediska populačního vývoje ještě zvýraznila nucená emigrace nekatolického obyvatelstva. Ztráty na obyvatelstvu se zpočátku zcelovaly jen s velkými obtížemi. V průběhu 18. století započal v oblasti Verneřicka dynamický rozvoj textilní výroby. Roku 1775 Johann Josef Leitenberg založil ve Verneřicích první kartounku v Rakousku, roku 1797 přibyla první přádelna bavlny. Na přelomu 18. a 19. století byl do zdejší textilky dovezen i první parní stroj v Čechách. Tento neobvyklý technický rozvoj se z velké části vázal právě na osobu jednoho z nejvýznamnějších podnikatelů Rakouska té doby. Hospodářský rozvoj z poloviny 18. století dále zvýraznilo objevení ložiska hnědého uhlí. Samotná těžba započala roku 1811 v okolí Verneřic. O něco později se již v omezené míře těžilo uhlí i v okolí Valkeřic, kde byly zároveň roku 1845 zprovozněny tři trachytové kamenolomy. Od poloviny 19. století však Verneřicko ztrácí na svém hospodářském významu a to především kvůli špatné dopravní dostupnosti. Přestože byl v roce 1890 zahájen provoz na železniční trati z Velkého Března do Verneřic, a tak byla zmírněna periferní poloha z hlediska dopravní dostupnosti, došlo v druhé polovině 19. století k hospodářské stagnaci, zvláště ve srovnání s rozvojem nedalekého Rumburska a Děčína. Mezi tradiční odvětví oblasti té doby patřila textilní výroba a zpracování zemědělských produktů. V první polovině 20. století Verneřicko už nepatřilo mezi průmyslově významné lokality na Děčínsku, jako tomu bylo dříve. Z hlediska populačního vývoje došlo k drobnému poklesu především u Verneřic. Ostatní obce si udržovaly přibližně stejný počet obyvatel jako na přelomu 19. a 20. století. Populačního maxima Verneřicko dosáhlo přibližně v 80. letech 19. století. Původní dispozice místních sídel měla podobu údolních lánových vsí rozpoložených při místních vodotečích, které sledovaly i postupně vznikající komunikace. Objekty jednotlivých usedlostí nebyly vůči sobě v těsném kontaktu, a tak měl půdorys obce mírně rozvolněný charakter. Sledoval však tok Bobřího potoka. V některých případech vznikaly vsi řadové, zejména uliční, situované podél lokální komunikace. Na dvůr usedlostí navazoval vždy lán plužiny. Rovnoběžné lány se obvykle táhly kolmo vzhledem ke komunikaci či k vodoteči. Na počátku 19. století lze předpokládat občasný výskyt usedlostí se třístranným dvorem, který byl tvořen patrovou obytněhospodářskou budovou, špýcharem a stodolou. Dnes jsou však zachovány především ukázky usedlostí vykazujících dvoustranný dvůr a usedlostí tvořených tzv. jednotným domem, který případně hospodářské zázemí, obvykle velmi redukované, ukrývá pod jednou střechou. Hlavní obytněhospodářská budova usedlosti byla často patrová se sedlovou střechou, do přelomu 18. a 19. století celoroubená s podstávkou v přízemí a s pavlačí v patře. Značná část objektů měla v patře hrázdnou konstrukci. Na konci 19. století se v některých případech na objektech objevuje aplikace skládající se z barevných kousků břidličných desek. Nejčastěji je dnes tento prvek zachován ve štítě, ale pokrytí břidlicí se uplatňovalo i na stěnách.

Poválečný odsun německého obyvatelstva měl dalekosáhlé důsledky: snížení hustoty osídlení, změny ve struktuře obyvatel spojené se specifičností nově příchozích osídlenců, zánik mnoha sídel, opouštění zemědělské půdy, zánik průmyslových podniků a snížení historického povědomí místních obyvatel (kapitola 7.2.). S odchodem obyvatel ze zdejší oblasti souvisel též prudký pokles hospodářské výroby. Například ve Verneřicích působila ve 40. letech továrna na technické kartáče, družstevní mlékárna, pivovar, 2 pily, 2 mlýny a dalších 53 samostatných živnostníků. Po odsunu se vzhledem k nedostatku pracovních sil podařilo udržet jen omezenou výrobu v kartáčovně. Výroba v tomto závodě se začala rozvíjet až po roce 1958, kdy se stal součástí Spojených kartáčoven Pelhřimov (Joza, 2000 a). Hlavní důraz se v poválečném období kladl na rozvoj zemědělské výroby. Problémy v zemědělském sektoru mělo vyřešit sloučení všech závodů pod jedním Státním statkem Litoměřice. V roce 1960 byl založen Státní statek Verneřice. Pod jeho správou postupně přešla kromě JZD

Verneřice i JZD Rytřřov, Valkeřice, Merboltice, Blankartice a Státní statek Heřmanov.

V polovině 60. let tento podnik hospodařil na 4000 ha zemědělské půdy a zaměstnával přes 500 pracovníků. I přes tento krok však zemědělská produkce až do konce 70. let trvale klesala. Od počátku 80. let došlo k opětovnému zvýšení produkce a to především v živočišné výrobě, výstavbě velkokapacitní odchovny mladého skotu a zahájení výroby drůbežího masa (Joza, 2000 a). Za účelem zlepšení stávajícího domovního fondu byla zdemolovaná část centra Verneřic a na jejím místě byly vystavěny tři panelové domy s 36 byty. Roku 1967 bylo ve Verneřicích otevřeno obchodní středisko a roku 1973 dokončena stavba kulturního domu s kinem (Joza, 2000 a). Od konce 60. let 20. století začal prodej nevyužitých domů k rekreaci. Rozvoj rekreačních funkcí ve své specifické podobě chalupaření a chataření zamezil úplnému zániku menších obcí. V 70. letech přibyla k využívání původních objektů i výstavba chatových osad. Největší vyrostla v Rychnově. Roku 1984 tak na území spravovaném MNV Verneřice, kde žilo 1594 stálých obyvatel, pobývalo v sezóně až 4200 rekreatantů. Postupně zmizely dominanty zdejší krajiny, barokní poutní kostel na Božím Vrchu u Verneřic (1975), kostel Sv. Bartoloměje v Rychnově a kostel ve Valkeřicích a Merbolticích. Následně byla zrušena i železniční trať Velké Březno – Verneřice – Úštěk (1978). Zničení sakrálních staveb, které jsou většinou nejhodnotnějšími památkami ve venkovských sídlech, tak významně poškodilo kulturně historický potenciál území. Jedna z mála sakrálních staveb, která přetrvala do dnešní doby, kostel ve Verneřicích, je ve značně zchátralém stavu (v roce 2007 byla zahájena celková rekonstrukce). Z hlediska počtu obyvatel můžeme v posledních letech pozorovat zastavení trvalého úbytku, který byl ve všech obcích vystřídán mírným přírůstkem. Nadále hraje významnou roli zemědělství zaměřené především na živočišnou výrobu a drobná průmyslová výroba soustředěná ve Verneřicích. Z hlediska rozvoje cestovního ruchu však k mnoha změnám nedošlo, a tak nadále převažuje individuální cestovní ruch formou chalupaření a chataření.

Graf 10.1.2. Vývoj využití území Verneřicka na základě interpretace leteckých měřických snímků a ortofotosnímků v časových horizontech 1954, 1982, 1994 a 2003 (v ha).



Zdroj: vektorizace snímků

Kategorie orné půdy vystupuje v úzkém spojení s plochami luk a pastvin (graf 10.1.2.). Odsun původního obyvatelstva, tedy radikální pokles obyvatel znamenal pokles ve výměře orné půdy z rozlohy 3361 ha, kterou uvádí (ač zřejmě nadsazená) data katastrální evidence pro rok 1948, na 1870 ha podle leteckého snímku pro rok 1954. Následně opět drobně narůstá do 90. let, v roce 1982 činí jejich výměra 1950 ha, na konci 80. let lze předpokládat plochu přes 2000 ha obdělávané orné půdy (podobnou hodnotu pro rok 1990 uvádí i databáze CORINE). V 90. letech data všech používaných databází signalizují pokles

výmery orné půdy (z 1350 ha v roce 1994 na 1100 ha v roce 2003) a nárůst ploch luk a pastvin. Terénní průzkum v roce 2007 odhalil téměř (kromě několika polí pícnin) úplnou absenci ploch orné půdy. Podle CORINE nastal značný přesun z kategorie 211 do 243, když samotná 211 klesá v roce 2000 na pětinu stavu z roku 1990 (kdy se uvádí ještě rozloha 2300 ha). Katastrální evidence ukazuje vyšší hodnoty rozlohy orné půdy, 2500 ha v roce 1990 a 1900 ha v roce 2000.

Trajektorie vývoje výměry luk a pastvin se projevuje jako funkce přibližně s inverzním průběhem vůči trajektorii vývoje orné půdy. Po odsunu většiny původního obyvatelstva plochy luk a pastvin narostly (katastrální databáze pro rok 1948 uvádí 1100 ha, vektorizace snímku z roku 1954 pak 1800 ha). Nato následoval jejich nepatrný pokles do roku 1982 o 100 ha, aby poté opět narostly v 90. letech až do roku 2003 na 2300 ha. CORINE z roku 1990 ještě zachycuje zřejmě minimální stav na 790 ha (část luk a pastvin je zřejmě i v kategorii 243, která v tomto horizontu činí 1250 ha). Následně však v 90. letech výměra luk a pastvin zaznamenává značný nárůst. CORINE z roku 2000 již zachycuje 2590 ha luk a pastvin a hodnota z roku 1994 z vektorizace historického leteckého měřického snímku ukazuje hodnotu 2180 ha a podle následujícího snímku dále roste na 2300 ha v roce 2003.

V 50. letech ještě po úbytku obyvatel a opuštění dříve využívané zemědělské půdy následovalo na některých pozemcích zarůstání a předpokládaný nárůst kategorie střídající se les a křoviny (na 570 ha v roce 1954). Dále ale postupně klesá na 500 ha v roce 1982 (a předpokládáme další pokles i do roku 1990), neboť tyto pozemky postupně přecházejí do kategorie luk a pastvin v případě jejich obhospodařování (kosením či extenzivním chovem skotu), či spíše do kategorie lesních porostů. V 90. letech pokračuje snižování přechodových stadií až do současnosti na 160 ha v roce 2003.

Za celé sledované období rozloha lesních porostů nepatrně vzrostla, podle vektorizace leteckých snímků nejrychleji v 90. letech do současnosti. Nejnižších hodnot dosahovala lesnatost na začátku sledovaného období (1000 ha v roce 1953). V posledních časových horizontech se dostala na maximum 1660 ha. CORINE pro období 1990-2000 uvádí nárůst především smíšených lesů (200 ha), katastrální databáze celkem uvádí 1130 ha lesů pro rok 2000 a pro rok 1990 prakticky totožné číslo.

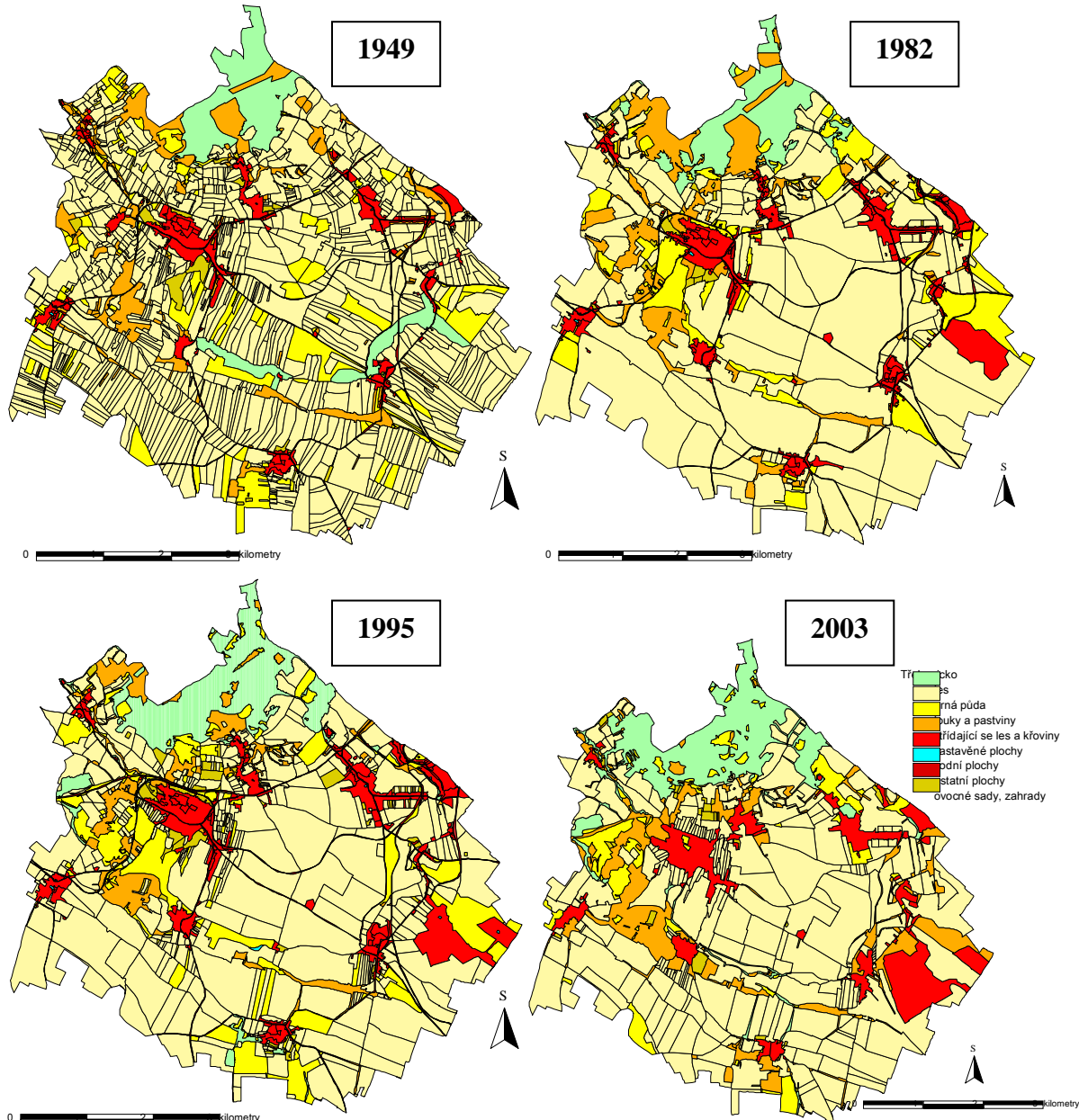
V celém České středohoří klesla (podle CORINE) výměra orné půdy (211) v roce 2000 o třetinu stavu roku 1990. Naopak plochy luk a pastvin narostly čtyřikrát. Lesní porosty se rozšiřují jen nepatrně, zejména pak smíšené lesy. Přechodová stadia lesa a křoviny klesají a kategorie převážně zemědělských území s příměsí přirozené vegetace stagnuje. Analogické trendy v 90. letech zaznamenáváme i na Verneřicku. V roce 2000 tak orná půda v přírodní lesní oblasti České středohoří zabírá okolo čtvrtiny plochy (24 %), louky a pastviny a přechodová stadia lesa a křoviny tvoří dohromady třetinu území, lesní porosty pokrývají 30 % Českého středohoří. Největší změny v období 1990-2000 ve Verneřickém středohoří se odehrály v orné půdě, kde došlo k poklesu na méně než polovinu, a v plochách luk a pastvin, které zaznamenaly více než čtyřnásobný nárůst. Jen nepatrně se zvýšilo zastoupení smíšených lesů, ostatní kategorie stagnují. Využití území podle CORINE v roce 2000 vypadá následovně: lesní porosty (33 %, z toho více než polovina smíšených lesů), zastoupení luk a pastvin (24 %), orná půda (14 %) a kategorie 243, tzv. převážně zemědělská území s příměsí přirozené vegetace (17 %).

Koeficient ekologické stability identifikuje především přesuny mezi kategoriemi orné půdy a luk a pastvin. Lze jeho prostřednictvím zachytit nárůst orné půdy mezi roky 1954 a 1982 a snížení tak KES z 1,6 na 1,5 a naopak její velký pokles v 90. letech až do současnosti, který znamenal nárůst KES z 1,5 v roce 1982 na 2,6 v roce 1994 a až na 3,2 v roce 2003. Verneřicko tak patřilo k typu B, intermediární, vcelku vyvážená krajina, v níž jsou technické objekty relativně v souladu s dochovanými přírodními strukturami. Důsledkem je i nižší

potřeba energomateriálových vkladů a postupně začíná stále více převažovat typ C, tj. relativně přírodní stabilní krajina s převahou přírodních a přírodě blízkých struktur. Podle stupně ekologické stability a jeho vývoje mezi roky 1990 a 2000 se Verneřicko řadí stále do stupně B, tj. krajina intermediární s vyrovnaným poměrem relativně přírodních a člověkem zcela přeměněných vegetačních útvarů, krajina lesoplní. SES narostl z 2,41 v roce 1990 na 3,0 v roce 2000. Podle klasifikace Löw, Míchal (2003) Verneřicko postupně přechází a vzhledem k předpokládanému poklesu orné půdy v současnosti se posunulo do stupně C, tedy krajiny relativně přírodní.

Z aplikace různých databází na Verneřicku plyne jejich nesoulad zejména u orné půdy, kde CORINE v období 1990-2000 uvádí její velmi razantní pokles z 2310 ha na 480 ha, zatímco katastrální evidence ve stejných horizontech klesá z 2500 ha na 1900 ha. Vektorizace snímků ukazuje pokles v horizontech 1994 a 2003 z 1300 ha na 1100 ha. Ovšem je nutné předpokládat, že mezi roky 1990 a 1994 již velký pokles nastal a není dokumentovaný leteckým snímkem z roku 1990. Nelze také zapomínat na kategorii CORINE 243, tzv. převážně zemědělská území s příměsí přirozené vegetace, která je na Verneřicku druhou nejvíce zastoupenou kategorií po loukách a pastvinách. V roce 2000 zaujímá 1300 ha. Tento typ land use lze vůči interpretačnímu klíči pro vektorizaci leteckých snímků a ortofotosnímků označit za agregovaný typ kategorií lesní porosty, louky a pastviny, střídající se les a křoviny a zřejmě i orná půda. Zdá se jasné, že CORINE nemohla vzhledem k větší minimální mapované jednotce, nižší schopnosti rozlišení tyto plochy dále identifikovat. Největší rozdíly jsou však opět v orné půdě a v loukách. Katastrální databáze ukazuje pro rok 1990 1570 ha, resp. v roce 2000 2120 ha luk a pastvin oproti CORINE, která uvádí 790 ha, resp. v roce 2000 2570 ha. Na Verneřicku se vzájemné odlišnosti mezi různými druhy zdrojů informací o využití území odhalují nejmarkantněji. Mozaika lučních a nevelké množství polních plošek, ohraničených lesními, přerušovanými biokoridory či dřevinnými doprovody cest nebo širšími, expandujícími lesními pásy lemujícími malé vodní toky a vytvářejícími přirozený doprovod v nivě, pro Verneřicko tak charakteristická krajinná struktura, akcentuje velmi problematické vypořádání se se zařazením jednotlivých typů plošek do kategorií land use. CORINE nezachytí řadu malých lesních a především lučních plošek a vypořádává se s nimi zavedením kategorie 243. Klasifikace land use katastrální databáze povětšinou časově výrazně zaostává za skutečností a tyto ekotonové pásy či malé protažené plošky ponechává uvnitř větších kontinuálních ploch orné půdy nebo luk a pastvin. Při interpretaci leteckých historických snímků a ortofotosnímků lze při dostatečném rozlišení plochy s určitou pravděpodobností identifikovat a tudíž je zachytit zřejmě nejvěrněji.

Mapa 10.1.3. Vývoj využití území na Třebenicku.



Původně trhová osada Třebenice byla vždy prostoupena zemědělskými usedlostmi, které jsou dodnes patrné už jen v některých okrajových částech. Nejpozději v 19. století získává jádro Třebenic městskou podobu s domy bez zemědělského zázemí a s veřejnými budovami městského vzhledu. Tvoří se zde náměstí a ulice se zástavbou kompaktních uličních front. Ve 2. polovině 20. století vzniká při kraji Třebenic zástavba bytovek a vil, jejichž jednotlivé objekty na sebe již těsně nenavazují. Doplněna je stavbami občanské vybavenosti. V posledních letech vyrůstá v okrajových částech i větší množství moderních rodinných domů obklopených zahrádkami. Podobně jako Třebenice i většina ostatních obcí modelového území vznikla do konce středověku. Jejich původní urbánní struktura často vykazovala návesní charakter s obdélníkovou nebo trojúhelníkovou návší (např. Jenčice, Chodovice, Sedlec). Relativně menší obce však měly silniční charakter (Kololeč, Košťálov). V rámci sídel obvykle vzniká i vodní plocha rybníka nebo vodní nádrže hasičského sboru. Další zástavba v těchto obcích se postupně šířila buď podél procházející komunikace, nebo prostřednictvím krátkých uliček vycházejících z rohů návší. Zástavba na návsi i podél

komunikací byla zpravidla tvořena jednotlivými usedlostmi, na které směrem od jádra obce navazovaly lány polí. Usedlosti se sebou v prostoru návsi nebo podél silnice těsně sousedily, a vytvářely tak souvislou frontu s pravidelným rytmem střídání štítů a bran. Mimo jádra obcí se při potocích postupně rozvíjela soustava mlýnů. Zástavba obcí byla časem doplněna kapličkou, kostelem či sochami světců. V Čížkovicích a v Dlažkovicích vznikají také mohutné barokní zámecké budovy s parky, které dokreslují kompozice obcí. Např. v Želechovicích je určitým zárodkem obce panský velkostatek.

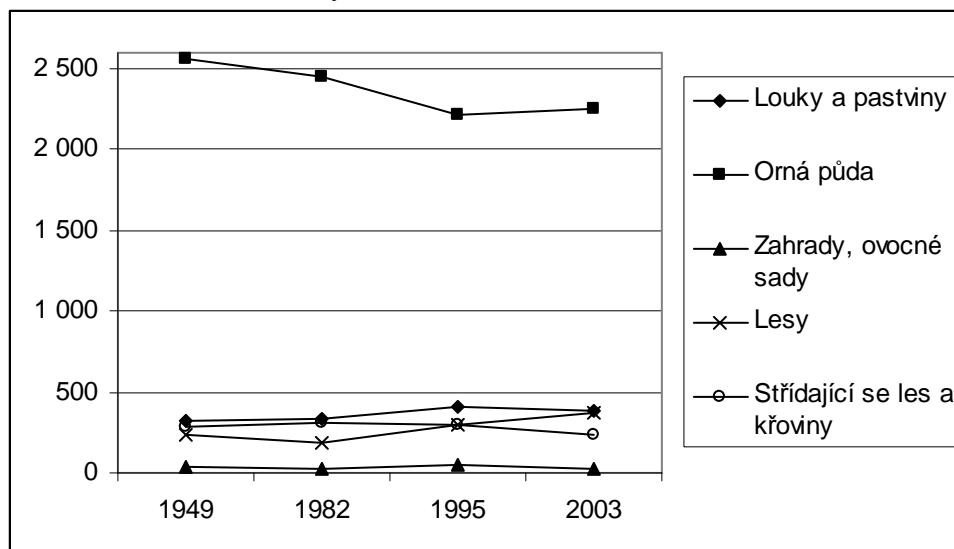
Na konci 19. století vznikají v okrajových částech sídel četné objekty domkářů a zahradníků. Často jsou soustředěny do kratších uliček a vyznačují se minimální až téměř žádnou půdou patřící k těmto objektům. Výjimečně vznikají domkářské objekty i v rámci prostoru návsi (Jenčice). Ve 20. století jsou často obce v jádru doplňovány o stavby občanské vybavenosti (prodejny, zastávky), které architektonicky velmi narušují vzhled centrálních míst lokalit. Ve většině obcí pak vznikají i moderní rodinné domky, případně bloky bytovek. Moderní domy nahrazují i starší zástavbu, a to prakticky ve všech lokalitách Třebenicka. Starší zástavba je také obvykle modernizována. Z těchto důvodů se jen velmi vzácně dochovaly ukázky staršího venkovského stavitelství. U některých obcí vznikly na jejich okraji stavby JZD, v současnosti se nacházející v horším technickém stavu. V oblasti, která byla již před staletími přeměněna v intenzivně využívané zemědělské území, byla větší nouze o dřevo, a tak v analogii s jinými oblastmi je možné se domnívat, že do počátku 19. století je po celém Třebenicku běžně pro výstavbu objektů usedlostí používán nespalný materiál. Konkrétně se jednalo o lomový či opracovaný kámen, zejména dostupnou opuku a v severní části Třebenicka i čedič. V předcházejícím období lze předpokládat existenci staveb užívajících roubené či hrázděné konstrukce a využívající jako stavební materiál dřevo. Pravděpodobně až ke konci 19. století se ve zdejším venkovském prostředí stává zcela běžným materiálem pálená cihla. Na chudší domky domkářů a chalupníků se užívalo nepálených cihel. Od 50. let 20. století byly obce modernizovány a prakticky veškerá původní zemědělská zástavba v důsledku přestaveb nebo moderních novostaveb (bytovky, panelové domy nebo četné moderní rodinné vily) zanikla. Do značné míry se tak ztrácí původní čistě zemědělský charakter většiny sídel. Chybí totiž čistě zachované ukázky venkovského stavitelství z minulosti.

Počet obyvatel většiny obcí Třebenicka dosáhl svého maxima na přelomu 19. a 20. století (graf 8.1.1.). Rapidní pokles počtu obyvatel po 2. světové válce, podobně jako v ostatních dvou modelových územích, byl zapříčiněn nuceným odchodem původního obyvatelstva německé národnosti. Ve 2. polovině 20. století se proto v Třebenicích a v dalších obcích začaly stavět nové byty a nákupní střediska za účelem dosídlení oblasti (foto 14.3.11.). Díky rychlému nástupu jednotných zemědělských družstev úbytek obyvatel nezpůsobil výraznou redukci zemědělské činnosti a tedy i výměry orné půdy. Jen členitější plochy, dříve v soukromém vlastnictví, obdělávané bez větších nároků na techniku, byly později opuštěny. Z bývalé továrny na zpracování ovoce se stal státní podnik Fruta zaměstnávající kolem sto třiceti lidí a zpracovávající množství produktů z ovocných sadů v okolí. Čížkovičská cementárna (foto 14.3.12.) byla v roce 1946 zestátněna a přešla pod správu Českých cementáren a vápenic Praha. Na konci 60. let začíná docházet surovina, a proto bylo otevřeno nové ložisko jihozápadně od původního lomu a současně s novou surovinovou základnou vznikl i nový provoz, který byl umístěn do areálu původního lomu. Díky přílivu nekvalifikované pracovní síly počet obyvatel v Čížkovicích po odsunu obyvatelstva německé národnosti neklesal tak výrazně, jako v ostatních obcích. Přesto v celém modelovém území Třebenicka znamenal odsun úbytek obyvatel zhruba o třetinu a v dalším vývoji procházejí obce spíše redukcí či stagnací.

Po roce 1989 dochází na Třebenicku k významným změnám. Především kvůli zániku pracovních míst se v modelovém území stále snižoval počet obyvatel. Mírný nárůst

v posledních několika letech je výsledkem především procesu suburbanizace z blízkých větších sídel, z Litoměřic a Lovosic. Vzhledem k poloze území v teplé klimatické oblasti, s nízkými středními i relativními nadmořskými výškami, s vysokou bonitou půd se na Třebenicu navazuje na silnou tradici v zemědělství a pěstují se tu i náročné plodiny, jako například slunečnice. Svahy podhůří Milešovského středohoří (obzvláště ty s jižní expozicí na vrchu Košťál) se ideálně hodí pro sadařství, které zde dříve bývalo velice rozvinuto. Dnes je však, s ohledem na evropskou a českou zemědělskou politiku, v útlumu. Nad sady v příkrých srážech se nachází lesy plnící zejména protierozní funkci.

Graf 10.1.3. Vývoj využití území Třebenicka na základě interpretace leteckých měřických snímků a ortofotosnímků v časových horizontech 1949, 1982, 1995 a 2003 (v ha).



Zdroj: vektorizace snímků

Graf 10.1.3. všeobecně potvrzuje, že v zemědělsky příhodných územích, kde intenzivní zemědělská činnost produkuje konkurenceschopné výnosy, doznávají kategorie využití území jen malých změn. Orná půda v současné době drobně osciluje v přibližně stejných hodnotách (2200-2300 ha). Po odsunu původního obyvatelstva německé národnosti z rozlohy 2810 ha orné půdy, kterou uvádí katastrální databáze, a podle vektorizace leteckého měřického snímku z roku 1949 z rozlohy 2570 ha, následuje menší pokles na 2400 ha v roce 1982. Postupně bylo opuštěno několik polí na sklonitějším reliéfu, dříve v soukromém vlastnictví, obdělávaných na svazích Košťálu a jihozápadním směrem od Třebenic. Nahrazena byla zejména loukami a pastvinami, resp. střídajícími se lesy a křovinami. Menší difference v rozlohách orné půdy mohly být také způsobeny aktuálními majetkovými poměry. Možná jejich vlivem v 90. letech křivka poklesla na hodnotu 2220 ha v roce 1995. Všechny databáze se v údajích o orné půdě více či méně shodují. Katastrální evidence pro rok 1990 uvádí rozlohu orné půdy 2320 ha, CORINE 2350 ha a v roce 2000 pak katastrální evidence údaj prakticky nemění, CORINE ukazuje pokles na 2260 ha.

Katastrální databáze, resp. CORINE, ukazují stagnaci výměry ploch luk a pastvin na 200 ha, resp. na 350 ha. Z interpretace leteckých měřických snímků vyplývá, že kategorie luk a pastvin nemá ani rostoucí, ani klesající tendenci, v prvních dvou horizontech se nachází přibližně na 320 ha, v devadesátých letech pak nepatrně vzrostla na 400 ha v roce 1995 a 380 ha v roce 2003. Kolísání plochy luk a pastvin lze pravděpodobně opět vysvětlit v 50. letech především opuštěním svažitých pozemků, méně vhodných pro velkoplošné obdělávání a v 90. letech nejasnostmi či změnou vlastnických poměrů pozemků, které mohly znamenat dočasné neobdělávání orné půdy.

Kategorie střídající se les a křoviny se také dlouhodobě vyvíjí konstantním způsobem. Její změny zřejmě souvisejí se zarůstáním dříve obhospodařovaných ovocných sadů a nárůstem ploch opuštěných a nesekaných luk a pastvin v členitějším terénu. Trajektorie vývoje této kategorie podle interpretace leteckých snímků nejprve mírně stoupla z 280 ha v roce 1949 na 320 ha v roce 1982, aby v polovině 90. let opět poklesla na 240 ha v roce 2003. Databáze CORINE ukazuje mezi roky 1990-2000 setrvalý stav přechodových stadií.

Za celé sledované období rostly plochy lesních porostů jen mírně, nejmarkantněji v 90. letech až do současnosti. Z téměř 200 hektarů v roce 1949 na 360 ha podle vektorizace ortofotosnímku z roku 2003. Katastrální evidence uvádí pro rok 1948 srovnatelnou hodnotu 180 ha. CORINE ukazuje pro období 1990-2000 minimální nárůst několika ha, na 300 ha v roce 2000. Na lesní porosty přechází zejména části ploch ze střídajících se lesů a křovin. Otázkou zůstává zařazení malých lesních plošek či úzkých pásů lesních biokoridorů či skupin stromů mladého věkového stupně.

V přírodní lesní oblasti Polabí se v relativních číslech zastoupení jednotlivých kategorií land use mezi roky 1990 a 2000 prakticky nemění. Orná půda (kód 211) se v roce 2000 snižuje pouze o jednu setinu stavu v roce 1990, přičemž stále tvoří téměř 70 % tohoto přírodního celku. Relativně nejvíce poklesla, přibližně o pětinu, plocha přechodových stadií lesa a křoviny, která tak pokrývá méně než jedno procento celkové plochy. Louky a pastviny zaznamenaly drobný nárůst o 15 % tak, že se nacházejí na necelých 2 %, plochy lesních porostů vzrostly ale jen o dvě procenta stavu z roku 1990 a mají v Polabí v roce 2000 relativní zastoupení 14 %.

V přírodní lesní oblasti Milešovské středohoří, která do Třebenicka zasahuje od severu (vrch Košťál), lze po roce 1990 na podkladě dat z CORINE pozorovat oproti Verneřickému středohoří podobné, ale méně intenzivní změny. Pokles orné půdy (211) o pětinu znamenal, že dnes je v Milešovském středohoří zastoupena ze 40 %. Více než třikrát se zvýšila rozloha luk a pastvin, ovšem přesto ji najdeme jen na 6 % plochy. Ostatní kategorie zůstávají na přibližně stejných hodnotách jen s nepatrným nárůstem lesů (které zaujímají 25 % celé oblasti) a úbytkem ovocných sadů. I z hlediska zastoupení jednotlivých kategorií CORINE a jejich změn je patrná charakterová odlišnost Milešovského a Verneřického středohoří. Zvlněný reliéf vulkanickosedimentárního komplexu Verneřického středohoří s vysokou střední nadmořskou výškou určuje ve srovnání s Milešovským středohořím, které charakterizují ojedinělé kužely a kupy vulkanických těles se strmými svahy, mezi kterými jsou relativně málo členité plochy v teplé klimatické oblasti a s půdami s vysokou bonitou, velmi nízké zastoupení orné půdy (14 %), vyšší lesnatost (33 %) a daleko vyšší zastoupení i luk a pastvin (24 %).

Podle koeficientu ekologické stability patří území Třebenicka k nadprůměrně využívaným oblastem, se zřetelným narušením přírodních struktur s tím, že základní ekologické funkce musí být soustavně nahrazovány technickými zásahy. Protože vývoj jednotlivých kategorií využití území není nikterak pestrý a land use oblasti je více méně stabilní, zůstává i KES téměř stále na stejných hodnotách (v roce 1949 a 1982 na 0,3 a poté mírně vzrostl na 0,4 v roce 1995 a 2003). Podobně i stupeň ekologické stability, který mezi roky 1990 a 2000 také narostl jen z 1,72 na 1,8. Podle SES se Třebenicko, vlivem zahrnutí zalesněné severní části (vrchu Košťál), patřící ještě k CHKO České středohoří, a díky poklesu zastoupení bloků orné půdy větších než 100 ha, postupně přesunulo ze stupně A, z krajiny zcela přeměněné lidskou činností, v našem případě z krajiny zemědělských areálů, polní krajiny, do stupně B krajiny intermediární s vyrovnaným poměrem relativně přírodních a člověkem zcela přeměněných vegetačních útvarů, krajiny lesoplní. Třebenicko je proto území zejména ve střední a jižní části člověkem narušené a to především jeho intenzivním zemědělským a těžebním využíváním. Narušení ovšem nedosáhlo takového stupně, že by se

krajina nebyla schopna s dopady sama vypořádat. Nejvíc rušivě v současné době zde nepůsobí ani tak velká rozloha zemědělské půdy, ale velká plocha dobývacího prostoru v Úpohlavech. Ekologická stabilita krajiny by mohla být posílena uskutečněním projektů USES, jenž, ač tvoří na modelovém území poměrně hustou síť, jeho větší část je ve formě chybějících nebo nefunkčních lokálních biokoridorů a biocenter. Otázkou také zůstává, zda postupné zarůstání sadů a zahrad, dříve na Třebenicku tak rozlehlých, působí na krajinu pozitivně, či negativně.

Aplikované databáze různého charakteru ukazují podobné trendy stabilního vývoje ploch jednotlivých kategorií land use. Oproti předcházejícím dvěma modelovým územím se mnohdy ukazuje téměř úplná shoda ve velikostech ploch. Kategorie orné půdy je většinou jednoznačně, explicitně identifikovatelná s větší průměrnou velikostí plošky a s převládajícími geometrickými, přímými hranicemi. Největší rozdíly se tak objevují u lesních a lučních ploch. S nárůstem malých lesních ploch, remízů, úzkých pásů lesních biokoridorů či doprovodů vodních toků a cest v devadesátých letech a podle terénního průzkumu až do současnosti, s intenzivnějším uplatňováním procesu sukcese v dříve intenzivně obhospodařovaných ovocných sadech, nabývá otázka zařazení těchto ploch do kategorií land use stále většího významu. V roce 2000 ukazuje katastrální evidence 200 ha lesních plošek, CORINE 300 ha a vektorizace z roku 2003 (kde je tedy předpoklad ještě dalšího růstu) 370 ha. Opět se také potvrzuje, že lépe odpovídá kategorizace zemědělské půdy na 211 (orná půda mimo zavlažovaných ploch) a na 243 (převážně zemědělská území s příměsí přirozené vegetace) či klasifikace lesů na 311, 312, 313. Jako vhodné se, samozřejmě, jeví i zahrnutí přechodových stadií (kód 324).

10. 2. Aplikace krajinných metrik

Severoamerické geoinformatické metody kvantifikující skladbu a konfiguraci struktury krajiny našly již před několika lety místo i v krajinně ekologických studiích, článkách a monografiích autorů z Německa, Holandska, Itálie a z dalších, nejen evropských zemí. Postupně přibývají specifickým způsobem zaměřené softwarové produkty, matematické programy, další a další krajinné metriky (kapitola 9.2.). „Patch-corridor-matrix“ paradigma (Forman, 2003), na jehož teoretickém základě jsou kalkulace postaveny, přestože je široce rozšířené, má, jak uvádí Blaschke (2006), svá omezení na modely komplexních krajin v čase a v prostoru. Dále tvrdí, že pro diskuzi o udržitelné krajině poskytují krajinné metriky hlavně deskriptivní prostorovou hodnotu pro limitovanou řadu prostorově oddělených objektů, ale jejich použití je již méně vhodné pro procesy spojené v čase a v prostoru. Corry, Nassauer (2005) považují metriky za nástroj pro hodnocení a srovnávání stavů krajin v daném čase a v prostoru, případně různých alternativních scénářů jejich dalšího vývoje. Přes svá omezení se aplikace krajinných metrik jako efektivního nástroje, přinášejícího doplňující informace v krajinně ekologických hodnotících studiích, používá stále častěji, což dokazují i v nedávné době vydané monografie, které ovšem vzhledem k aktuálnosti data vydání nemohly být v této práci hlouběji použity (Green et al., 2006, Palang, Fry, 2003, Kienast, Wildi, Ghosh, 2007, Naveh, 2007, Hong et al., 2007). Teoretický návod s praktickými aplikacemi, mimo jiné i zpracování družicových snímků za účelem kalkulace různých typů metrik přináší kniha Frohn (1998).

Patch Analyst jako varianta softwaru FRAGSTATS patří k těm IT nástrojům, které jsou v geografickém informačním prostředí snáz využitelné. Přesto, chceme-li jej využít ke zpracování dat vektorového formátu, jeho aplikace představuje nejprve mnohahodinovou práci spočívající v ortorektifikaci, vektorizaci a interpretaci leteckých snímků či ortofotosnímků. Pro dosažení maximální validity výstupů z Patch Analystu představuje nejlepší řešení této fáze práce to, že veškeré práce s daty bude provádět jedna osoba, neboť jen tak lze zaručit, že v různých situacích, odlišných modelových územích v jednotlivých

časových horizontech, bude ke snímku přistupováno obdobným způsobem. Ač je v konečné fázi v jedné mapě vytvořeno několik stovek až tisíc polygonů (a význam jedné chyby se tím může snižovat), uvědomíme-li si, že Patch Analyst právě z vytvořených obvodů, tvarů a ploch odvozuje výsledné krajinné metriky, musí se vektorizace a interpretace snímků provádět co možná nanejvýš obezřetně. Interpretace snímku se několikrát ověřuje, spojují se polygony menší, než je stanovená minimální mapovaná jednotka, a oddělené ponechávají jen ty enklávy, které jsou skutečně vizuálně od sebe odděleny fragmentační linií.

Přes velký objem investovaného úsilí využití Patch Analystu v krajinně ekologických výzkumech multitemporálních změn krajinné struktury představuje vhodný doplněk k evropskému pohledu na krajinu, svým efektem převyšujícím vloženou energii. Abdullah, Nakagoshi (2006) zdůrazňují, že hodnocení land use většinou opomíjí charakter prostorové skladby (složení) a konfigurace krajinných prvků. Právě v tomto poskytují metriky doplňující informaci o krajině. Pokud jde o kvantifikaci strukturálních vlastností krajiny, pak jsou stejně důležité jak skladba a zastoupení jednotlivých typů biotopů, habitatů, land use kategorií či land cover tříd, tak jejich prostorová konfigurace, tj. kompozice těchto areálů uvnitř paternu krajiny. Informace o hustotě, variabilitě enkláv či délce okrajů, fraktálové dimenzi nebo o mozaikovitosti přináší obraz o prostorovém uspořádání konkrétních krajin, o charakteru jejich paternu. Ovšem bylo by mylné si myslet, že IT metoda Patch Analyst je schopna determinace optimálního rozmístění, tvarů a velikostí jednotlivých typů plošek. Neindikuje udržitelnou variantu paternu vybrané krajiny. Pouze poskytuje doplňující údaje, které často v krajinných analýzách a syntézách o využití území chyběly. Indikátorů, které nabízí je velmi mnoho, ovšem maximální využití této metody nespočívá v maximálním počtu čísel, nýbrž v jejich příhodné kombinaci s dalšími metodami, např. typu LANDEP (v poslední době např. Hrnčiarová, 2007), které na druhou stranu vhlédnou i „pod kvantitativní pokličku“ land cover či land use kategorií. Kromě vhodné kombinace s jinými postupy je její efekt také přímo závislý na odborné interpretaci získaných dat.

Již v roce 1993 přinášejí Forman, Godron (1993) srovnání šesti území z hlediska velikosti, počtu, hustoty a tvaru lesních enkláv. Dospívají k výsledkům, které mají silnou tendenci ke korelaci s parametry topografie. Na rovinatých pláních s nízkou členitostí reliéfu se objevuje nízká lesnatost, jen málo remízků a skupin dřevin. Naopak, kopcovité oblasti určují přítomnost lesních enkláv členitých tvarů, celkovou vysokou lesnatost, velkou hustotu, vysoké rozdíly v mediánu, v průměrné velikosti enkláv a s výrazným variačním koeficientem i standardní odchylkou velikostí enkláv. Kromě případových studií pracujících s krajinnými metrikami autorů „silných“ krajinně ekologických národů se stále častěji objevují i podobné práce v Česku. A tak i Kupková (2001b) hodnotí vývoj struktury krajiny mimo jiné i na podkladě změn vybraných krajinných metrik. Sleduje vývoj: počtu plošek (NumP), průměrné délky hranice enklávy (Average EDGE), hustoty enkláv, včetně enkláv různých typů (NumP/ha), tedy porézności a mozaikovitosti, indexu tvaru (MSI), váženého indexu tvaru (AWMSI), matrice, hustoty cestní sítě, fragmentace krajiny (délky toků a délky cest na ha) a také vývoj fraktálové dimenze. Využívá mapových podkladů stabilního katastru z roku 1842 a letecké snímky ve třech časových horizontech (do roku 1997). V případě např. administrativně vymezeného území Rokytnice (okres Semily), dochází k závěrům, že vývoj od roku 1842 do roku 1995 vedl k čtyřnásobnému nárůstu počtu plošek lesů a luk, naopak k desetinasobnému poklesu počtu enkláv orné půdy. MPS klesá u ploch lesů a luk až na 0,30 ha, u orné půdy roste na 1,2 ha. Index tvaru lesních enkláv stagnuje, u luk klesá, u orné půdy roste. Orná půda byla před kolektivizačními vlnami soustředěna ve velmi dlouhých protáhlých plochách, které byly odděleny cestami, mezemi a loukami či pastvinami. Fraktálová dimenze příliš mnoho odlišností nepřinesla. Celkově Kupková (2001b) shrnuje, že jemná mozaika drobných enkláv byla v horizontu 1966 nahrazena hrubým vzorem tvořeným velkými scelenými plochami geometrických tvarů. Poté v roce 1997 se rozšiřují lesní porosty

a pole se nahrazují loukami. Hrubozrnná struktura zůstává, ovšem zvyšuje se výskyt mimolesní zeleně. Pixová (2005) se ve dvou článcích, které jsou součástí její práce, zabývá hodnocením struktury krajiny na základě vývoje heterogenity krajiny (kalkulované podle Mimry (1993)), podílu zastoupených ekologicky stabilních prvků v krajině (spíše podle zastoupení vybraných tříd využití území) a podle hustoty okrajů. Prostřednictvím dat z leteckých měřických snímků a historických katastrálních map od roku 1845 do roku 2000 analyzuje čtyři modelová území. Dochází k závěrům, že ve všech územích byl zaznamenán pokles heterogenity krajiny, ve dvou rurálních krajinách ve vyšších nadmořských výškách došlo k nárůstu podílu stabilních ploch (lesů, luk a pastvin), jinde naopak jejich výměra poklesla (těžební krajina na Sokolovsku a zemědělská krajina v okrese Louny). Indikátor hustoty okrajů vzhledem k úvodnímu časovému horizontu všude poklesl, nejméně pak v zemědělské obdělávané krajině na Lounsku.

Sklenička, Lhota (2002) a Sklenička (2002) studovali změny ve struktuře krajiny v Chabařovicích u Ústí nad Labem, ve dvou modelových území se dvěma komparativními oblastmi (tvaru čtverce) o výměře 1400 ha. Sledovali změny krajinných metrik: ED, MPS, relativní NumP a index heterogenity krajiny podle Mimry (1993). Využívali map stabilního katastru a historických leteckých měřických snímků. Smyslem jejich práce bylo (na základě několika vybraných parametrů) rekonstruovat strukturu krajiny před výrazným antropogenním zásahem člověka (Chabařovický povrchový lom na hnědé uhlí), aby ji bylo možné porovnat se třemi předpokládanými (navrženými) variantami rekultivací a podle nejvýraznější shody metrik usoudit na tu optimální z nich, která se nejvíce blíží historickému stavu z roku 1842. V dalším, obdobným směrem zaměřeném článku se Sklenička et al. (2001) věnují v desetiletých intervalech analýze struktury zemědělské krajiny na Lounsku v období 1938 až 1998. Ve svých závěrech uvádějí, že průměrná plocha krajinných prvků spolu s průměrnou plochou matrice (orné půdy) narůstaly od roku 1948, rapidně pak od roku 1968 až ke svému maximu v roce 1988, načež obě charakteristiky zaznamenaly pokles. Naopak je tomu s parametry, jako jsou zastoupení permanentních krajinných struktur, celkový počet krajinných prvků, délka aktivních okrajů (matrice versus ostatní prvky krajinné struktury), počet ploch matrice a index krajinné heterogenity, kde všechny indikátory nejprve setrvale klesaly až na své minimum v roce 1988, od kdy začínají nazpět narůstat. Autoři poznamenávají, že nejvýznamnější pokles prostorové rozmanitosti krajiny Česka byl dosažen v časovém intervalu 1958-68.

Pokud bychom chtěli porovnávat výsledky z aplikace Patch Analystu v modelových územích s oblastí větší „scale“ (např. geomorfologickým celkem či přírodní lesní oblastí), pak nezbyvá než zcela stejným způsobem ve stejných časových horizontech vektorizovat snímky plošně rozsáhlejšího celku. Tuto velmi obtížnou a časově náročnou práci budou zřejmě již zanedlouho plně nahrazovat nastupující softwarové nástroje umožňující automatickou vektorizaci a interpretaci, např. podle nastavitelného spektrálního interpretačního klíče. V současné době je do určité míry, za výše zmíněným účelem, použitelná vektorová databáze CORINE, která je zpracována pro celé území České republiky a zachycuje krajinný pokryv přibližně v časových horizontech 1990 a 2000. Její absolutní výsledky však, s ohledem na rozdílnou minimální mapovanou jednotku a jinou klasifikaci land cover tříd, nelze porovnávat s výsledky z vektorizovaných historických leteckých měřických snímků tří modelových území. Navíc, CORINE v našich modelových územích nerozlišuje ani vodní plochy, ani vodní toky a jako problematické se ukazují být i zastavěné plochy. Ty mohou být každou databází evidované poněkud jinak (zatímco ve vektorizaci si lze všimnout opravdu jen zastavěné plochy, v jiných databázích se uvádí celé území intravilánu jako jeden polygon). Ovšem zásadní odlišnost tkví v tom, že si CORINE nevšimá jednotlivých pozemků polí ani luk a pastvin jako různých polygonů, oddělených cestami, silnicemi, železnicemi, menším vodním tokem nebo úzkým lesním biokoridorem. Považuje ornou půdu či louky za kontinuální výplň,

resp. prostředí pro výskyt ostatních kategorií land cover. U lesních enkláv spočívá omezení databáze CORINE opět v jejím rozdílném měřítku, které nám tak implikuje zcela nutně jinou informaci než vektorizace leteckých snímků. Mimolesní zeleň, drobné lesní enklávy, skupiny stromů a doprovody cest a vodních toků jsou kumulovány do komplexních land cover tříd (např. 243 nebo 324). Důvod použití databáze CORINE v části práce, kde se používá Patch Analyst, je jiný. Často se totiž citují mnohé publikované výsledky vývoje vybraných krajinných metrik na regionální, národní a vyšší úrovni (např. EK, 2000). Někdy jsou transferovány i na úroveň nižší a právě tyto závěry (jejich přenositelnost z jedné „scale“ do druhé) bude užitečné podrobit diskuzi a vystavit srovnání s výsledky dosaženými za Českou republiku a přírodní lesní oblasti, které jsou nadřazenými celky zvolených modelových územích (Polabí, Krušné hory, Milešovské, Verneřické, České středohoří). Následně by bylo vhodné z nich vyvodit určité závěry, s vědomostí výsledků dosažených prostřednictvím interpretovaných leteckých měřických snímků a ortofotosnímků.

Databázi CORINE aplikují pro výpočty krajinných metrik také např. i Krönert, Steinhardt, Volk (2001), v tzv. environmentálních prostorových jednotkách Saska, a Evropská komise v dokumentu „From land cover to landscape diversity in the European Union“ (EK, 2000), kde sledují desetiletý vývoj krajinných metrik podle krajů ČR. Pokud se tedy nejprve budeme zabývat výsledky z aplikace Patch Analystu na data CORINE v časovém intervalu přibližně 1990-2000 v oblastech vyšších „scales“, pak lze na základě našich výsledků formulovat následující tvrzení:

- Hodnoty SHDI, resp. SHEI jsou oproti roku 1990 v současné době vyšší jak u České republiky jako celku (o 2 %, resp. 3 %), tak u Českého, Milešovského i Verneřického středohoří (vždy v obou případech o 3 %), v Polabí zůstaly na stejných hodnotách a u Krušných hor parametry Shannon diversity indexu a indexu stejnoměrnosti nepatrně poklesly (z 2,05 na 2,0). Hodnoty za jednotlivé celky v sobě zahrnují informace o počtech přítomných land cover třídách, kdy maximální počet vede k vyšší hodnotě, a o stejnoměrnosti jejich zastoupení. Výše indexů samotných, ani trend příliš nepřekvapuje. V převážně zemědělském, intenzivně obdělávaném území Polabí se využití příliš nemění (podobně viz předcházející kapitola), a tak trend je nulový, a absolutní hodnota SHDI a SHEI vlivem dominujícího zastoupení orné půdy nedosahuje vysokých hodnot (2,13 a 0,66). V přírodní lesní oblasti Krušné hory obdobně výrazným způsobem dominují lesní porosty (lesnatost větší než 50 %), které stále ještě přibývají. Navíc je zde zastoupeno o pět tříd land coveru méně než v Polabí a tedy absolutní výsledná čísla z roku 2000 jsou ještě nižší a to 2,0 a 0,64. U Českého i Milešovského středohoří jsou, ve srovnání s ostatními oblastmi, hodnoty i nárůst SHDI i SHEI poměrně vysoké, což lze přes nižší zastoupení tříd land coveru (Polabí 25, České středohoří 21, Milešovské středohoří 20 a Verneřické středohoří jen 17) přičíst zejména jejich výrazně vyšší rovnoměrnosti zastoupení (to dokumentují i hodnoty SHEI). Hodnota SHDI pro Milešovské středohoří narůstá z 2,18 na 2,25 (SHEI 0,76), pro České středohoří z 2,15 na 2,21 (SHEI 0,72) a v případě Verneřického středohoří vlivem velmi nízkého počtu přítomných land cover tříd pak SHDI roste jen z 2,08 na 2,10, ovšem rovnoměrnost (SHEI) zůstává vysoká na 0,74. V České republice jako celku bylo mapováno 28 tříd land coveru, jejichž počet přispívá k vysoké hodnotě čísel SHDI a SHEI. Vzhledem k přesunu ploch z nejvíce zastoupené kategorie 211 orná půda do kategorií louky a pastviny, lesy a dalších se zvyšuje SHEI indikující rovnoměrnost zastoupení (z 0,62 na 0,64).
- V úrodné nížinné zemědělské oblasti Polabí dominují v průměru třikrát větší oblasti orné půdy oproti např. Milešovskému středohoří (a více než dvakrát větší než v Česku). MPS se zmenšila ve všech přírodních oblastech, včetně Polabí, ovšem

kromě MPS celého Česka. Počet ploch (nikoliv enkláv, nýbrž spíše oblastí) orné půdy narostl jen nepatrně v Polabí, celkově se v Česku snížil o 11 %, v Krušných horách téměř o 75 %, ve Verneřickém středohoří o 37 %, v Českém středohoří o 25 % a v Milešovském středohoří jen o 10 %. Hustota ploch orné půdy klesla, nejnižší je v Krušných horách, třikrát větší je ve středohoří, dvakrát v Česku, největší pak v Polabí, kde stagnovala. Celková délka hranic a jejich hustota ve svých změnách následují velmi dynamické poklesy jak celkové rozlohy této kategorie, tak počtu jednotlivých ploch ve středohoří a v Krušných horách. V Polabí zůstávají hodnoty přibližně stejné, v Česku klesají o 10 %. MSI indikuje u všech celků bez výjimky pokles, tedy zjednodušující se tvar hranic území vymezených jako orná půda, kategorie intenzivně obdělávané zemědělské půdy. Ovšem AWMSI v případech Česka roste o 10 % a v Polabí nepatrně o 1 %. V ostatních celcích klesá. Tento nárůst (v případě Česka) lze interpretovat snad jen „expandujícími“ hranicemi kategorií land cover, které kopírují převážně topografické parametry (lesy a louky).

- Kategorie lesní porosty se v databázi CORINE dále člení na listnaté lesy (311), jehličnaté lesy (312) a smíšené lesy (313). V Česku se, přes nárůst plochy všech tří kategorií, počet jednotlivých ploch 311 a 312 snížil (o 2 %, resp. 7 %). Počet ploch kategorie 313 stagnoval. MPS se ve všech případech zvýšila (nejvíce u 312 o 11 %). V Krušných horách je situace u 312 podobná (narůstá celková plocha a MPS, NumP klesá), u 311 pak je oproti Česku opačná, počet ploch se zvýšil o 15 % a o 8 % poklesl MPS. Plošný nárůst kategorie 313, smíšených lesů je v Krušných horách založen na zvyšujícím se počtu ploch a jejich průměrné rozloze (obojí přibližně o 12 %). V Českém i Milešovském středohoří NumP, MPS u 311, 312 i 313 zůstává téměř nezměněna s tendencí ke snižování NumP a k růstu MPS (podobně je na tom i Polabí). Ve Verneřickém středohoří se liší výsledky jen u kategorie 311, kde naopak NumP roste o 8 % a MPS klesá o 8 %. Krajinné metriky TE a ED u lesních kategorií land cover zaznamenávají v desetiletém horizontu v Česku i v Polabí nepatrný pokles. V Českém, Milešovském a Verneřickém středohoří má kategorie 311 i 313 v TE a ED naopak mírně rostoucí charakter, kategorie 312 v obou metrikách ve středohořích stagnuje. V Krušných horách celkově přibyla délka hranic vymezujících oblasti listnatých, resp. smíšených lesů a s tím se zvýšila i jejich hustota (TE a ED o 8 %, resp. o 15 a 17 %). Naopak se zkrátily hranice i jejich hustota v případě jehličnatých lesů a to o 5 %. Pokud bychom chtěli porovnat MPS, PD a ED mezi jednotlivými kategoriemi lesů navzájem a mezi oblastmi v absolutních číslech v roce 2000, pak v Krušných horách MPS dosahuje nejvyšších hodnot u jehličnatých lesů, poloviční u listnatých a méně než poloviční u ploch smíšených lesů (zřejmě v souvislosti s vysokými středními nadmořskými výškami a převládajícími smrkovými porosty na náhorních plošinách). V Českém a Verneřickém středohoří u kategorií 311 a 313 dosahuje MPS podobných hodnot (srovnatelných se stejnými kategoriemi v Krušných horách), u 312 o třetinu nižších (neboť pokrývají jen plošně málo rozsáhlá území nejvyšších poloh). Milešovské středohoří se vlivem rozdílného charakteru reliéfu odlišuje o čtvrtinu nižší MPS všech „lesních“ kategorií ve srovnání s Verneřickým středohořím. Polabí se v kategoriích 311 a 313 jeví podobně jako celé Česko s obdobnými hodnotami jako v Českém a Verneřickém středohoří. Průměrná velikost oblastí jehličnatých lesů v Česku je téměř totožná jako v Krušných horách. Hustota ploch listnatých lesů je ve srovnání s ostatními kategoriemi lesů CORINE v Česku poloviční, dvojnásobná je ve středohořích ve srovnání s kategorií 312 a poloviční je ve srovnání s kategorií 313 (v případě Milešovského středohoří srovnatelná). V Krušných horách bylo možné (podobně jako v Česku) očekávat, že hustota území pokrytých listnatými lesy je ve srovnání s hustotou smíšených lesů poloviční a s hustotou

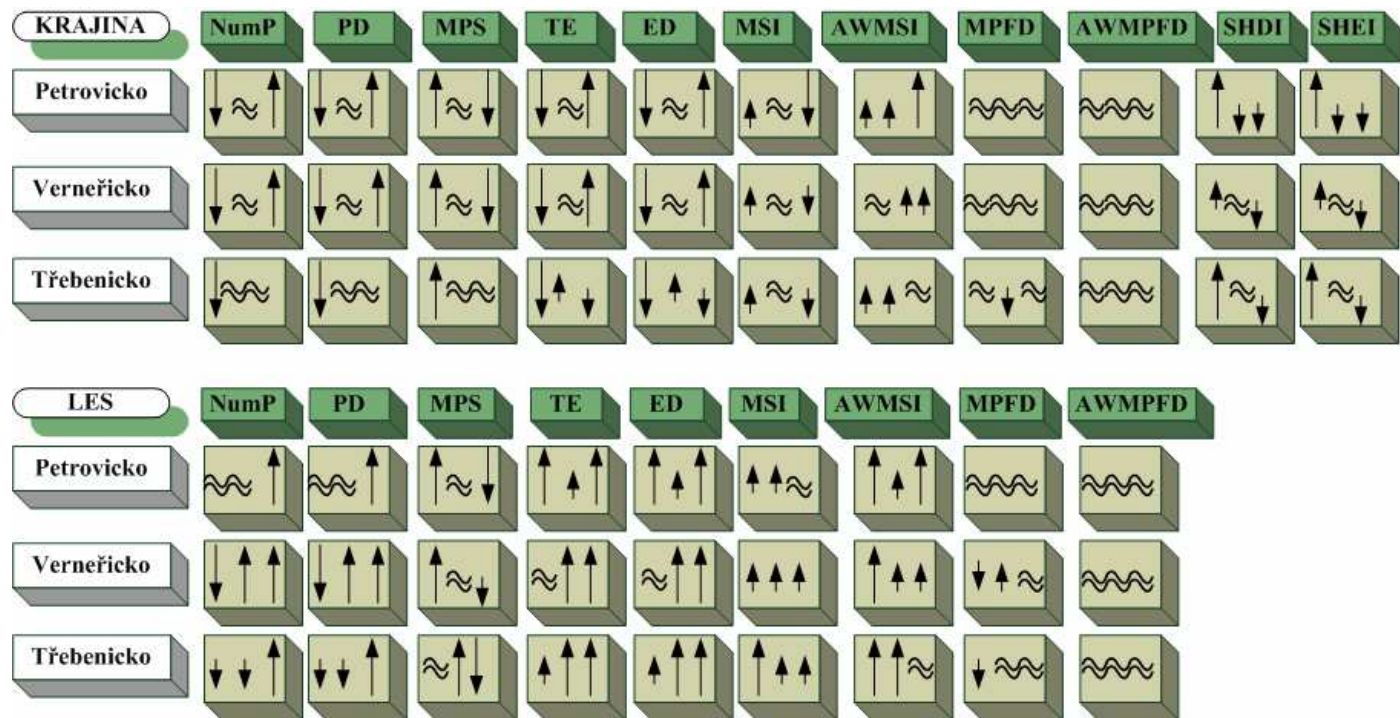
jehličnatých lesů třetinová. Podobné odlišnosti převládají v Krušných horách i v ED s tím rozdílem, že difference mezi kategoriemi jehličnaté lesy a listnaté lesy je pětinašobná, mezi kategoriemi jehličnaté lesy a smíšené lesy pak dvojnásobná. ED ve středohořích odráží situaci s PD, tedy v kategorii 313 je trojnásobně vyšší než v kategorii 312 a dvojnásobně vyšší než v kategorii 311. V Česku je hustota hranic kategorií 312 pětinašobně vyšší vůči 311 a dvojnásobně vůči 313. Metriky charakterizující vlastnosti tvarů území, MSI a AWMSI, se v Krušných horách a i v Česku obecně vyvíjely zcela obdobným způsobem. Tvary území jehličnatých i listnatých lesů se zjednodušily, indexy poklesly, přičemž platí, že v Krušných horách jsou hodnoty 311 a 313 podobné jako v Česku (přesněji jen o málo vyšší) a u 312 MSI také. AWMSI pak u 312 v Krušných horách dosahuje o 50 % vyšších hodnot než v Česku. Tvary území lesních porostů ve středohořích mají v kategorii 311 stagnující trend a podobné hodnoty jako u celého Česka. Nejvyšší MSI a AWMSI však nedosahují plochy kategorie 312, nýbrž kategorie 313.

- Výsledky Patch Analystu aplikovaného na databázi CORINE vykazují v kategorii louky a pastviny (231) v jednotlivých přírodních celcích vysokou míru podobnosti. Více než dvojnásobný plošný nárůst v Česku mezi roky 1990 a 2000 plyne z třetinového nárůstu NumP a více než z padesátiprocentního nárůstu MPS. V Milešovském středohoří se počet ploch luk a pastvin zvyšuje trojnásobně, MPS o 25 %. V Krušných horách roste zejména MPS (dvojnásobně), oproti jen desetiprocentnímu nárůstu NumP. Podobně se i ve Verneřickém středohoří zvyšuje MPS trojnásobně a NumP „jen“ o 40 %. V Polabí jsou relativní nárůsty MPS a NumP nejnižší. PD se tak ve všech celcích zvýšila, ovšem nejdynamičtěji v Milešovském středohoří. Nejvyšší PD je však ve Verneřickém středohoří a v Krušných horách, o třetinu nižší v Milešovském středohoří a o polovinu v Česku. Vývoj TE a ED potvrzuje rostoucí tendenci v PD. Dvojnásobně se zvyšuje TE a ED u luk a pastvin v Česku, téměř dvojnásobně v Krušných horách, ve Verneřickém středohoří více než trojnásobně a v Milešovském středohoří čtyřnásobně. V Polabí změna není nijak výrazná, ED a TE dosahuje 10 % nárůstu. V porovnání mezi sebou vykazují nejnižší hustotu hranic ploch luk a pastvin právě oblast Polabí, naopak nejvyšší Verneřické středohoří. Zajímavé je, že zvyšování TE není dáno jen nárůstem MPS a NumP, ale také rostoucím MSI i AWMSI. Ve všech oblastech došlo ke zvýšení obou těchto parametrů, což indikuje jednoznačný nárůst složitosti hranic ploch luk a pastvin. Nejstrměji narostlo MSI i AWMSI opět ve Verneřickém středohoří (o 20 %, o 100 %) a dosáhlo tak ve srovnání s ostatními oblastmi nejvyšších absolutních hodnot. Topografické charakteristiky jednotlivých celků znovu odhalují svou určující roli, když nejjednodušší tvary ploch jsou dosahovány v nejméně členitém reliéfu Polabí. Fraktálová dimenze kopíruje vývoj předcházejících dvou indexů tvaru a diferencuje celky do podobného pořadí s tím rozdílem, že nejvyšší MPFD bylo dosaženo u Krušných hor.
- U kategorie s kódem 324, přechodová stadia lesa a křoviny, se ve srovnání s ostatními kategoriemi CORINE potvrzuje nejmenší MPS, přičemž celkový pokles rozlohy ve všech územích je dán zejména klesajícím počtem ploch (NumP). O struktuře krajiny jako celku, resp. o uspořádání a kvantitativních parametrech skladebných prvků krajiny jako celku, lze v případě Česka konstatovat pokles NumP o 3 %, s tím i pokles PD a naopak tříprocentní nárůst MPS. TE a ED neklesají jen vlivem poklesu NumP, ale také snižujícím se MSI. Jako kompenzující faktor vystupuje mírné zvýšení (2 %) AWMSI. Fraktálová dimenze (MPFD i AWMPFD) ploch všech kategorií se mírně snížila, což ukazuje velmi mírné zjednodušení hranic zvětšujících se ploch. Ve středohořích ovšem dospíváme k opačným trendům. V uvedeném desetiletí se ve

Verneřickém i v Milešovském středohoří zvýšil celkový počet ploch (o 3 %, resp. 4 %). Jejich průměrná velikost se tedy v těchto intencích snížila a hustota zvýšila. Indexy tvarů se však také snižují, a to zejména AWMSI (o 14 % v Milešovském středohoří). V Krušných horách jsou tendence jednotlivých metrik naprosto shodné s Českem, ovšem v intenzitě výraznější. NumP poklesl o 12 %, MPS narostl o 14 %, PD tudíž pokleslo. TE a ED klesají (obě metriky o 4 %), nejen vlivem poklesu NumP, ale i klesajícím MSI a AWMSI (o 3 % a o 8 %). V intenzivně zemědělsky využívaném Polabí s výrazně převládajícím zastoupením kategorie s kódem 211 se prokazují hypotézy o stabilním využívání a málo proměnlivém charakteru krajiny. Celkový počet ploch se mění jen o necelé jedno procento, průměrná velikost a hustota ploch také. V důsledku toho i celková délka hranic a jejich hustota zůstávají stabilní, přestože MSI se snížilo o 1,5 % (naopak AWMSI se jen velmi nepatrně zvýšilo). Ostatní metriky stagnují. Porovnání srovnatelných krajinných metrik (tedy PD, ED a indexy tvarů) v časovém horizontu roku 2000 také přináší cenné informace. Nejvyšší PD bylo dosaženo ve Verneřickém a v Milešovském středohoří (v Krušných horách o třetinu, v Česku o méně než polovinu nižší) a nejnižší pak v Polabí. Hustota hranic všech ploch je nejvyšší ve Verneřickém středohoří, o 14 % nižší v Milešovském středohoří, o 19 % v Krušných horách, o 28 % v Česku a o 46 % v Polabí. Indexy tvarů odhalují nejsložitější hranice ploch ve Verneřickém středohoří, které následují Krušné hory, Česko, Milešovské středohoří a nakonec Polabí.




Lze tvrdit, že CORINE podle výše uvedených výsledků poskytuje obraz o makrostruktuře krajiny vybraných celků a celého Česka. Nevšimá si uspořádání a vlastností jednotlivých pozemků, enkláv či liniových, pásových nebo proudových koridorů, nýbrž uchopuje skladebné prvky krajiny (land cover třídy) jako, v určitém měřítku, generalizované oblasti polí, lesů, zastavěných ploch, luk a pastvin apod. Aplikace Patch Analystu na tato data indikuje další parametry v předchozí kapitole zmíněné polarizace zemědělsky intenzivně využívaných oblastí na jedné straně a marginálních opuštěných, nevyužívaných, postupně zarůstajících území na straně druhé. Ukazuje se tu jakýsi trend prostorové „makrohomogenizace“ krajinné struktury. Tendence ve změnách tvarů, velikostí, počtu a hustotě ploch jednotlivých typů land cover (především orné půdy, lesů, luk a pastvin) jsou totiž analogické v přírodních celcích Krušné hory, Verneřické a Milešovské středohoří. V Česku jako celku platí, že celková prostorová makroheterogenita (včetně lesních oblastí) se snižuje, tvary oblastí se zjednodušují a zvětšují (tak, jak je obvykle citováno). Ovšem existují difference. Např. oblast Českého středohoří ukazuje zvýšení NumP, PD a pokles MPS. Zemědělské, intenzivně využívané a ve svém využití (tedy i v krajinných metrikách) málo proměnlivé, oblasti ustoupily do poloh, jejichž přírodní parametry jsou pro rostlinnou výrobu optimální, a čím dál více se v této „scale“ pohledu na horizontální strukturu krajiny hranicemi blíží topograficky, tj. nepravidelně, vymezeným oblastem s nízkou střední i relativní nadmořskou výškou (zřejmě proto nepatrně narostlo AWMSI v ČR i v Polabí). Uvedené faktory reliéfu (zejména pak členitost reliéfu) prokazují svůj výrazný vliv na zvyšování PD, ED a indexů tvarů, naopak na snižování MPS.

Obr. 10.2.1. Změny krajinných metrik v modelových územích sledovaných v 2. polovině 20. století prostřednictvím Patch Analystu a vektorizovaných historických leteckých měřických snímků a ortofotosnímků. (Krajina – enklávy všech typů, Les – pouze lesní enklávy).

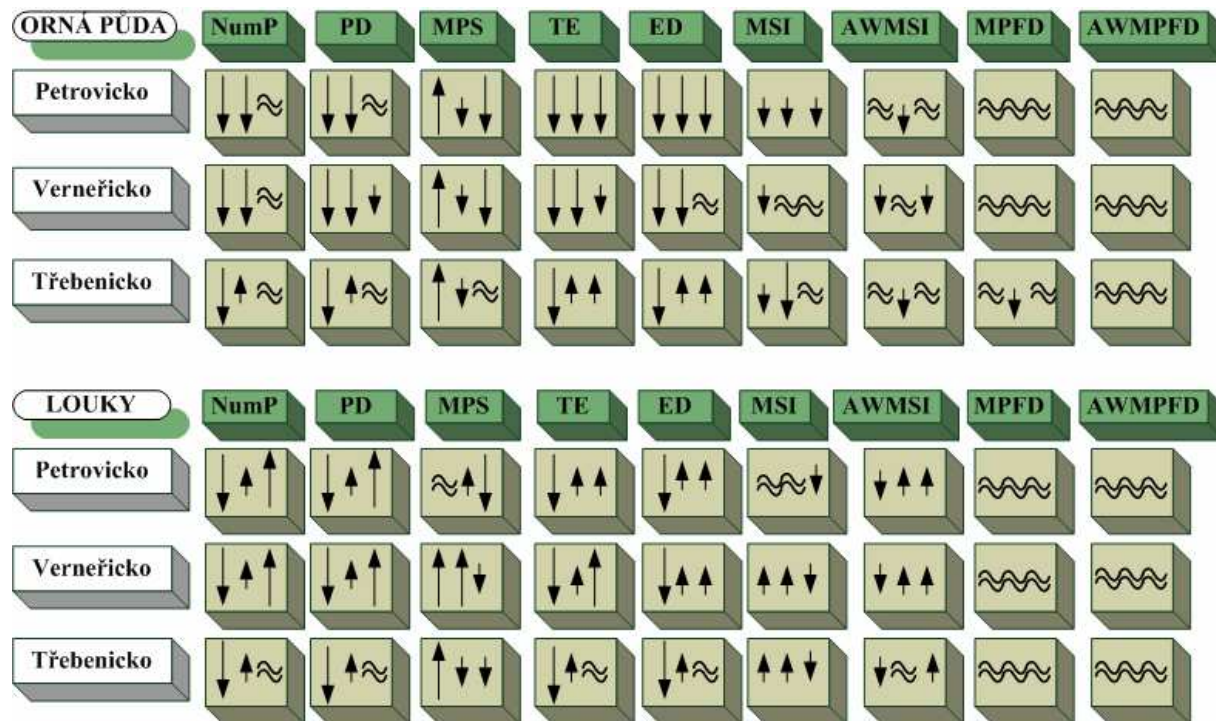


Vysvětlivky: Počet plošek („Number of patches“, NumP), hustota plošek („Patch density“, PD), průměrná velikost plošky („Mean patch size“, MPS), celková délka okrajů („Total edge“, TE), hustota okrajů („Edge density“, ED), průměrný index tvaru („Mean shape index“, MSI), vážený index tvaru („Area-weighted mean shape index“, AWMSI), průměrná fraktálová dimenze plošek („Mean patch fractal imension“, MPFD), vážená fraktálová dimenze plošek („Area-weighted mean patch fractal dimension“, AWMPFD), Shannon index diverzity („Shannon's diversity index“, SHDI), Shannon index stejnoměrnosti („Shannon's evenness index“, SHEI).

První ze tří symbolů ve schématu indikuje trend v prvním časovém období daném prvními dvěma horizonty, v nichž byly pořízené používané letecké snímky modelového území (viz kapitola data). Druhý ze tří symbolů ukazuje změnu metriky v následujícím druhém období a třetí v posledním intervalu ohraničeném nejmladším aplikovaným leteckým snímkem a ortofotosnímkiem.

-  Hodnota dané krajinné metriky v uvedeném časovém intervalu fluktuuje v rozmezí -4 až +4 % hodnoty dřívějšího roku.
-  Hodnota dané krajinné metriky v uvedeném časovém intervalu roste / klesá o 5 až 14 % hodnoty dřívějšího roku.
-  Hodnota dané krajinné metriky v uvedeném časovém intervalu roste / klesá o více než 15 % hodnoty dřívějšího roku.

Obr. 10.2.2. Změny krajinných metrik v modelových územích sledovaných v 2. polovině 20. století prostřednictvím Patch Analystu a vektorizovaných historických leteckých měřických snímků a ortofotosnímků. (Orná půda – enklávy polí, Louky – pouze enklávy luk a pastvin).



Vysvětlivky: Počet plošek („Number of patches“, NumP), hustota plošek („Patch density“, PD), průměrná velikost plošky („Mean patch size“, MPS), celková délka okrajů („Total edge“, TE), hustota okrajů („Edge density“, ED), průměrný index tvaru („Mean shape index“, MSI), vážený index tvaru („Area-weighted mean shape index“, AWMSI), průměrná fraktálová dimenze plošek („Mean patch fractal imension“, MPFD), vážená fraktálová dimenze plošek („Area-weighted mean patch fractal dimension“, AWMPFD).

První ze tří symbolů ve schématu indikuje trend v prvním časovém období daném prvními dvěma horizonty, v nichž byly pořízené používané letecké snímky modelového území (viz kapitola data). Druhý ze tří symbolů ukazuje změnu metriky v následujícím druhém období a třetí v posledním intervalu ohraničeném nejmladším aplikovaným leteckým snímkem a ortofotosnímkiem.

- ≈ Hodnota dané krajinné metriky v uvedeném časovém intervalu fluktuuje v rozmezí -4 až +4 % hodnoty dřívějšího roku.
- ↑ ↓ Hodnota dané krajinné metriky v uvedeném časovém intervalu roste / klesá o 5 až 14 % hodnoty dřívějšího roku.
- ↑ ↓ Hodnota dané krajinné metriky v uvedeném časovém intervalu roste / klesá o více než 15 % hodnoty dřívějšího roku.

Výsledky z aplikace softwaru Patch Analyst na vektorizované letecké snímky odkrývají na rozdíl od CORINE parametry mikrostruktury krajiny na mezo až mikrochorické „scale“ vybraných tří modelových území. Vektorizace leteckých snímků a ortofotosnímků vychází z jasně určitelných fragmentačních linií (cest, komunikací, vodních toků, koridorů, hranic pozemků apod.), které oddělují pozemky, lépe plošky různých typů. Identifikují se tak změny v prostorové mikroheterogenitě či mikrohomogenitě a doplňuje se celkový obraz o vlastnostech mozaiky krajiny, resp. o změnách vybraných ukazatelů prostorového uspořádání a kvantitativních parametrů jejich skladebných prvků, o nichž právě vypovídá tato kapitola. Změnám v jejich zastoupení se věnuje kapitola předcházející a jejich kvalitativním aspektům kapitola následující. Mikrostrukturu krajiny lze, s ohledem na potřebu detailního pohledu velkého kartografického měřítka, jen velmi obtížně postihnout z obecných mapových zdrojů, lépe pak už z leteckých snímků, dobře z ortofotosnímků a nejlépe, samozřejmě, z terénu. Ovšem poslední variantu je možné použít jen pro pozorování současného stavu, tedy aktuálního časového horizontu, nikoliv bohužel (ač implicitně jsou čitelné i některé změny některých plošek několik let zpětně) pro zjišťování horizontální struktury krajiny v historických časových horizontech. Schémata 10.2.1. a 10.2.2. ukazují trendy krajinných metrik ve třech modelových územích ve 2. polovině 20. století (konkrétně ve třech časových intervalech vymezených horizonty, ve kterých byly pořízeny letecké snímky, tj. Petrovicko 1953-82, 1982-96, 1996-2003, Verneřicko 1954-82, 1982-94, 1994-2003, Třebeňicko 1949-82, 1982-1995, 1995-2003).

Vzhledem k počtu enkláv jednotlivých typů a k jejich míře proměnlivosti v tomto přibližně padesátiletém horizontu (i pro komparaci s výsledky Patch Analystu s daty CORINE na vyšší prostorové „scale“) má největší význam se explicitně věnovat výsledkům aplikace Patch Analystu zejména u hlavních tří kategorií využití území, lesních porostů, orné půdy, luk a pastvin, včetně uvedení výsledků celkových, kde jsou implicitně obsaženy enklávy všech typů. Postupně tedy lze pro krajinu jako celek, lesní plošky, plošky polí, luk a pastvin formulovat na základě obr. 10.2.1. a 10.2.2. následující závěry:

- V případě krajiny jako celku vystupují modelová území Petrovicka a Verneřicka s vysokou mírou podobnosti výsledků. V intenzivně zemědělsky využívaném Třebeňicku se lze často setkat s daleko nižší intenzitou změn vybraných metrik než v ostatních modelových územích, ovšem s podobnými tendencemi. V první fázi vývoje zaznamenáváme ve všech modelových územích dynamický pokles NumP s tím spojený i pokles PD a naopak nárůst MPS. S tím také úzce souvisí i razantní pokles délky okrajů a jejich hustoty. V dalších časových horizontech počet enkláv, tím i jejich hustota a průměrná velikost na Třebeňicku nepřekračují hodnotu 4 %, stanovenou hranici změny. Na Petrovicku a Verneřicku nastává po stagnaci ve druhém období vysoký nárůst počtu enkláv, jejich hustoty a zmenšení průměrné velikosti. Vývoj NumP, PD a MPS na Petrovicku a Verneřicku „kopírují“ i změny celkové délky okrajů a jejich hustoty. Nejprve tyto metriky razantně klesají a po stagnaci opět rostou. Kompenzujícím faktorem, působícím proti vlivu NumP, MPS a PD, je protichůdný vývoj indexů tvarů, kdy MSI v prvním období mírně vzrostl, dále stagnoval, aby se následně tvary v průměru na Petrovicku velmi a na Verneřicku mírně zjednodušily. Změny AWMSI ukazují oslabení kompenzujícího působení MSI v posledním období, kdy velké enklávy zaznamenávají na Petrovicku velmi a na Verneřicku rostoucí složitost tvarů. V prvních dvou obdobích se velké enklávy chovají v případě tvarů podobně, tedy směřují k mírnému zjednodušení. V MSI a AWMSI se na Třebeňicku projevují podobné tendence jako na Petrovicku a Verneřicku, u MSI zcela shodné a u AWMSI směřují v prvních dvou obdobích také k mírnému zjednodušení a poté se příliš nemění. Indexy fraktálové dimenze nevykazují v žádném z modelových územích větší změny než 4 %, kromě mírného překročení této hranice na Třebeňicku ve

druhém sledovaném období. TE a ED jsou v prvním období určeny velmi radikálními změnami NumP, MPS a PD. S ohledem však na jejich následující stagnaci na Třebenicku v dalších dvou obdobích ovlivnily nejprve mírný nárůst a poté mírný pokles TE a ED indexy tvaru, nejprve AWMSI a nato MSI. Na Petrovicku a Verneřicku TE a ED odráží v posledním období vývoj NumP, MPS a PD, k němuž dále přispívá i rostoucí složitost tvarů větších enkláv. SHDI a SHEI, indikátory rovnoměrnosti a variability zastoupení druhů enkláv, při zachovalém počtu přítomných druhů enkláv v různých časových horizontech signalizují vyrovnanost jejich zastoupení. Proto nemůže být překvapující jejich velmi podobný charakter. Vlivem rozdílných podílů počtů jednotlivých druhů enkláv v různých modelových územích a vlivem podobných trendů vývoje metriky NumP závisí difference mezi modelovými územími v SHDI a SHEI převážně na změnách NumP jednotlivých druhů enkláv. SHDI i SHEI jsou v úvodním období ovlivněny zejména dynamickým poklesem NumP (převládajících kategorií orné půdy a luk a pastvin). Vyrovnaváním počtů enkláv různých druhů dochází k nárůstu těchto metrik. Ve druhém a třetím období se však situace proměnila a enkláv orné půdy ubylo natolik, že trend Shannon indexu diverzity a Shannon indexu rovnoměrnosti se otočil. Vlivem mírného zpětného nárůstu dominujících polních enkláv na Třebenicku v druhém období a, ač menšího než 4 %, ale přece nárůstu ve třetím období, došlo i na Třebenicku k poklesu SHDI a SHEI. Oba indexy dosahují v posledním časovém horizontu nejnižších hodnot právě na Třebenicku (1,39 a 0,67), poté na Petrovicku (1,52, 0,73) a nejvyšší jsou na Verneřicku (1,55 a 0,75). Komparace MPS a PD modelových území v roce 2003 diferencuje území opět do dvou skupin, kdy v průměru nejnižší PD a tedy nejvyšší MPS dosahují enklávy na Třebenicku, o čtvrtinu je PD vyšší na Verneřicku a o třetinu vyšší na Petrovicku. ED je, vzhledem ke srovnání PD a MPS, nejnižší na Třebenicku, neboť i všechny indexy tvaru (MSI, AWMSI, MPFD a AWMPFD) jsou ve srovnání s ostatními dvěma územími nejnižší. Indikují tak přítomnost tvarově nejméně složitých enkláv. Hustota okrajů na Verneřicku a Petrovicku se liší jen velmi málo, což vzhledem k odlišnosti PD a MPS odhaluje difference indexů tvarů. Jednodušší tvary enkláv ukazuje MSI na Petrovicku i přes o něco málo vyšší složitost tvarů velkých enkláv. MPFD a AWMPFD jsou na Verneřicku vyšší o méně než 3 %.

- V případě lesních enkláv lze u všech tří modelových území formulovat poměrně rozdílné závěry s určitou mírou podobnosti u Petrovicka a Verneřicka. Poměrně diferentní vývoj krajinných metrik lesních enkláv v modelových územích zřejmě způsobuje rozdílné zastoupení malých enkláv, skupin stromů či expandujících nivních porostů. Na Petrovicku se během prvních dvou období počet enkláv lesů příliš neměnil, ani hustota. Lesů celkově přibývalo tím, že se rozšiřovaly stávající enklávy (narůstá MPS). V posledním období lze sledovat již podobnou tendenci v nárůstu především malých lesních enkláv, které mají za následek snížení průměrné velikosti lesní plochy, zvýšení jejich počtu a hustoty ve všech modelových územích. Na Verneřicku se v první periodě snižuje NumP a PD lesních enkláv, zároveň se však zvyšuje jejich průměrná plocha. Ve druhém období se již počet a hustota lesních enkláv zvýšil při přibližně stejné MPS, což signalizuje nejen expanzi velkých ploch, ale také přechod menších enkláv z přechodových stadií křovin a lesů do kategorie lesní porosty. Na Třebenicku v prvních dvou období lesní enklávy mírně ubývají. Jde především o menší enklávy, neboť průměrná plocha se nejprve nepatrně a poté velmi zvětšuje. Indexy fraktálové dimenze se, až na tři mírné změny přesahující stanovenou hranici 4 %, nijak výrazně neliší. V případě této kategorie dosahují nejvyšších hodnot, v intervalu MPFD (1,41-1,49), AWMPFD (1,37-1,45). Index tvaru a vážený index tvaru má téměř ve všech sledovaných obdobích a územích nepatrně, mírně či velmi

rostoucí tendenci. Nepřekvapí ani jejich největší hodnoty ve srovnání s ostatními kategoriemi land use. Složitost tvarů malých i velkých lesních enkláv se tak zvyšuje, pravděpodobně převážně expandujícími většími lesními enklávami, případně expandujícími protáhlými a úzkými enklávami nebo přirozeným procesem sukcese vznikajícími malými lesními enklávami. Pouze na Verneřicku v první sledované periodě došlo vlivem výrazného snížení počtu a hustoty lesních enkláv a zvětšení průměrné plochy ke stagnaci celkové délky a hustoty okrajů. V ostatních časových intervalech ve všech modelových územích celkově okrajů lesních enkláv mírně či velmi přibývalo a to jak působením silného vlivu narůstající složitosti tvarů, tak i v posledním období snížením MPS a zvýšením NumP a PD lesních enkláv. Z porovnání krajinných metrik lesních enkláv v modelových územích navzájem lze vyvodit, že největší hustota lesních enkláv v posledním časovém horizontu je na Verneřicku, o 50 % větší než na Petrovicku a pětkrát větší než na Třebenicku. Největší průměrná plocha vlivem přítomnosti několika rozsáhlých lesních porostů je na Petrovicku, dvakrát větší než na Verneřicku a jen o třetinu větší než na Třebenicku. Vysoká MPS na Třebenicku je dána jen malým NumP a rozsáhlým lesním porostem v oblasti Košťálova. Hustota lesních okrajů vychází z hustoty enkláv a jejich průměrné velikosti, i když do ní promlouvají i indexy tvaru. Největší ED je na Verneřicku o čtvrtinu větší než na Petrovicku a třikrát větší než na Třebenicku. Největší MSI je opět na Verneřicku, AWMSI pak na Petrovicku.

- Nejpodobnější výsledky pro všechna tři modelová území poskytl Patch Analyst pro polní enklávy. Na Petrovicku a na Verneřicku počet ploch orné půdy dynamicky klesal až do předposledního horizontu. V posledním časovém intervalu neklesá o více než 4 %. Počet polí se podle aktuálního terénního průzkumu nyní pohybuje ve velmi malých číslech blížících se nule. V nejstarším intervalu přinesla na Třebenicku kolektivizační vlna také radikální snížení NumP, které však následovalo (zřejmě vlivem restituce a opětovného soukromého obdělávání menších pozemků) drobný nárůst počtu polních enkláv. PD na Petrovicku a Verneřicku klesá nejprve velmi intenzivně, poté mírně či jen nepatrně (bez překročení čtyřprocentní hranice), a to vlivem nejen rušení dříve soukromě obdělávaných ploch polí v nepřliš vhodném terénu pro těžkou mechanizaci, ale také scelením pozemků. MPS v prvním časovém intervalu ve všech třech územích vlivem kolektivizačních vln velmi radikálně roste a ve druhém období po navrácení půdy soukromým vlastníkům se mírně snižuje. Průměrná velikost polí se ve třetím období na Petrovicku a Verneřicku opět výrazně snížila, což zřejmě ukazuje vliv radikálního snížení počtu polních enkláv a ponechání jen několika menších ploch individuálně obdělávaných jednotlivými soukromými zemědělci. MPS se v současné době na Třebenicku příliš nemění, stejně jako počet a hustota ploch polí. Indexy tvarů (MSI i AWMSI) identifikují, i když nepřliš intenzivní, přesto spíše tendenci po zjednodušení tvarů. Indexy fraktálové dimenze jsou v porovnání s fraktálovou dimenzí ostatních kategorií využití území jednoznačně nejnižší (1,28-1,35), ale během vývoje se v jednotlivých modelových územích příliš nemění. Na Petrovicku i na Verneřicku, vlivem zjednodušení tvarů polních enkláv, snížení jejich počtu a hustoty, i přes snížení MPS v posledních dvou intervalech došlo k setrvalému poklesu jak TE, tak ED. Na Třebenicku se také radikálním snížením NumP, PD a MSI a zvýšením MPS mezi prvními dvěma horizonty ovlivňuje výrazné snížení TE a ED. Ve druhých dvou časových intervalech se přes zjednodušení tvarů enkláv ve druhém intervalu díky mírně rostoucímu NumP a PD a mírně klesajícímu MPS ve druhé periodě a podobnému ještě mírnějšímu trendu ve třetím období celková délka i hustota okrajů mírně zvyšuje. Z porovnání modelových území mezi sebou v posledním časovém intervalu lze potvrdit očekávanou nejvyšší hodnotu PD, MPS a ED na Třebenicku. Na

Petrovicku je ve srovnání s Třebenickem MPS přibližně dvakrát a PD osmkrát nižší. Na Verneřicku je PD nižší třikrát a MPS o třetinu nižší průměrné velikosti enklávy na Třebenicku. Hodnoty MSI i AWMSI jsou u této kategorie nejnižší a leží v intervalech 1,50-1,65, resp. 1,6-1,9.

- Změny krajinných metrik enkláv luk a pastvin v modelových územích se nelišily trendem, nýbrž pouze intenzitou. Počet ploch luk a pastvin v prvním období ve všech modelových územích velmi poklesl a s ním i jejich hustota. Kromě Petrovicka, kde se průměrná plocha enklávy luk a pastvin zvětšila jen nepatrně, o méně než 4 %, se na Třebenicku i na Verneřicku MPS výrazně zvyšuje. Drobné pastviny a malé kosené louky pro potřeby soukromých zemědělců, byly nahrazeny intenzivně využívanými většími pastvinami či byly tyto plochy opuštěny a ponechány sukcesi. V dalších obdobích se na Petrovicku i Verneřicku počet ploch luk a pastvin nejprve mírně a poté velmi zvyšuje. Na Třebenicku se zvyšuje jen mírně a poté již stagnuje. Průměrná velikost, zřejmě vlivem opuštění sousedních polí a vytvořením neoddělených spojených pozemků luk a pastvin, na Verneřicku i v druhém období dále velmi roste, na Petrovicku jen mírně. Na Třebenicku v druhém období, pravděpodobně vlivem navrácení půdy soukromým vlastníkům a jejich využití jako kosených luk zejména pro vlastní potřeby, MPS luk a pastvin mírně klesá. Ve třetím období ve všech modelových územích MPS mírně klesá, místy k tomu přispěly plochy luk a pastvin postupně oddělované rozšiřujícími se lesními biokoridory či menšími lesními enklávami. Indexy fraktálové dimenze se v žádném z modelových území nemění o více než 4 %. Porovnáme-li hodnotu MPFD a AWMPFD (1,35-1,43), řadí se louky a pastviny na předposlední místo před enklávy polí. Hodnoty ostatních indexů tvaru přináší této kategorii opět předposlední místo v nejjednodušších tvarech hranic enkláv. Změny MSI a AWMSI jsou během celého sledovaného období jen mírné či nepatrné. Vývoj váženého indexu tvaru plochou enklávy ukazuje zjednodušení tvarů enkláv luk a pastvin v prvním období a naopak častější výskyt složitých tvarů velkých enkláv v dalších periodách, zřejmě právě způsobených expandujícími enklávami přechodových stadií či lesních porostů a niv menších toků, které je způsobeno nepřilíživým intenzivním využíváním těchto ploch. V průměru se index tvaru v prvních dvou periodách mírně zvyšoval či stagnoval a v poslední pak mírně klesl. Dané tendence mohou být způsobeny opuštěním dříve obhospodařovaných luk ve svažitém území a jejich postupným zarůstáním pionýrskými rostlinnými druhy ze sousedních expandujících enkláv lesních porostů či přechodových stadií, čímž se jejich tvar stával více složitějším. To dokumentují indexy tvaru lesních enkláv v těch stejných periodách. Úbytek enkláv luk a pastvin a zvětšení jejich průměrné plochy v prvním časovém období signalizuje výrazný pokles délky okrajů a i jejich hustoty ve všech modelových územích. Na Petrovicku i Verneřicku TE a ED ve svých trendech ve druhém a třetím časovém intervalu následují zvýšení počtu a hustoty enkláv, tedy TE a ED narůstá (ve druhém období i přes zvýšení průměrné plochy enklávy). Na Třebenicku se počet a hustota enkláv luk a pastvin zvýšila jen mírně či nepatrně, proto i ED a TE ještě pod vlivem snížení MPS reagují adekvátním zvýšením. V hustotě okrajů Petrovicko i Verneřicko přibližně pětinasobně převyšují Třebenicko. V průměrné velikosti nepatrně dominuje Verneřicko o 20 % před Petrovickem a s téměř trojnásobně větší průměrnou plochou oproti Třebenicku.

Ve všech modelových územích se v NumP, PD, MPS a ED projevuje vliv scelení zemědělských pozemků. Snížení NumP celkového i NumP dominujících polních enkláv spolu s následujícím přechodem mnoha polních enkláv na louky a pastviny či na přechodová stadia lesů a křovin a poté případně na lesní plochy jsou významné faktory způsobující počáteční nárůst a pozdější mírný pokles SHDI a SHEI. Členitost reliéfu Petrovicka, východní části

Krušných hor, je nižší, proto i zastoupení jednotlivých kategorií využití území je vyrovnanější a tolik nepřevládají lesní enklávy. Verneřicko vystupuje v posledním časovém horizontu z hlediska počtu enkláv různých typů jako nejvyrovnanější, proto SHDI a SHEI je ještě o málo vyšší než na Petrovicku. Zemědělské Třebenicko dosahuje vlivem vysoké dominance jedné kategorie nejnižších hodnot u uvedených metrik. Indexy tvarů odhalují výrazné spolupůsobení členitosti reliéfu a přítomnosti antropogenních, umělých, geometrických (přímých) hranic. Komplexnější tvary přibýly s opuštěním svažitéch poloh, kde se hranice enkláv oproti obdělávaným polím či obhospodařovaným loukám pravidelného čtyřúhelníkového tvaru poté stávají „topografickými“, méně pravidelnými. Nejnižší PD i indexy tvaru a nejvyšší MPS tak nalezneme v zemědělském Třebenicku, kde převažují velké geometrické tvary zejména polních enkláv. Přes vyšší PD a nižší MPS enkláv všech typů se vlivem nižší hodnoty MSI hustoty okrajů enkláv na Petrovicku podobají těm na Verneřicku. Lesní enklávy patří vzhledem ke srovnání složitosti svých tvarů s ostatními kategoriemi k těm nejméně pravidelným, nejvíce složitým. S opuštěním dříve využívaných pozemků a s rozvojem procesu sukcese se jak v případě expandujících větších či protáhlých a úzkých lesních enkláv, tak u menších, nově vznikajících enkláv, skupin stromů, zarůstajících dříve obhospodařované louky a pastviny, setkáme s tendencí nárůstu složitosti tvarů. Shodný trend lze objevit u všech modelových územích zejména v posledním časovém horizontu, kdy se počet, hustota enkláv, délka a hustota okrajů zvyšuje, průměrná velikost plochy lesní enklávy pak naopak. V mikrostruktuře krajiny modelových území se tak projevuje důsledek postupného přechodu dříve obhospodařovaných území k marginálním opuštěným plochám lesních porostů v méně příznivých oblastech pro zemědělskou produkci a také důsledek cíleného ekologického „zasíťování“, resp. výsadby do té doby chybějících lokálních biokoridorů lemujících malé vodní toky, meliorační kanály či hranice polí, v území převážně zemědělského charakteru. Polní enklávy dosahují mezi všemi kategoriemi nejnižších hodnot všech indexů tvaru ve všech modelových územích. Enklávy této kategorie tak mají nejjednodušší tvar (většinou čtyřúhelníkový), a prokazuje se tak antropogenní působení směrem ke geometrizaci tvarů skladebných prvků horizontální struktury krajiny, které se tak stávají pro člověka snáze obdělávanými (s ekonomickým efektem to je však problematičtější). Území příhodné pro rostlinnou produkci (Třebenicko) s nízkými relativními a středními nadmořskými výškami indikuje ve srovnání s jinými územími vyšší MPS, PD a ED polních enkláv. Proměnlivost krajinných metrik v případě orné půdy úzce souvisí s kolektivizačními vlnami, scelením pozemků, s opuštěním dříve obdělávaných ploch v členitějším reliéfu a s pozdějším (v 90. letech) rozdělením a opětovným navrácením zemědělské půdy původním vlastníkům. Ti ji v příhodných oblastech povětšinou dále využívali jako pole, v méně příhodných oblastech ji pak s dotacemi od státu převedli do jiné kategorie. Tyto hnací síly měly na Třebenicku v nejstarším časovém intervalu za následek pokles NumP a PD a zvýšení MPS enkláv orné půdy. Přičemž v následující periodě působením zpětného rozdělení zemědělské půdy soukromým vlastníkům dochází k opačné, ale jen mírné změně. Na Petrovicku a Verneřicku byl zaznamenán neustálý pokles NumP, PD, MPS i TE a ED orných ploch. Enklávy luk a pastvin doznaly v prvním období obdobný vývoj jako polní enklávy, zmenšil se jejich počet, hustota a zvětšila se průměrná plocha. Malé soukromě obhospodařované louky a pastviny byly kolektivizačními vlnami sceleny do větších intenzivněji využívaných pozemků či byly v méně příhodných polohách opuštěny. V následujících periodách na Petrovicku a Verneřicku, rozdělením a navrácením půdy soukromým zemědělcům a také vlivem zatravnění mnoha pozemků orné půdy, dochází k nárůstu počtu a hustoty enkláv luk a pastvin. Průměrná plocha na Petrovicku a Verneřicku ve druhém období nadále roste především neexistencí výrazných fragmentačních linií mezi sousedními zatravněnými pozemky. V posledním období šířící se lesní enklávy, protáhlé a úzké enklávy či biokoridory způsobují mírný pokles průměrné plochy enkláv luk a pastvin.

Indexy tvaru mají spíše tendenci ke zvýšení, zejména vážený index tvaru, což může být způsobeno expandujícími sousedními lesními plochami či enklávami přechodových stadií a zvyšující se zastoupení menších enkláv nepravidelných tvarů, remízů, skupin stromů, pruhů dřevin apod.

Celkově si v mikrostruktuře krajiny modelových území, sledované pomocí Patch Analystu a vektorizovaných leteckých snímků, postupně získávají vyšší zastoupení lesní biokoridory, malé skupiny stromů, solitéry, dřeviny a křoviny doprovázející nezpevněné i zpevněné cesty nebo komunikace, porosty vázané na břehy malých či velkých vodních toků a vytvářejících specifické nivní prostředí, expandující lesní zdrojové enklávy, opuštěné plochy luk, nacházející se v různém stadiu procesu sukcese. Vyšší váhu vlivu na krajinné metriky si tak získávají dané přírodní podmínky, jako jsou členitost reliéfu, nadmořská výška či přítomnost vodního prostředí. I v analýze mikrostruktury krajiny se tak ukazuje, že v méně, z hlediska přírodních faktorů variabilním prostředí, které je vhodné pro intenzivní rostlinnou produkci, probíhají daleko méně intenzivní změny než v územích méně vhodných pro intenzivní zemědělskou činnost. Variabilita skladebných prvků mozaiky krajiny se v současné době na Petrovicku a Verneřicku zjemňuje, přibývá drobných lesních enkláv oddělujících velké plochy luk a pastvin. Celkově se tvary enkláv zjednodušují, až na lesní enklávy a index tvaru vážený plochou enkláv luk a pastvin a lesních enkláv, kde se tvary zejména expanzí drobných ploch i přirozeným šířením větších lesních ploch na opuštěné pozemky stávají složitějšími. Na jedné straně se v závěrech z aplikací Patch Analystu, na data CORINE ve dvou časových horizontech a na vektorizované snímky modelových území ve čtyřech časových horizontech, odhaluje stále intenzivnější polarita či dualita v makrostruktuře krajiny spolu s její určitou makrohomenizací a na straně druhé, na nižší prostorové „scale“, se objevuje narůstající pestrost tvarů a velikostí jednotlivých typů enkláv, zvyšující se mikroheterogenita krajiny, zjemňující se mozaika, která vlivem stanoveného měřítka pohledu na krajinu u první aplikace zůstává skryta.

10. 3. Environmentální stres v modelových územích

Při sledování vývoje horizontální struktury krajiny v severozápadních Čechách nelze nebrat v úvahu kvalitu jejích jednotlivých skladebných prvků, které byly minimálně po dobu 40 let velmi výrazně ovlivňovány a modifikovány negativním působením člověka. Tento, nejen pro přírodní složky krajiny, stresující, antropogenní vliv je natolik nezanedbatelný, že absence jeho uvažování při sledování vývoje horizontální struktury krajiny by zcela jistě vedla k mylným závěrům. Omezená koncentrace na sledování podílů různých kategorií land use či land cover ploch v odlišných časových intervalech a podobně i kvantitativní analýza zákonitostí rozmístění, tvarových a velikostních parametrů enkláv jednotlivých typů nechávají skrytou většinu z jejich kvalitativních aspektů. Účelem této kapitoly není jen monitoring vývoje působení antropogenních stresorů přítomných v modelových územích, neboť tak by totiž nebyl postižen veškerý negativní dopad v nich se projevující. Mnohé z negativních vlivů byly totiž vyvolány stresorem nacházejícím se daleko od hranic zvolených lokalit a následně do nich transferovány. Zároveň s působením stresorů v rámci širšího zázemí Petrovicka, Verneřicka a Třebeňicka, tedy v rámci regionální (či mezo- až makro- chorické) „scale“ Ústeckého kraje byly vnímány nejen antropogenní stresory, ale i vybrané přírodní (přirozené) stresory, majících vliv na modelová území. Poněkud nad rámec zaměření práce pak nebyl opominut ani přítomný projev stresorů uvnitř sociálního subsystému kulturní krajiny.

Znečištění ovzduší se v Severočeském kraji (zahrnujícím stávající Ústecký kraj a navíc okresy Liberec, Jablonec nad Nisou a Českou Lípou) monitoruje od poloviny 60. let, kdy v roce 1965 Hygienická služba začala s měřením SO₂ a později od roku 1968 pravidelně měří,

zprvu jen SO₂, i ČHMÚ. Vývoj znečišťování by se podle produkce emisí škodlivých látek jednotlivých největších emitorů dal shrnout do několika fází (Anděl et al., 1987):

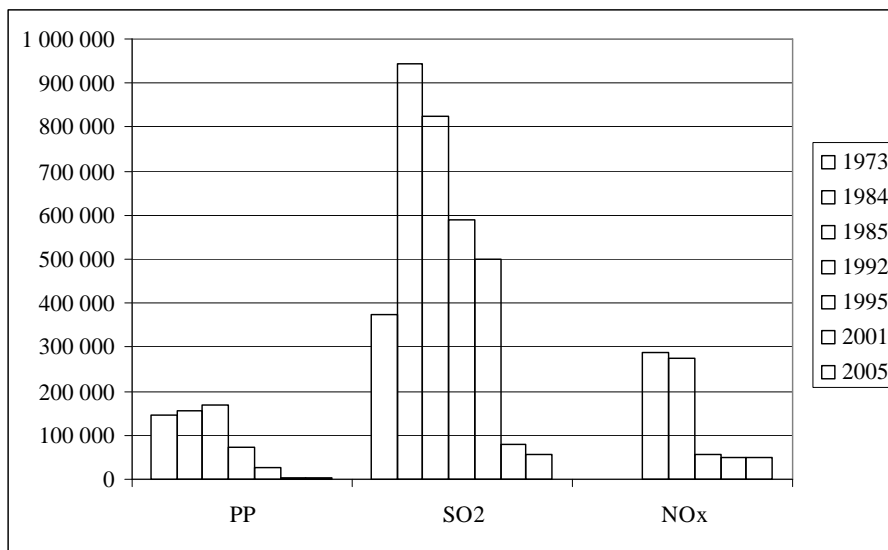
1. fáze (do roku 1964) – bez energetických zdrojů a s nižší intenzitou industrializace, jen s lokálními vlivy průmyslových podniků (zejména v oblastech SZ od Mostu, V od Chomutova, S od Ústí nad Labem a Teplic),
2. fáze (1964-76) – uvedení do provozu elektrárny Tušimice I (1964), Ledvice, Prunéřov I (1967), Počerady I (1970), rozšíření povrchové těžby v severočeské hnědouhelné pánvi, první známky velkoplošného poškození lesních porostů (v severních částech okresů Chomutov, Teplice, Most, Ústí nad Labem),
3. fáze (1977-85) – Tušimice II (1977), Počerady II (1977), Prunéřov II (1982) – svahy a hřebeny Krušných hor maximálně zatíženy, kulminace znečištění v pánevní oblasti,
4. fáze (1985-91) – modernizace a rekonstrukce některých bloků elektrárenských zařízení, celkový pokles produkce emisí v Ústeckém kraji,
5. fáze (1991-98) – odsíření 20 elektrárenských bloků a odstavení 1190 MW výkonu, velmi rapidní pokles emisí škodlivých látek do ovzduší všech deseti největších emitorů,
6. fáze (1999-současnost) – stagnace (kolísání) produkce emisí, implementace alternativních zdrojů výroby elektřiny v regionu.

V době kulminace znečišťování většiny složek životního prostředí Česka (1. polovina 80. let minulého století) se Severočeský kraj podílel 27 % na objemu tuhých emisí celého Československa a 47 % na objemu emisí SO₂. Na území kraje byl více než dvakrát vyšší průměr imisních koncentrací SO₂ než v celé zemi, v případě tuhých látek to bylo o 63 % více. Intenzitu a kumulaci největších (nadregionálních nebo lépe až provinciálních) stresorů ukazuje údaj o emisích přepočtených na jednotku plochy, kde měl Severočeský kraj 3,5krát vyšší objem emisí na 1 km², než byl průměr v tehdejší Československu (Anděl et al., 1990a). Výsledek však může být ve skutečnosti ještě vyšší, pokud bychom porovnávali jen okresy současného Ústeckého kraje, neboť Liberec, Jablonec nad Nisou a Česká Lípa nedosahovaly průměru, a celkovou hodnotu relativních emisí tak snížily. Zároveň v rámci kraje došlo ke koncentraci emitorů škodlivin zejména do okresů Most a Chomutov, kde byla emitována polovina tuhých emisí, v Chomutově samotném pak navíc i polovina emisí SO₂ a NO_x celého kraje. V rámci republiky zaujímaly okresy severozápadních Čech první místa v tunách vypouštěných emisí škodlivých látek do ovzduší za rok na km². Okres Most přesahoval 13 x a Chomutov více než 10 x průměrnou produkci měrných emisí škodlivých látek všech okresů (Anděl et al., 1990b). Přes rozdílné snížení emisí v různých částech kraje pořadí okresů a jejich přibližný podíl na emisích kraje zůstal do současné doby přibližně stejný, s určitou tendencí k rovnoměrné diverzifikaci. Stále největší objem emisí SO₂ je produkován v okresech Chomutov (37 %) a Most (25 %), emisí NO_x v okrese Chomutov 41 %, podíl emisí tuhých látek v okrese Chomutov činí stále 25 %, okresu Most už jen přibližně 10 %. Podíl Ústeckého kraje na celkové produkci emisí v Česku poklesl u tuhých emisí na 10 % ČR, u SO₂ zůstává přibližně na 30 % (Kol. aut., 2004a). Měrné emise z REZZO1-4 v tunách za rok na km² byly v roce 2004 u tuhých látek mírně vyšší (o 10 %), u SO₂ (téměř 5krát vyšší) a u NO_x (více než 5krát vyšší) než činí průměr v Česku (Kol. aut., 2005c).

Podle klasifikace zdrojů znečištění ovzduší byly v období kulminace znečištění původcem 83 % tuhých a 92 % plyných (SO₂ 96 %, NO_x 98 %) emisí v celém Severočeském kraji stresory z kategorie REZZO1 (o výkonu více než 5 MW). Přes mnohá modernizační opatření, především v elektrárenských zařízeních, se v roce 2001 stresory z kategorie REZZO1 podílely na celkových emisích tuhých znečišťujících látek 50 %, na NO_x 82 % a na SO₂ 93 %. Pro srovnání, v Česku tento podíl zdrojů z REZZO1 je vyrovnanější: v případě tuhých znečišťujících látek 27 %, SO₂ 77 %, NO_x 44 % (Kol. aut.,

2004a). Lze tedy stále tvrdit, že jednoznačně největšími stresory ovzduší v severozápadních Čechách jsou zdroje z kategorie REZZO1 (graf 10.3.1.) a v rámci nich zůstávají rozhodujícími producenty emisí oxidu siřičitého a oxidů dusíku zejména elektrárenské podniky (Počerady, Tušimice, Prunéřov, Komořany, Ledvice).

Graf 10.3.1. Vývoj působení osmi největších zdrojů znečištění ovzduší tuhými emisemi, SO₂ a NO_x (v t/rok) – Elektrárna Tušimice 1,2, Prunéřov 1,2, Počerady, Ledvice, Chemopetrol Litvínov, Teplárna Komořany.



Zdroj: Kol. aut. (2005c) a data ČHMÚ, pobočka Ústí nad Labem

Elektrárna Ledvice leží na úpatí východní části Krušných hor, mezi lázeňskými městy Teplice a Bílina. Byla postavena v letech 1966-69 a měla celkový výkon 640 MW (současný je přibližně poloviční). V letech 1996-98 proběhla generální oprava turbíny bloku č. 4 a výstavba fluidního kotle. Elektrárna Počerady leží přibližně uprostřed trojúhelníku měst Louny, Žatec a Most. Původní instalovaný výkon elektrárny byl 6 x 200 MW (současný 5 x 200 MW). První fází byla výstavba elektrárny Počerady I (bloky č. 1 až 4). Bloky č. 1 a 2 byly uvedeny do provozu v roce 1970, bloky č. 3 a 4 v roce 1971. V druhé fázi byla postavena elektrárna Počerady II (bloky č. 5 a 6). Tyto bloky byly uvedeny do provozu v roce 1977. V rámci útlumového programu uhelných elektráren byl k 1. 1. 1994 odstaven z provozu výrobní blok č. 1. Ostatní bloky prošly mezi lety 1990 až 2000 rozsáhlým modernizačním programem. Elektrárny Prunéřov jsou největším uhelným elektrárenským komplexem v České republice. Leží na západním okraji severočeské hnědouhelné pánve v blízkosti Chomutova. Technologicky jsou tvořeny dvěma celky. Starší část, Elektrárna Prunéřov I, byla uvedena do provozu v letech 1967 až 1968. Bylo zde instalováno šest 110 MW bloků. V rozpětí let 1987 až 1991 prošly čtyři bloky rozsáhlými rekonstrukcemi a zbývající dva bloky byly v rámci útlumového programu začátkem devadesátých let odstaveny z provozu. Elektrárna Prunéřov II je nejmladší českou uhelnou elektrárnou v majetku společnosti ČEZ, a. s. Má pět 210MW bloků. Ty byly postupně uvedeny do provozu v letech 1981-82. Počátek výroby elektřiny v lokalitě Tušimice se datuje do let 1963-64, kdy zde byla uvedena do provozu Elektrárna Tušimice I, mladší Elektrárna Tušimice II, se čtyřmi 200 MW bloky, byla uvedena do provozu v letech 1973-74. Elektrárna Komořany se začala stavět ještě během druhé světové války v roce 1943. První kotel a turbogenerátor byly uvedeny do provozu v roce 1951. V roce 1955 se začíná se stavbou elektrárny Komořany II. Celkový výkon elektrárny se tak na konci padesátých let zvýšil na 212 MW. V roce 1963 byla zahájena

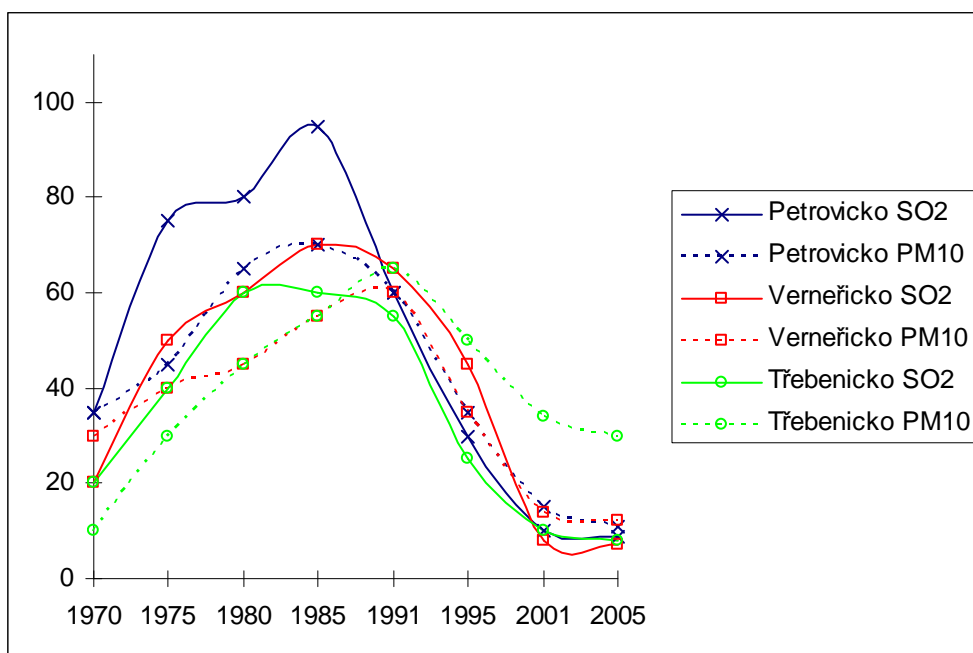
teplárenská éra Komořan. Přísnější zákony na ochranu ovzduší teplárnu nutí v roce 1993 změnit technologii kotlů na fluidní spalování.

V období 1995-97 bylo v Ústeckém kraji odsířeno celkem 20 elektrárenských bloků a v letech 1991-98 bylo odstaveno 1190 MW výkonu. Díky tomu se oproti úrovni na počátku 90. let podařilo snížit emise SO₂ o 92 %, emise tuhých částic o 95 %, emise oxidů dusíku o 50 % a oxidu uhelnatého o 77 % (Kol. aut., 2004a). U oxidu siřičitého v období 2000-04 lze v Ústeckém kraji i v celém Česku sledovat mírně klesající (až stagnující) tendenci, u oxidů dusíku je situace opačná. Prognózy Krajského programu snižování emisí tuhých znečišťujících látek, oxidu siřičitého, oxidů dusíku Ústeckého kraje (Kol. aut., 2004a) uvádí, že do roku 2010 budou imisní koncentrace v celém kraji do 10 µg na m³.

Emise znečišťujících látek v ovzduší mají mnoho dalších efektů v ostatních složkách krajinného systému. S vyšší přítomností zejména prachových částic v ovzduší se snižuje intenzita oslunění. V mikroklimatických podmínkách slábne cirkulace vzduchu, zvyšuje se frekvence zimních inverzí teplot a více kondenzačních jader v atmosféře přináší více mlh. K nejvýraznějšímu ovlivnění dalších složek krajiny patří vliv kyselosti srážek na chemické vlastnosti půdy. Neznečištěný déšť má pH přibližně 5,6 jako důsledek rovnováhy dešťových srážek a atmosférických koncentrací CO₂ (asi 350 ppm). Kyselé srážky jsou definovány jako srážky s pH 5,0 a nižším, přičemž pH 4-4,5 není neobvyklé a v izolovaných případech deště a mlhy bylo zaznamenáno pH i pod 2,0. Pro porovnání ocet má pH 3, citrónová šťáva 2,2 (Červinka, 1999). V důsledku kyselých srážek poklesl v průměru v období let 1971-81 pH faktor půd Ústeckého kraje přibližně o 0,5 stupně (Anděl et al., 1990a, OPRL, 2000).

100-180 metrů vysoké teplárenské a elektrárenské komíny, členitost reliéfu v severozápadních Čechách, tedy pánev protažená ve směru jihozápad-severovýchod, převládající západní a severozápadní větry a poloha modelových území východně od hlavních stresorů znamená to, že pod silným vlivem emisí škodlivých látek je zejména Petrovicko, také Verneřicko a už poněkud méně, ve „stínu“ Českého středohoří „schované“, Třebenicko. Jediným významným zdrojem znečištění ovzduší (kategorie REZZO1 či 2) nacházejícím se přímo uvnitř modelových území je čížkovická cementárna (Lafarge). Její historie sahá až do roku 1898, kdy v Drážďanech vznikla myšlenka vyrábět cement na území obcí Čížkovice a Sulejovice. Nachází se zde totiž rozsáhlé ložisko surovin, druhohorní vápencové slíny. Byla zde k dispozici i levná pracovní síla a výhodou je i blízkost od německých hranic. V letech 1993-97 byla zahájena řada investičních aktivit, jejímž účelem kromě modernizace výroby bylo zlepšení ekologických parametrů (nahrazení nákladní dopravy z lomu pásovým dopravníkem či instalace elektrostatických filtrů). Přesto tento stresor způsobuje na Třebenicku vyšší koncentrace pevných částic v ovzduší. Celkově lze říci (graf 10.3.2.), že, vyjma Třebenicka vlivem rozšíření těžby uvnitř oblasti, imisní koncentrace SO₂ a PM₁₀ se v ostatních modelových územích dostaly na hodnoty nižší, než byly v roce 1970. Imisní koncentrace SO₂ v době své kulminace (1980-85) dosahovaly hodnot od 70 (Třebenicko) až ke 100 (Petrovicko) µg na m³ a následně v důsledku poklesu působení stresorů velmi dynamicky klesaly až do roku 2000 (Kol. aut., 2005c). V dalších letech lze očekávat spíše stagnaci. V závislosti na zvyšování/snižování výroby elektrické energie, otevírání/odstavování výrobních bloků pak může dojít i k případným větším změnám v koncentracích oxidu siřičitého či oxidů dusíku. Proměnlivost imisních koncentrací tuhých znečišťujících látek v ovzduší, zvláště pak v rurálních oblastech a v zimních měsících, závisí také na míře skutečného využívání ekologicky šetrnějších paliv v domácnostech.

Graf 10.3.2. Aritmetické průměrné roční imisní koncentrace SO₂ a PM₁₀ v modelových územích (µg.m⁻³).



Zdroj: Kol. aut. (2005c)

Vyjma výše zmíněných znečišťovatelů ovzduší, soustředění většího množství chemických a potravinářských závodů podél labských břehů, rozrůstající se desetitisícové městské aglomerace, intenzivně využívané zemědělské oblasti v Polabí a v Pooohří, včetně velkokapacitních chovů zvířectva rozhodujícím způsobem ovlivňovaly a stále ovlivňují kvalitu povrchových vod v Ústeckém kraji. V souvislosti s rozvojem průmyslu a městských aglomerací došlo od 50. let 20. století k nárůstu znečištění povrchových vod. Nová bytová výstavba a modernizace staré zástavby napojením na kanalizační síť ovšem bez ukončení čistírnou odpadních vod zejména v městských aglomeracích (kanalizace Ústí nad Labem, Děčín, Lovosice, Roudnice nad Labem, Louny a Litoměřice) tak přispěla k růstu sledovaných indikátorů kvality vody, jako např. BSK₅, obsahu nerozpustných látek i fekálních koliformních a koliformních bakterií na hlavních tocích kraje. Pouze jedna třetina obyvatel Ústeckého kraje byla v roce 1985 napojena na čistírnu odpadních vod (Anděl et al., 1990b). Za nárůstem obsahu nerozpustných látek znečišťujících povrchové vody stojí i intenzifikace výroby v dřívějších průmyslových podnicích SEPAP Štětí, SCHZ Lovosice, Spolchemie Ústí nad Labem, SETUZA Ústí nad Labem, TONASO Neštětice, Severočeské drůbežářské závody a dalších.

Kvalita vod tak na monitorovaných tocích v monitorovaném rozmezí let 1970-85 poklesla, což lze dokumentovat např. změnou zařazení úseků toků do jednotlivých tříd jakosti vody v tocích. Délka toků v Severočeském kraji v 1. třídě poklesla v daném časovém rozmezí na 1/2, o 20 % vzrostla délka toků 2. a 3. třídy, délka toků ve 3. a 4. narostla o 38 % a o 65 % narostla také délka úseků toků řazených do 4. jakostní třídy. Odpadní vody v kraji zaznamenaly v období 1970-85 70 % nárůst. Např. na profilu v Roudnici nad Labem se v letech 1914, 1964 a 1985 zvýšil obsah nerozpustných látek ze 16 na 25 mg na l, u BSK₅ pak nastalo zvýšení z 1,7 přes 5,9 až na 10 mg na l v roce 1985, posléze však došlo ke snížení až na 3,2 mg na l v roce 2004. Z tohoto pohledu byla zásadní pozdní výstavba čistíren odpadních vod pro velké městské aglomerace (např. ve stotisícovém Ústí nad Labem začala čistírna odpadních vod fungovat teprve v roce 1998). O několik let později, v roce 2005, je však na ČOV napojených už přibližně 70 % obyvatel Ústeckého kraje.

Kvalitu vody v malých vodních tocích (Bobří, Fojtovický, Dolský, Valkeřický, Merboltický, Petrovický, Rybný, Rájecký, Olšovský, Podsedický potok či Modla) ve zvolených modelových územích nejvíce ovlivňuje pohyb obyvatel (jejich nárůst či úbytek) zároveň s podílem obyvatel připojených na kanalizaci a s druhem aplikované technologie čištění odpadních vod, dále intenzita a charakter zemědělské či průmyslové výroby, příp. kvalita srážkové vody. Ve druhé polovině 90. let došlo k intenzivní výstavbě kanalizačních sítí a čistíren odpadních vod i ve středně velkých obcích a tím se razantně zlepšila do té doby velmi nízká kvalita vody v malých tocích v modelových územích. Nyní vypadá situace následujícím způsobem (Kol. aut., 2005d):

Obec Tisá má jednotnou kanalizaci ukončenou ČOV, ve které jsou likvidovány odpadní vody od 57 % trvale bydlících obyvatel, od 15 % jsou akumulovány v bezodtokových jímkách vyvážených na ČOV Ústí nad Labem, od 20 % předčištěny v septicích se vsakováním, od 1 % předčištěny v septicích s odtokem do kanalizace a od 7 % v domovních mikročistírnách s odtokem do vodoteče nebo kanalizace. Kanalizace se zaústěním na ČOV Tisá je však ve velmi špatném stavu. Výstavbou penzionů se stávající ČOV Tisá stává kapacitně nedostačující. Nutnou se jeví rekonstrukce stávající ČOV, její rozšíření a odstranění balastních vod z kanalizace. Obec Petrovice a ani Krásný Les nemají kanalizační systém. Větší část obyvatel vypouští nečištěné odpadní vody do vodoteče, 20 % využívá septiky se vsakováním či s odtokem do dešťové kanalizace a jen přibližně 10 % obyvatel vlastní domovní mikročistírny s odtokem do dešťové kanalizace. Obec Petrovice plánuje do roku 2008 vybudovat splaškovou kanalizaci v délce 6170 m ukončenou ČOV s kapacitou 900 obyvatel.

V obci Verneřice jsou v současné době vybudovány dva kanalizační systémy. Panelové domy včetně kotelny ve středu obce jsou odkanalizovány splaškovou kanalizací zakončenou mechanicko-biologickou ČOV. Kanalizace je v celé délce gravitační a je na ní napojeno 42 % obyvatel. Vyčištěné odpadní vody jsou vypouštěny do Bobřího potoka. Část obce je odkanalizována jednotnou kanalizací se systémem samostatných kanalizačních větví s vlastními výústními objekty zaústěnými do Bobřího potoka. Odpadní vody jsou předčištěny v septicích. 10 % obyvatel má septiky s odtokem vsakováním, 28 % obyvatel má odtokové jímky s vyvážením na ČOV Verneřice. Stávající ČOV sloužící hlavně pro sídliště by měla být výhledově nahrazena centrální ČOV Verneřice s kapacitou 1000 obyvatel. Obec Verneřice upozorňuje na potřebu rychlého řešení pro centrální odkanalizování obce vzhledem k rostoucímu zájmu o rekonstrukce a výstavbu nových objektů pro organizace, rodinné bydlení i rekreaci. Dostavba kanalizační sítě a centrální ČOV umožní celkové napojení na kanalizaci pro veřejnou potřebu pro cca 95 % obyvatel. U zbývajících cca 5 % obyvatel zůstane i nadále individuální likvidace splaškových vod. V obci Valkeřice není vybudovaná kanalizační síť. 50 % obyvatel má bezodtokové jímky s vyvážením na ČOV Děčín (20 km), 44 % obyvatel má septiky s přepadem do vodoteče, 6 % obyvatel má domovní mikročistírny s odtokem do vodoteče. V dalších sídlech kromě Valkeřic (v Rytířově, Čáslavi, Loučkách, Příbrami, Rychnově, Fojtovících i Blankarticích) je situace obdobná s větším či menším podílem obyvatel připojených na bezodtokové jímky s vyvážením na ČOV Děčín. Nadále se v nich uvažuje o individuálním likvidování splaškových vod. Stávající systém kanalizace zůstane zachován, postupně bude nahrazován systémem individuálních čistíren. Případně pomocí bezodtokových jímek s odvozem splašků na ČOV Děčín nebo septiků s doplněním o dočišťovací stupeň.

V Čížkovících je 78 % odpadních vod odvedeno veřejnou kanalizací napojenou na ČOV s odtokem do vodoteče, 5 % vod se jednotnou kanalizací vypouští nečištěných přímo do vodoteče, 7 % do bezodtokových jímek se svozem na zemědělsky využívané pozemky, 4 % do septiků s odtokem do vodoteče, 6 % do septiků se vsakováním. Cementárně mimo kanalizace v jejím areálu ještě patří ČOV, kde jsou čištěny odpadní vody z vlastního areálu a

Agropodniku. Vyčištěné vody jsou odváděny do Modly. Téměř v celé obci Třebenice byla v letech 1992-94 vybudována kanalizační síť zaústěná do ČOV Třebenice. V roce 1997 byla do provozu uvedena nová čistírna odpadních vod a v obci byly dostavěny nové splaškové kanalizační stoky. Na kanalizaci je prozatím napojeno 88 % obyvatel. Zbývající obyvatelé (12 %) mají dosud septiky, jejichž přepady jsou zaústěny do kanalizace. V obcích Čížkovice a Třebenice je stávající stav odvádění splaškových vod kanalizační sítí vyhovující. V částech obcí, Želechovicích, Sedlci, Teplé u Třebenic, v Kololeči i v Chodovlicích není v současnosti vybudovaný systém veřejné kanalizace. Splaškové vody jsou z většiny domácností vypouštěny nečištěné přímo do vodoteče, malé procento do septiků se vsakováním a ještě méně pak do domácí mikročistírny s odtokem do vodoteče. V územně plánovacích dokumentech se problematiku likvidace odpadních vod navrhuje řešit kombinací výstavby domovních mikročistíren a intenzifikací stávajících septiků na domovní mikročistírny. V cílovém roce 2015 budou odpadní vody akumulované v bezodtokých jímkách a kaly z mikročistíren likvidovány na čistírně odpadních vod města Litoměřice. V obci Dlažkovice také není v současnosti vybudovaný systém veřejné kanalizace. Splaškové vody jsou zachycovány v septicích (50 %), přepady ze septiků odtékají do dešťové kanalizace a bezodtokových jímek (50 %), odkud se vyvážejí na zemědělsky využívané pozemky. Zvláštní internátní škola (dětský domov pro 100 chovanců) je odkanalizována přes septik samostatnou stokou do místního potoka. Počítá se s výstavbou nové kanalizační sítě a nové čistírny odpadních vod. V části obce Jenčice je vybudován systém splaškové kanalizace s napojením cca 13 % obyvatel na kanalizaci a na ČOV Třebenice. Uvažuje se o výstavbě splaškové kanalizační sítě pro celou obec. 65 % obyvatel má bezodtokové jímky s odvozem na pole, 20 % obyvatel má septiky s přepadem do kanalizace a 2 % obyvatel mají domovní mikročistírny s odtokem do dešťové kanalizace.

Kvalita ovzduší i kvalita povrchových vod velmi úzce souvisejí s kvalitou a charakterem lesních porostů. Vhodnější podmínky pro šíření lesů v Česku nastaly až v době poledové 8000-2500 let př. n. l. Po počátečním období březo-borových lesů, následném šíření lísy a dalším rozvoji lesů se v subboreálu (2500-500 př. n. l.) vytvářejí vegetační stupně, jak je známe dnes. Starší subatlantik (500 př. n. l.-1300 n. l.), se vyznačoval mírným kolísáním vlhčích a sušších fází, vcelku ale klimatem poněkud vlhčím a chladnějším než dnes. Vzhledem k brzkému osídlení všech tří modelových území došlo již přibližně od 13. století k zasahování člověka do lesních porostů. Lesy byly postupně vytlačovány z nižších přístupných lokalit pro zemědělské účely a byly trvale vytlačeny i z hůře přístupných teplých strání, kde se velmi brzy začaly zakládat ovocné sady (Třebenicko i Verneřicko). Každá terénně přístupná plocha při okrajích a místy i uvnitř lesních komplexů byla klučena a využívána hlavně pro pastvu dobytka. Tyto enklávy se teprve v 19. století začaly znovu postupně přirozenou obnovou i umělým zalesňováním trvale navracet lesu.

V průběhu 12. a ve 13. století začíná s hornickou kolonizací exploatace krušnohorských lesů (Petrovicko). Doly a hutě spotřebovaly velké množství dřeva důlního, stavebního i na dřevěné uhlí. Milřilo se i v dopravně odlehlých místech. Rozvoj těžby rud a hutnictví přiváděl do hor nové osadníky. Lesy se mýtily pro nové osady, na pole a na louky. Při úhorovém hospodářství bylo nutné úhory v nepříznivých horských podmínkách ponechávat delší dobu než v nižších polohách. To vyvolávalo další tlak na odlesnění zejména v Krušných horách. Horníci měli bezplatně povolenu pastvu dobytka v lese. Tak bylo ničeno zmlazení a nárosty. Již okolo roku 1350 v návrhu zákoníku „Maiestas Carolina“ císaře Karla IV. je zvlášť zdůrazněna potřeba ochrany krušnohorských lesů. Od 2. poloviny 15. století kolonizační proud prudce roste a v polovině 16. století dochází ke konjunktuře hornické činnosti. Od poloviny 16. století byly jednotlivým horním městům přidělovány lesy rezervované pro potřebu erárních dolů a hutí. Těžba v nich byla regulována horními řády, např. pastva byla povolována jen v některých tratích. Tlak na les byl však obrovský a

přechodné zotavení lesů způsobila až třicetiletá válka (1618-48), která znamenala drastické snížení počtu obyvatel a omezení, nebo zastavení provozu v dolech a hutích. Při útlumu hornické činnosti se rozvíjí náhradní řemeslná a průmyslová výroba (hračkářství, knoflíkářství, perleťářství, textilní výroba a další odvětví). Současně se zejména na náhorních plošinách rozšiřuje dobytkářství (včetně pastvy v lese). Roku 1754 byl vydán c. k. patent (Lesní řád pro Čechy), aby bylo zabráněno nedostatku dřeva. Ukládal zlepšit hospodaření v lese, povinnost zalesnit vykácené plochy, zakazoval přeměny lesů na pole a louky, smolaření a pastvu dobytka v lesních kulturách. Přesto byl nadále na různých panstvích konstatován špatný stav lesa, jako důsledek nedbalého lesního hospodaření (nadměrné těžby pro hamry a pastvy v lese). Teprve naprostý nedostatek dřeva, který zvýšil jeho ceny, vedl k tomu, že se začalo ve velkém používat levnější hnědé uhlí. Po roce 1780 prakticky končí libovolné kácení lesů a postupně se přechází na plánovité hospodaření. V té době bylo cca 50 % rozlohy lesů ve vlastnictví panských velkostatků, drobné lesy soukromé, farní, obecní zaujímaly cca 30 %, větší městské majetky cca 10 % a státní lesy cca 10 %. Do této doby zcela převládala přirozená obnova, jen výjimečně se začínala uplatňovat umělá obnova.

Zejména ve druhé polovině 19. století rychle přibývá smrk a téměř mizí jedle, snižuje se i podíl borovice a přibývá „plevelných“ dřevin – bříza, osika, olše, jíva a další, rozšiřuje se sortiment introdukovaných dřevin, např. modřín (který byl zprvu protežován při vylepšování kultur a zalesnění mezer a ředin). Po neúspěchu bylo od jeho používání upuštěno a znovu nastupuje až ve 20. století. Smrku začíná přibývat umělým zalesňováním při přeměnách pařezin, a to převážně již v klimatických poměrech pro smrk nevhodných. V zemědělských oblastech (Třebenicko) se dřevo vedle paliva používalo na výrobu zemědělského nářadí, tyčí do ovocných sadů (Verneřicko), sloupů do chmelnic. V blízkosti větších osad byla značná spotřeba stavebního dřeva, dále pro účely dolování (Petrovicko), pro výrobu skla a pro pily. Dubové porosty ve Verneřickém středohoří, které zde byly hojně zastoupeny, byly intenzivně využívány nejen jako palivo, ale také v nich bylo provozováno tzv. loupnictví (loupání kůry na tříslu pro vydělávání koží). V letech 1830-50, kdy se začala v podkrušnohorské pánvi rozvíjet těžba hnědého uhlí a současně se začaly budovat železniční tratě na jeho dopravu, odbyt dřeva enormně vzrostl. Na některých velkostatech byly lesy ještě v 19. století dlouhodobě postihovány také pastvou dobytka a později hrabáním steliva. Přes četné zákazy a omezení došlo v souvislosti s ustájením dobytka k významnému poklesu pastvy v lese až kolem roku 1860. Hrabání steliva (jehličí, mechy), v omezené míře i travaření a klučení pařezů, později omezené jen na nepříznivá (suchá) léta, trvalo prakticky až do roku 1940.

V 1. polovině 20. století postihuje smrkové oblasti mniška. Na většině velkostatků se na kalamitní holiny opět dostává smrk, jehož zastoupení téměř všude stoupá. Ve 30. letech je na většině velkostatků Českého středohoří zastoupen smrk více než 70 %, a to na rozlehlých plochách v poměrně hustém sponu a často na stanovištích, která mu nevyhovují. Navíc, použití sazenic z velké části cizího původu přineslo negativní efekt ten, že v dalších letech tyto smrkové porosty trpěly nejrůznějšími škodlivými vlivy.

Imisní kalamita, která rozvrátila lesní hospodářství východní části Krušných hor, se výrazně projevila na změně druhové skladby. Je to zřetelné z porovnání druhové skladby východní a západní části Krušných hor a rovněž ze zastoupení dřevin ve věkových stupních. Smrkové porosty, které zaujímaly v roce 1960 ve východní části Krušných hor 77,6 %, byly zničeny, vytěženy a od 70. let nahrazovány téměř výhradně náhradními dřevinami, především břízou (v roce 1960 jen 2,6 %) a smrkem pichlavým (v roce 1960 0,0 %). Významně se zvýšilo i zastoupení modřínu (v roce 1960 jen 1,6 %), který v 7. a 8. lesním vegetačním stupni má rovněž charakter náhradní dřeviny. Z tohoto pohledu je přínosné srovnání současné a cílové druhové skladby lesa v Českém středohoří a ve východní části Krušných hor (tab. 10.3.1.).

Tab. 10.3.1. Porovnání druhových skladeb podle dat OPRL (v %).

České středohoří	SM	JD	BO	MD	DB	BK	JV	JS	BŘ	LP	OL	TP	HB	ost.l.
přirozená	-	3,2	0,4	-	36,8	40,5	3,6	1,7	0,2	7,9	0,7	0,1	3,6	1,3
současná	27		4,1	6,1	25,1	6,3	4,1	7,6	8,2	2,6	2,2	1,3	2,5	1,6
cílová	24,8	1,4	3,5	2,4	26,8	24,8	3,8	2,6	0,1	6,2	0,8	0	2,2	0,6

Krušné hory - východ	SM	JD	BO	MD	DG	SMX	kleč	DB	BK	JV	LP	JS	OL	BŘ	ost.l
Současná	29,3	0	1,7	7,9	0	14,2	2,6	3,3	9,7	1,3	0,1	0,3	1,7	19,1	8,8
Cílová	63,2	0,7	1,1	3,3	1,2	1,4	1	1,4	21	1,5	0,2	0,3	0,2	1,6	1,5

Vysvětlivky: SM – smrk ztepilý (*Picea abies*), JD – jedle bělokora (*Abies alba*), BO – borovice lesní (*Pinus sylvestris*), MD – modřín opadavý (*Larix decidua*), DG – douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*), SMX – smrk ostatní, DB – dub letní (*Quercus robur*), BK – buk lesní (*Fagus sylvatica*), JV – javor mléč (*Acer platanoides*), JS – jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), BŘ – bříza bělokora (*Betula pendula*), LP – lípa malolistá (*Tilia cordata*), OL – olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), TP – topol bílý (*Populus alba*), HB – habr obecný (*Carpinus betulus*), ost.l. – ostatní listnaté druhy stromů.

Rozsah a průběh imisního poškození smrkových porostů v Krušných horách – východ si vynutil vytvoření pásem ohrožení. Proto byly autory teorie pásem ohrožení (Kučera, Jirgle) na přelomu šedesátých a sedmdesátých let vypracovány mapy pásem pro LHC (lesní hospodářské celky) Klášterec, Janov, Litvínov jako první v republice. Pásmo ohrožení imisemi je chápáno jako území, kde synergické působení imisí a orografickoklimatických faktorů vyvolává poškození smrkových porostů přibližně stejné dynamiky. V původní metodice klasifikoval území tehdejší Výzkumný ústav myslivosti a lesního hospodářství pásma imisního ohrožení lesů zejména podle dat imisních koncentrací oxidu siřičitého do: pásma A – kde životnost porostů je maximálně 20 let, převažují nadmořské výšky nad 700 m a dlouhodobá koncentrace SO₂ vystupuje nad 60 µg.m⁻³, pásma B – kde životnost porostů je 21-40 let, převládají vyšší nadmořské výšky s nižším imisním zatížením, pásma C – kde životnost porostů je 41-60 let a koncentrace SO₂ se pohybují mezi 40-60 µg.m⁻³, pásma D – kde životnost porostů je 61-80 let a koncentrace SO₂ v intervalu 20-40 µg.m⁻³. V druhé polovině 90. let začala mít původní metodika dle ročních průměrných koncentrací oxidů siřičitého již nízkou vypovídací hodnotu, neboť vlivem zlepšení kvality ovzduší byly původní intervaly koncentrací mimo „imisní realitu“. Proto v roce 1996 vznikla metodika definující pásmo imisního ohrožení lesů podle dynamiky zhoršování jejich zdravotního stavu. Na základě dvojstupňového klasifikačního systému skládajícího se ze stupnice pro klasifikaci poškození jednoho stromu (podle defoliace koruny v %, stupeň 0-5 nepoškozený-odumřelý strom) a stupnice pro klasifikace poškození porostu podle zastoupení stromů v jednotlivých stupních poškození (stupně: 0 nepoškozený porost, 0/I porost s prvními symptomy poškození, I slabě poškozený porost, II středně poškozený porost, IIIa silně a IIIb velmi silně poškozený porost, IV odumírající lesní porost) vymezuje vyhláška MZe č. 78/1996 tzv. pásma ohrožení imisemi: pásmo A – lesní pozemky s porosty s výrazným imisním zatížením, kde poškození dospělého smrkového porostu se zvýší průměrně o jeden stupeň během 5 let, pásmo B – lesní pozemky s porosty s výrazným imisním zatížením v příznivějších podmínkách, kde poškození dospělého smrkového porostu se zvýší průměrně o jeden stupeň během 6 až 10 let, pásmo C – lesní pozemky s porosty s imisním zatížením, kde poškození dospělého smrkového porostu se zvýší průměrně o jeden stupeň během 11 až 15 let, pásmo D – lesní pozemky s nižším imisním zatížením, kde poškození dospělého smrkového porostu se zvýší průměrně o jeden stupeň během 16 až 20 let, pásmo E – kde poškození dospělého smrkového porostu se zvýší

průměrně o jeden stupeň za více než 20 let a pásmo F – vyznačující oblasti stagnace kvality lesních porostů nebo zlepšení.

V nejvíce zasažené oblasti Krušných hor (východ) dosáhly v období 1989-98 nahodilé těžby z celkových těžeb 78 % (nejvyšších hodnot pak koncem 80. let). Na jejich vzniku se nejvíce podílely exhalace (47 %) a živelné příčiny (31 %). V období kulminace imisních koncentrací škodlivých látek (1981-85) už měl tehdejší Severočeský kraj více než 3krát vyšší podíl lesů ohrožených imisemi, než byl průměr v Československu. Poškození lesních porostů v Krušných horách postupně narůstalo z 0,4 tis. ha v roce 1939, 20 tis. ha v roce 1959, 69 tis. ha v roce 1970 na 170 tis. ha v roce 1985. Plocha lesních porostů zařazených do kategorie A (podle první ze zmiňovaných metodik) se zvětšila v období 1970-85 4,8krát (zejména oblast náhorní plošiny Krušných hor a hřebenů nad vrstevnicí 800 m), kategorie B 4,6krát (poměrně úzký pás pod zlomem plošiny do svahů a chráněná území v prostoru plošiny). V nejnižších polohách a svazích Krušnohorského masivu, zhruba do vrstevnice 650-700 m přežívá relativně nejvíce smrkových porostů v normální věkové struktuře (pásmo C) v dnešních stupních poškození I-II (místy i IIIa). Pásmo D se v oblasti Krušných hor – východ vůbec nevyskytovalo. Nejexponovanější oblasti v rámci kraje tak byly náhorní zarovnané plošiny, kde lesní porosty trpěly srážkovou vodou s velmi nízkým pH faktorem.

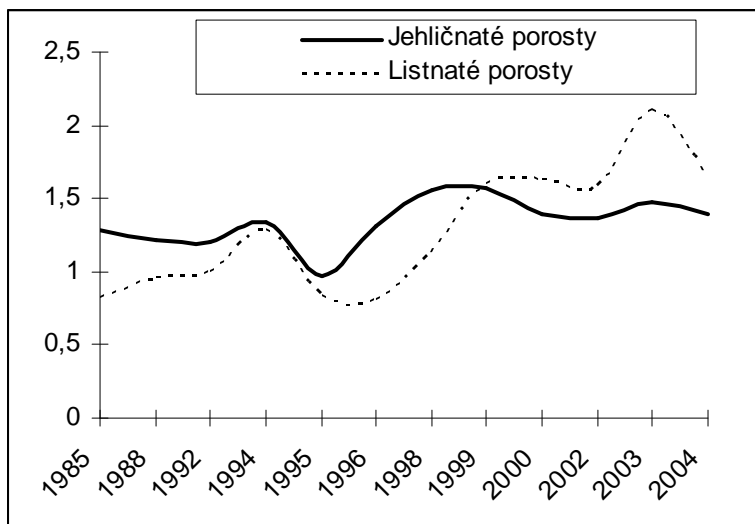
Na začátku 80. let tak většina východních Krušných hor náležela do imisního pásma B, severní část okresů Chomutov, Most a Teplice dokonce do kategorie A, stejně jako Děčínská vrchovina, včetně Sněžnické hornatiny. Lesní porosty v modelovém území Petrovicko, západně od Petrovic, v okolí Krásného Lesa, Nakléřova, Větrova a severně od obce Tisá byly zařazeny do pásma B, východně od Tisé pak do pásma A. Lesy na území jižně od Tisé a v centrální oblasti Petrovicka byly relativně nejméně zasaženy a řadily se do pásma C. V 90. letech došlo jen k velmi malému přesunu částí lesů z kategorie A do kategorie B, zároveň také z C do B. I družicová data ukazují stagnaci či mírné zhoršení stavu lesních porostů v období 1984-2004. V roce 2004 náleží na Petrovicku většina lesů do I., méně plochy zaujímají lesy ve II. stupni, slabě a středně postižený lesní porost, jen v jižní části katastru Petrovic, v katastru Větrova a místy, východně a severně od obce Tisá nalezneme stupeň III, silně poškozený lesní porost (zejména smrkové a březové monokultury). Oproti roku 1992 a 1985 lesů na Petrovicku celkově přibýlo, ovšem zároveň ubylo slabě poškozených lesů a naopak zvětšily se plochy lesů středně a silně poškozených (II. a III. stupeň pouze v katastru Tisá).

Na Verneřicku a obdobně i v celém Českém středohoří, analogicky k nižším imisním koncentracím škodlivých látek oproti krušnohorské oblasti, se vyskytují lesní porosty méně poškozené, řadí se do kategorie C, exponovaná území pak ostrůvkovitě do kategorie B (Příbramsko a Rychnovsko). V 90. letech až do roku 2004 se situace příliš nezměnila, což ukazuje i interpretace družicového snímkování, kde opět vystupuje obdobná diference oproti Petrovicku. Pouze místy v Rytířově a v Rychnově, při východní hranici modelového území, které jsou okrajovou součástí exponovaného labského kaňonu, se vyskytují i lesní porosty ve stupni I a II, jinde se lze setkat jen s porosty s prvními symptomy poškození (stupeň 0/I).

Daleko méně zastoupená kategorie lesů (ve srovnání s Petrovickem i Verneřickem) na Libochovicku, Litoměřicku, Lovosicku, včetně Třebenicka (lesy ve větších enklávách jen na vrchu Košťál), se řadí do kategorie C. Družicové snímkování prozrazuje daleko jemnější členění kategorií v okolí Košťálu. V roce 1985 ukazuje lesy postupně od vrcholových partií zařazené do stupně 0/I, směrem k úpatí a více na sever exponované lokality poté do stupňů I a II. Mírné zhoršení indikují interpretace družicových snímků z následujících časových horizontů. V roce 1992 se na Třebenicku vyskytuje většina lesních porostů slabě poškozených (stupeň I) a méně pak středně poškozených (stupeň II), přičemž velmi ubylo lesů s prvními

symptomy poškození (stupeň 0/I). V roce 2004 lesů přibývá, ovšem velmi nepatrně se rozšiřují i porosty silně poškozené (stupeň IIIa).

Graf 10.3.3. Průměrný stupeň poškození a mortality lesních porostů v Ústeckém kraji podle družicového snímkování.



Zdroj: Data z Ústavu pro hospodářskou údržbu lesů

Podle MZe ČR se stav lesních porostů v Česku za poslední roky nijak výrazně nezlepšil (jak ukazuje i graf 10.3.3.) a nekorresponduje tedy s dynamickou redukcí imisních koncentrací škodlivých látek a s jejich současnými nízkými hodnotami. Z ročenek MZe ČR „Zpráva o stavu lesního hospodářství České republiky“ (stav k 31.12.2000, stav k 31.12.2001, ÚHÚL) i z aktuálních materiálů MŽP ČR plyne, že při současné úrovni znalostí je již nezpochybnitelné, že škody na lesích tak nejsou způsobeny pouze emisemi oxidu siřičitého (imisní škody), ale i mnoha dalšími vlivy (okus zvěří, sucho, mráz, námraza, vítr, vlhkost, prudké výkyvy teplot, hmyzí škůdci, nevhodné hospodaření formou smrkových monokultur, ostatní škodliviny v ovzduší – oxidy dusíku, ozón, fluor, oxid uhličitý apod.), přičemž je třeba brát v úvahu i globální změny klimatu a synergické působení všech těchto faktorů. Nyní se proto upozorňuje na to, že v případě lesních porostů značně převažují nikoliv akutní škody, nýbrž chronická poškození, která vyplývají z dlouhodobé expozice imisním koncentracím škodlivin a synergickému působení více faktorů. Proto lze v oblastních plánech rozvoje lesů také číst, že v současné době nelze objektivně odhadnout, jak bude dále probíhat regenerace porostů v důsledku poklesu koncentrací SO_2 .

Z abiotických škod (přírodních stresorů) byly v Krušných horách vždy největší škody větrem (např. v roce 1444, dále 1612, 1683, 1725, 1734, 1790, 1868 a 1870 a v dalších). Původní listnaté porosty Českého středohoří postihoval vítr nepatrně. Dosti časté škody menšího rozsahu působené Z-SZ větrem jsou známy jen v západní části lesní oblasti. Škody sněhem a námrazou se zvyšují po roce 1850. Stejně jako u škod větrem lze předpokládat, že zvyšování škod je v přímém vztahu ke vzniku stejnověkových monokultur. Na větší kalamity větrné a sněhové zpravidla navazovalo kalamitní přemnožení kůrovců na opožděně zpracovaném materiálu.

Rozšíření druhů dřevin v Evropě je výsledkem jejich migrace v obdobích po poslední době ledové, adaptační schopnosti druhů dřevin k podmínkám prostředí, mezidruhové kompetice, resp. konkurenční schopnosti jednotlivých druhů dřevin a zejména pak zásahů člověka. V současnosti tolik diskutované globální změny klimatu (řada publikací na www.ipcc.ch) obsahují některé aspekty, které mají souvislost s genetickou konstitucí lesních

dřevin. Jde jednak o velikost předpokládaných teplotních změn a jednak o průběh těchto změn. Existují názory, že teplotní změny 2 až 4 °C se pravděpodobně vymykají možnostem adaptace většiny lesních dřevin. Některé výsledky výzkumu (Šindelář, 1995) naznačují, že určité druhy dřevin mají relativně širokou toleranci ke změnám průměrných ročních teplot a že jsou schopny za určitých podmínek prosperovat v podmínkách teplotně značně odlišných od místa původu. Je však nutno uvážit, že se tak děje v prostředí a v podmínkách ovlivněných člověkem. Není zatím vůbec jasná odpověď na otázku, jaká bude reakce těchto populací na extrémní klimatické jevy a jejich frekvenci. Zásadní je však interval, ve kterém má ke klimatickým změnám docházet, tedy sto let. Ve srovnání s vývojem vegetace na zemském povrchu jde o období velmi krátké. Během tohoto období se adaptační procesy populací lesních dřevin jako důsledek přirozeného výběru a migrace budou moci uskutečnit jen ve velmi malém rozsahu nebo vůbec ne. Např. smrk ztepilý by při zvýšení teplot o 2 °C mohl být ohrožen v těch případech, kdy současná průměrná roční teplota lokality, kde je vysazován, je větší než 7 °C (Thomasius, 1992).

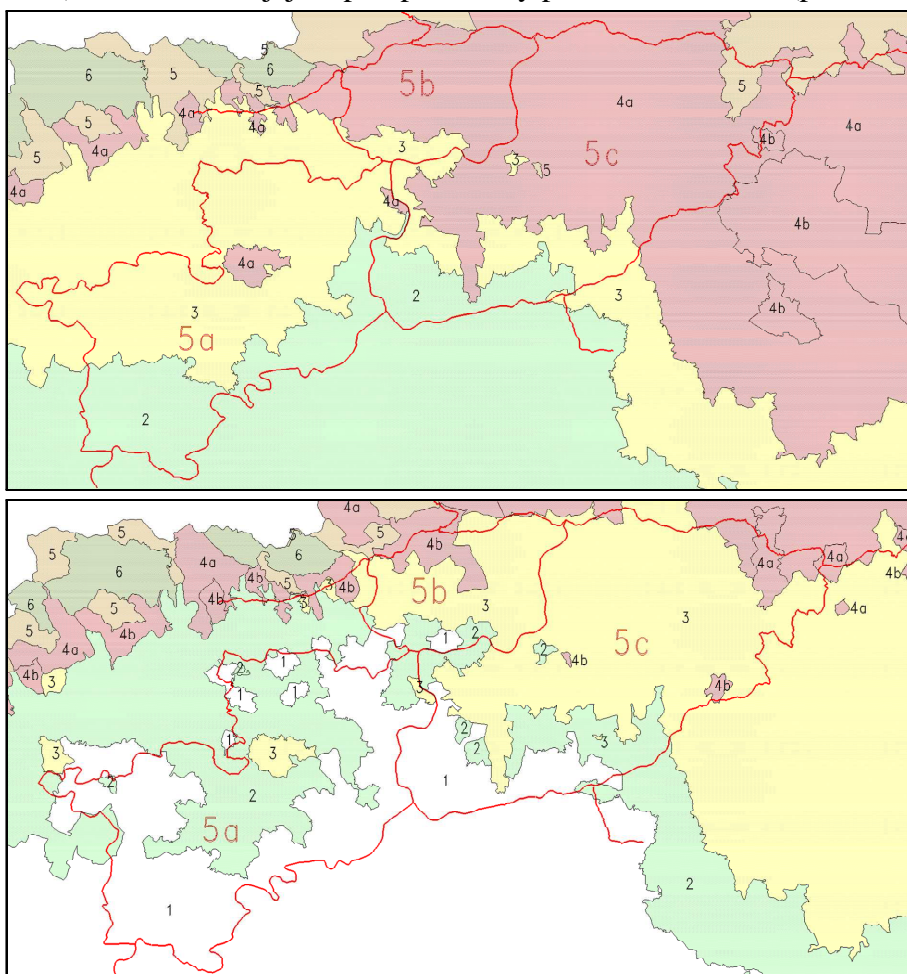
Areály lesních dřevin jsou určovány klimaticky. Omezujeme-li se pouze na dva ze souboru základních klimatických parametrů, tj. na průměrnou roční teplotu a vlhkost prostředí (úhrn ročních srážek a ročního výparu v mm), je např. areál přirozeného rozšíření smrku ztepilého limitován intervalem průměrných ročních teplot asi 4 až 8 °C a minimální vlhkostí asi 320-350 mm. Ekologické koordináty přirozeného rozšíření borovice lesní představuje interval 5 až 10 °C a vlhkost prostředí asi 220-330 mm (Thomasius, 1992). Podobně by bylo možno charakterizovat i některé další dřeviny, např. jedli bělokorou aj. Obecně lze tvrdit, že širší ekologickou amplitudu mají zejména dřeviny pionýrské (borovice, bříza aj.) stojící na počátku sukcesního řetězce, podstatně užší meze mají některé dřeviny klimaxové (zvláště jedle a buk). Vedle teplotních změn je nutné zvažovat i další charakteristiky prostředí – srážky, vlhkost vzduchu, insolaci, směry a sílu vzdušného proudění, tvary reliéfu, půdní trofie, vodní kapacitu, kapilaritu, změny kvality ovzduší apod. – včetně jejich vzájemných synergických vztahů. Uplatňují se i kompetiční mezidruhové vztahy i rozdíly v přízemní vegetaci (kvalita humusové vrstvy apod.), stejně jako rychlost probíhajících změn a existence extrémních výkyvů klimatických faktorů.

V geografickém prostředí střední Evropy představuje zvýšení průměrné teploty o 1 °C posun v geografické šířce o 100 až 150 km od jihu k severu. Na bázi modelování vlivu globálních změn teplot se předpokládá v podmínkách ČR posun vegetační stupňovitosti. Zatímco v současnosti je podíl plochy lesů ve vegetačním dubovém pouze necelá 2 %, při posunu o 1 °C by se zvýšil na 18 %, při posunu o 4 °C by pak teoreticky vzrostl dokonce na 77 %. Plocha lesního vegetačního stupně jedlobukového a vyšších stupňů by z dnešních asi 32 % při zvýšení teploty o 1 °C poklesla jen asi na 6 %, při zvýšení průměrných teplot o 4 °C pak teoreticky na necelá 2 % (Kopecká, Buček, 1997 či Buček, Kopecká, 2001.). Podle Fanty (1989) by dlouhodobé oteplení asi o 4 °C mohlo s určitou pravděpodobností vést k posunu lesních vegetačních stupňů asi o 300 m. Lesy hercynských pohoří (Šumava, Bavorský les, Schwarzwald, Harz aj.) by se pravděpodobně změnily v lesy podobného typu, jako jsou dnes např. Vogézy, s převahou buku a jedle ve vyšších polohách a dubu v polohách nižších. Smrk by se pravděpodobně mohl udržet pouze v nejvyšších polohách, na níže položených lokalitách jen tam, kde se vytvořily specifické podmínky místního klimatu (např. úzká údolí). Nutno ale také konstatovat, že v současnosti i budoucnosti je a bude charakter lesů v rámci určitých genekologických limitů především obrazem hospodářské činnosti člověka (Lapka, Cudlínová, 2007).

Na podkladě registru biogeografie, kde základní jednotkou je katastrální území, zpracoval TERPLAN mapu předpokládaného posunu lesních vegetačních stupňů k roku 2010 a 2030 v měřítku 1:1000000. K jednotlivým katastrálním územím je v uvedeném registru přiřazen lesní vegetační stupeň a dodatečně byla přiřazena průměrná roční teplota a průměrný

roční úhrn srážek, v další vrstvě pak předpokládaná změna teplot a srážek k roku 2010 a 2030. Posun lesních vegetačních stupňů je odvozen z předpokládané změny Langova dešťového faktoru ($LDF = \text{roční úhrn srážek v mm} / \text{průměrná roční teplota ve } ^\circ\text{C}$), nikoliv jen z prosté změny průměrné roční teploty. Proto je tento posun mírnější, než by se odvozovalo jen z předpokládané změny průměrné roční teploty. Podle těchto východisek (obr. 10.3.1.) by ve srovnání s rokem 1990 došlo prakticky celoplošně k posunu o 1 vegetační stupeň (včetně Verneřicka), v nejsušších částech Milešovského středohoří teoreticky ze 3. LVS do 1. LVS (severní část Třebeňicka, vrch Košťál) a v Krušných horách (i na Petrovicku) by na náhorní plošiny v nižších nadmořských výškách a na příkré jihovýchodní svahy pronikl namísto 5. 4. LVS, ve vyšších výškách by 5. LVS expandoval na úkor 6. LVS.

Obr. 10.3.1. Výskyt lesních vegetačních stupňů (LVS) na podkladě registru biogeografie (TERPLAN) v roce 1990 a jejich předpokládaný posun k roku 2030 (podle dat OPRL).



Stále výrazněji se ve sledovaném období 2. poloviny 20. století svým stresujícím vlivem na krajinné složky podílí narůstající intenzita dopravy (měřená v jednotlivých úsecích silnic počtem vozidel za 24 hodin). Sčítání počtu vozidel dříve prováděl Ústav silniční a městské dopravy Praha (ÚSMD), který zároveň odhadoval hlavní negativní důsledky silniční dopravy v krajině, hluk a emise. Dnes jsou zveřejňovány výsledky sčítání vozidel, jejichž autorem je Ředitelství silnic a dálnic ČR, na webovém portálu www.cenia.cz. ÚSMD Praha v roce 1980 odhadoval největší délku úseků se zatížeností nad 5000 vozidel v rámci tehdejšího severočeského kraje u okresů Chomutov (33 km), Litoměřice a Česká lípa (24 km). V tomtéž roce byly na Petrovicku nejzatíženější úseky silnice č. 248 Telnice-Petrovice přechod (700 vozidel) a č. 528 Petrovice-Tisá (714 vozidel). Jižně od hranic modelového

území pak vedla nejbližší výrazně intenzivněji využívaná komunikace č. 13, po které v úseku Děčín-Libouchec projelo 3000 vozidel za den a v úseku Libouchec-Teplice 3700 vozidel. Pro srovnání v roce 2005 při sčítání dopravy bylo na stejných úsecích stejné komunikace, tedy Děčín-Libouchec a Libouchec-Teplice, zaznamenáno 5000 a 6000 vozidel. K velmi výraznému navýšení došlo i uvnitř modelového území Petrovicko, kde na silnici č. 248 (Petrovice přechod) bylo napočítáno 5970 vozidel a v úseku Petrovice-Tisá 1500. Situaci na Petrovicku však v letošním roce již ovlivňuje nově otevřený úsek dálnice D8 z Ústí nad Labem napříč územím Petrovicka do Drážďan. Předpokládá se, že výrazně napomůže snížení dopravní zatíženosti silnice č. 248 a velmi urychlí tranzit dopravy přes Krušné hory. Na prozatím posledním měřeném úseku před Lovosicemi byla zatíženost D8 18 000 vozidel. Na Verneřicku došlo ke srovnatelně vysokému nárůstu dopravy. Na nejbližší výrazné komunikační ose (Děčín-Benešov nad Ploučnicí) nacházející se nedaleko severovýchodní hranice modelového území bylo v roce 1980 naměřeno 3400 vozidel, v roce 2005 ovšem již 5974. Uvnitř modelového území, na spojnici Verneřice-Valkeřice, silnici č. 240, bylo napočítáno 400 vozidel stejně jako na silnici č. 262 (Františkov nad Ploučnicí-Benešov nad Ploučnicí). V roce 2005 se však zatíženost těchto úseků zvedla až na 3241 u silnice č. 262 a na 684 u silnice č. 240. Nejvýznamnějším komunikačním tahem, vyjma nově otevřené dálnice D8, přímo procházejícím některým z modelových území byla silnice č. 15 (Lovosice-Třebenice-Most) s 3514 vozidly. Druhou významnou komunikací na Třebenicku je silnice č. 237 (Třebenice-Libochovice) se 756 vozidly. Vývoj do roku 2005 byl i na Třebenicku ve znamení zintenzivnění dopravy, na zmiňované silnici č. 15 bylo napočítáno 6850 a na silnici č. 237 1195 vozidel.

Projevům stresorů v sociálním subsystému, tedy působení (zejména antropogenních) stresorů na jednotlivé aspekty a jejich odraz v ukazatelích kvality sociálního prostředí, resp. jakési přímé vazbě mezi stresorem a člověkem nebo mezi stresem v přírodním subsystému a stresem v sociálním subsystému byly věnovány mezinárodní výzkumy, např. tzv. Program Teplice a Projekt HELEN.

Podle závěrů mezinárodního výzkumu (Česko, USA, Británie) „Programu Teplice, který podrobně porovnával zdravotní stav občanů s přihlédnutím k socioekonomickým ukazatelům v oblasti s relativně čistým ovzduším (Prachatice) a v oblasti s vyšší úrovní imisí (Teplice) bylo v území s vyšší přítomností stresu v ekologickém subsystému prokázáno:

- vyšší procento porodů dětí s nižší porodní hmotností a vyšší procento dětí narozených předčasně,
- nižší úroveň celkové i specifické imunity a častější nemocnost,
- častější výskyt onemocnění horních i dolních dýchacích cest (včetně akutních respiračních onemocnění),
- vyšší výskyt alergických onemocnění,
- nižší vitalita a kvalita spermií,
- vyšší celková, kardiovaskulární i nádorová úmrtnost,
- vyšší kojenecká i novorozenecká úmrtnost,
- přibližně o 3 až 4 roky kratší střední očekávaná délka života než průměr v Česku.

Za nejčastější původce se označují škodliviny v ovzduší (SO_2 , NO_x , PM_{10} , resp. lépe by bylo měřit prachové částice o průměru menším než $2,5 \mu\text{m}$, tedy $\text{PM}_{2,5}$), které tak nejvíce ovlivňují zdravotní stav obyvatel. Vzhledem k mnohosti působících faktorů, přičemž jde o synergické působení, je prakticky nemožné přesně zjistit, jak se na poškození zdraví podílí jeden z každých faktorů, který navíc ani v běžných podmínkách nikdy nemůže působit izolovaně. Dosud se proto nepodařilo se stoprocentní jistotou prokázat explicitní přímé

spojení mezi mírou působení stresorů/přítomnosti stresu v prostředí a stresu v sociálním prostředí. Nelze například říci, že by se v současné době s rapidním poklesem znečištění ovzduší k sobě přiblížily křivky úmrtnosti v dříve velmi rozdílně zatížených oblastech. Intenzita prodloužení očekávané délky života je v územích dříve několikanásobně více zatížených stresem stejná i přes již několikaleté sblížení existujícího stresu v ekologickém subsystému.

V roce 1985 bylo zjištěno (Anděl et al., 1990a), že řada demografických charakteristik obyvatel Ústeckého kraje je ve srovnání s Československem vysoce nepříznivá: kojenecká úmrtnost o 20 % vyšší, potratovost o 10 % vyšší, délka pracovní neschopnosti o 10 % vyšší, rozvodovost o 29 % vyšší, úmrtnost na novotvary o 16 % vyšší či sebevraždnost o 40 % vyšší. Korelační analýza následně odhalila vazby mezi měnícími se ekologickými a demografickými či sociálně patologickými jevy. Byla nalezena existující vazba mezi přítomností stresu v krajině a kojeneckou úmrtností (0,81), potratovostí (0,63), celkovou úmrtností (0,82), sebevraždností (0,61), naopak nebyla prokázána vazba mezi mírou ekologického stresu v krajině a rozvodovostí či pracovní neschopností. Uvedená zjištění potvrzuje i studie Míchal, Kopecký (1983).

V rámci Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí řízeném Státním zdravotním ústavem Praha byl prostřednictvím dotazníkového šetření nazvaného Studie HELEN (Health, Life Style and Environment) sledován zdravotní stav obyvatel nejen Ústeckého kraje. Studie se v letech 1998-2002 uskutečnila celkem v 27 městech (Brno, České Budějovice, Hradec Králové, Karviná, Kolín, Ústí nad Labem, Kladno, Olomouc, Plzeň, Žďár nad Sázavou, Klatovy, Kroměříž, Liberec, Mělník, Most, Příbram, Děčín, Havlíčkův Brod, Jihlava, Svitavy, Ústí nad Orlicí, Znojmo, Benešov, Jablonec nad Nisou, Jindřichův Hradec, Praha 10, Šumperk). Údaje byly získány celkem od 14 214 osob. Záměrem šetření bylo: doplnění údajů demografické a zdravotní statistiky o vybrané ukazatele zdravotního stavu, odhad prevalence významných chronických neinfekčních onemocnění a rizikových faktorů těchto onemocnění v městské populaci, sledování faktorů životního stylu a postojů obyvatel účastnících se lokalit k problematice zdraví a životního prostředí. Druhá etapa studie HELEN proběhla v letech 2004 (Brno, České Budějovice, Hradec Králové, Karviná, Kladno, Most, Olomouc, Plzeň, Žďár nad Sázavou) a 2005 (Děčín, Havlíčkův Brod, Jablonec n. Nisou, Jihlava, Klatovy, Kroměříž, Liberec, Mělník, Ostrava, Praha 10, Příbram, Svitavy, Šumperk, Ústí n. Labem, Ústí n. Orlicí, Znojmo) celkem ve 25 městech. Jednalo se o opakování studie stejnou metodikou ve většině měst. Zúčastnilo se jí 9230 osob. Celkově se v souhrnných ukazatelích zdravotního stavu (dlouhodobé zdravotní obtíže, dlouhodobé sledování lékařem a dlouhodobá farmakoterapie) podle hodnocených ukazatelů ukazuje zdravotní stav v městech Ústeckého kraje o něco horší v porovnání s celým souborem. V městech Ústeckého kraje je také horší situace pokud jde o kouření a negativní návyky. Výskyt ukazatelů, které charakterizují zdravý životní styl, se tak zdá být u obyvatel měst Ústeckého kraje o něco nižší v porovnání s celým souborem.

Na základě celkové úrovně životního prostředí v době kulminace znečištění ovzduší byla v první polovině 80. let 20. století, z hlediska přítomnosti ekologického a sociálního stresu, provedena regionalizace Severočeského kraje (Anděl et al., 1990b). Bylo vymezeno 5 regionů. V regionu Podkrušnohoří, který zahrnuje okresy Chomutov, Most, Teplice, západní část Ústecka a severní polovinu Lounska, geomorfologicky do něj patří Mostecká pánev, Krušné hory a severozápadní výběžky Dolnooharské tabule, bylo lokalizováno 10 největších stresorů ovzduší a 7 největších producentů tuhých průmyslových odpadů. Tušimice I, II, Pruněrov I, II, Počeradý, Ledvice, Komořany, Teplárna Trmice, Teplárna Teplice, Výtopna Louny se na emisích SO₂ v kraji podílely 80 % a na tuhých emisích 60 %. Téměř 40 % lesních porostů tohoto regionu se nacházelo v imisním pásmu A (zejména v subregionu Krušnohoří), zbytek v pásmech B a C. V rámci regionu byly vymezeny tři subregiony:

Centrální subregion (největší koncentrace stresorů, hluku, největší podíl devastovaných ploch, nejintenzivnější poškození lesních porostů, znečištění ovzduší, velké změny ve vývoji půd), subregion Krušnohoří (bez významnějších zdrojů znečištění, ovšem s přítomností vysoké intenzity transponovaného ekologického stresu, zejména značné znečištění ovzduší a výrazné poškození lesních porostů), součástí je i modelové území Petrovicko, v subregionu Poohří se projevuje klesající působení hlavních stresorů z pánve směrem k jihu a jihozápadu. Region Polabí se rozprostírá podél toku Labe, od Štětí přes Lovosice, Ústí nad Labem do Děčína, kde se rozšiřuje až do východní části děčínského okresu. Nachází se ve východní části Dolnooharské tabule a západní části Ralské pahorkatiny, prochází centrální částí Českého středohoří a Děčínské vrchoviny. Jsou zde lokalizována významná centra chemického, papírenského, strojírenského a potravinářského průmyslu (SEPAP Štětí, CHZ Lovosice, TONASO Neštěmice, SETUZA Ústí nad Labem). Dále lze vymezit centrální subregion s významnými zdroji znečištění zejména vodních toků (Lovosicko, Ústecko, Děčínsko, Štětí), do něhož patří i Třebenicko, a ovlivňovaný subregion, vlivem členitosti reliéfu diferencovaně zasažený negativními vlivy (Verneřické středohoří). Poslední tři regiony představují fragmentovaná území středně a mírně zasažená stresujícím vlivem z regionu Podkrušnohoří: 1) malé regiony s vlastními zdroji jen mírného znečištění (centrální Jablonecko, Česká Lípa, Varnsdorf, Rumburk), 2) Liberecko, stresované zejména z německých a polských elektrárenských zdrojů znečištění (Frýdlantský výběžek, Žitavská pánev, Liberecko) a 3) region bez negativních ekologických vlivů (jižní poloviny okresů Louny, Liberec, Česká Lípa a Jablonec nad Nisou a severozápadní část Šluknovska).

Shrme-li dosavadní charakteristiku, pak nelze než potvrdit, že v takto exponované oblasti ve sledovaném období s tak dynamickou proměnou v působení na kvalitu krajinných složek nelze při studiu vývoje horizontální struktury krajiny vynechat hodnocení environmentálních stresorů. Antropogenní stresory primárního i sekundárního typu, bodové, liniové i plošné se během sledovaného časového intervalu (přibližně druhá polovina 20. století) vyskytují v širším zázemí modelových území v celé škále intenzity působení (mapa 10.3.1.).

V syntetické mapě současného územního systému stresorů Ústeckého kraje jsou zobrazeny hlavní bodové, liniové a plošné antropogenní stresory (mapa 10.3.1.). Za hlavní bodové stresory jsou zde považovány zdroje podléhající režimu integrované prevence a omezování znečištění (IPPC – „Integrated Pollution Prevention and Control“) podle zákona č. 76/2002 Sb. Byla provedena jejich základní klasifikace na zdroje zemědělského typu a industriálního typu. Průmyslové zdroje byly dále klasifikovány podle množství celkových produkovaných odpadů do čtyř kategorií (viz integrovaný registr znečišťování za rok 2006, www.irz.cz). Kromě jednotlivých výrobních podniků působí i sídla jako stresor v krajině. Podle počtu obyvatel byla sídla rozdělena do pěti kategorií. Liniové stresory krajiny propojují celý systém. Tvoří jej dopravní koridory, které jsou zatíženy různou intenzitou dopravy. Proto byly podle sčítání silniční dopravy 2005 (www.cenia.cz) jednotlivé silniční úseky roztrženy do pěti kategorií (počet vozů za 24 hodin). Intenzita vlakové (osobní i nákladní) dopravy byla klasifikována do tří kategorií podle počtu spojů (<http://cevis.datis.cd rail.cz>). Bodové a liniové stresory doplňují (podle dat Geofondu a VÚV T. G. M.) stresory plošného charakteru: sesuvy, dobývací prostory, poddolovaná a záplavová území (území přirozených rozlivů). Systém stresorů je v mapě zobrazen na pozadí krajiny klasifikované podle zastoupení kategorií využití území. Přírodní, relativně přírodní, přírodně-antropogenní a antropogenní areály jsou určeny na základě zastoupení lesních, vodních a ploch trvalých travních porostů v obcích Ústeckého kraje. V přírodních oblastech činí tento podíl více než 75 %, v antropogenních areálech méně než 25 %.

Bodové nadregionální až provinciální antropogenní stresory ovzduší, s plošným negativním impaktem stresu na celou oblast (zejména elektrárenská, teplárenská zařízení a

chemické podniky) snížily díky modernizačním opatřením intenzitu svého působení pod hranici, která byla na začátku sledovaného období. S touto radikální změnou nejvýznamnějších stresorů se vzápětí začínají zlepšovat i kvalitativní parametry dalších složek krajiny. Vodní složka krajiny v souvislosti s o něco pozdějšími opatřeními (na konci 90. let 20. století), která omezila působení bodových, regionálních či lokálních stresorů na ni (tj. výstavba čistíren odpadních vod jak pro městské aglomerace, tak pro průmyslové podniky), zaznamenala později výrazné snížení stresu. Půda a lesy (vzhledem k chronickým poškozením) reagují jen velmi pozvolna. Podle stupně poškození a mortality lesních porostů se zdravotní stav lesů nijak výrazně nelepší. Porovnáme-li sblížení křivek znečištění ovzduší v severozápadních Čechách a např. v jižních Čechách, pak se sblížení vývojových křivek demografických parametrů neuskutečňuje tak, jak by se dalo očekávat na základě sblížení křivek negativního působení stresorů ovzduší. Lze tedy implikovat, že živé (či hybridní) subsystémy (lesy, lidská společnost či půda) a jejich kvalitativní parametry nereagují na změny jedné ze složek krajiny, ať už sebevýraznější, s takovou dynamikou jako abiotické subsystémy, a tedy synergické multifaktorové působení na ně je vcelku daleko více určující, než je jednotlivá váha každého faktoru samostatně.

Plošné nadregionální stresory (těžební jámy) stále ovlivňují vybrané charakteristiky ovzduší a mikroklimatu, zprostředkovaně pak i kvalitu povrchových a podzemních vod. Historický zábor dříve úrodné zemědělské půdy se systémem menších vodních ploch spojených mokřadními biotopy s bažinnou vegetací, s porosty olšin teplomilných (lipových a habrových) doubrav, nastavil trajektorii dlouhodobého vývoje krajiny směrem k antropogenní, těžební krajině. Analogické odrazy podobné situace v modelových územích, avšak v rozsahu i intenzitě mnohonásobně zmenšené, ukazují možnost úspěšné revitalizace takových lokalit (foto 14.2.11., 14.2.12., samozřejmě v případě pánví nutně časově a plošně zcela jinak vymezené). Z bodových a plošných antropogenních stresorů působících přímo v modelových územích nejvýrazněji vystupuje regionální stresor, cementárna Lafarge na Třebenicku. Hrubozrnná mozaika obdělávaných enkláv orné půdy (zejména na Třebenicku a především v 80. letech 20. století) přinášela stresující vliv na biotickou složku krajiny a stejně tak posilovala možnost větrné a vodní eroze půdy a tím i přispívala k negativnímu působení na kvalitu vody v povrchových tocích. Množství a intenzita působení lokálních stresorů (např. REZZO3) se dynamicky proměňuje s počtem obyvatel, lokální i celostátní a zejména energetickou cenovou politikou v Česku a reagují také na roční klimatické výkyvy („chladné a teplé zimy“). Data REZZO3 od ČHMÚ tak za modelová území neukazují žádný dlouhodobější trend.

Zvyšující tendenci si udržuje intenzita negativního působení liniových stresorů. Od 80. let 20. století došlo minimálně ke dvojnásobnému (někde i daleko výraznějším) zvýšení zatíženosti komunikací vozidly. To ovšem samo o sobě neznamená úměrně zvýšenou zátěž emisí škodlivých látek do ovzduší, ani zvýšenou hlučnost, neboť stále se zrychlující modernizace jak v oblasti paliv, tak v automobilovém průmyslu, nedovoluje vyslovit takové jednoznačné závěry. Ale minimálně jeden jednoznačně negativní důsledek toto zvýšení má a to větší fragmentaci krajiny u komunikací s intenzivnější dopravou. Neprostupnost rychlostních komunikací či dálnic pak vyvolává potřebu technických opatření, které by v určitých místech bariérový efekt snižovaly. Působení říčních toků jako liniových stresorů v krajině se do současnosti výrazně snižuje. V modelových územích toto snižování úzce souvisí především s postupně rostoucím procentem obyvatel napojených na kanalizaci zakončenou čistírnou odpadních vod či na domácí čistírnu.

Kromě dlouhodobé depozice škodlivých látek z ovzduší, kyselých dešťových srážek, snížení pH faktoru půd a jejich kontaminace přítomností dalších škodlivin (např. těžké kovy), znečištění povrchových a podzemních vod, degradace lesních porostů jako výsledku vlivu antropogenních stresorů se v krajině přirozeně vyskytují i přírodní stresory. I ty ovšem mohou

být v charakteru i intenzitě ovlivněny lidskou činností, např. geodynamické jevy (zejména sesuvy, příp. řízení), povodně, vodní a větrná eroze, smrkové, březové a borové monokultury vystavené zvýšenému riziku námrazy, větrným kalamitám, mniškové či kůrovcové kalamity a další.

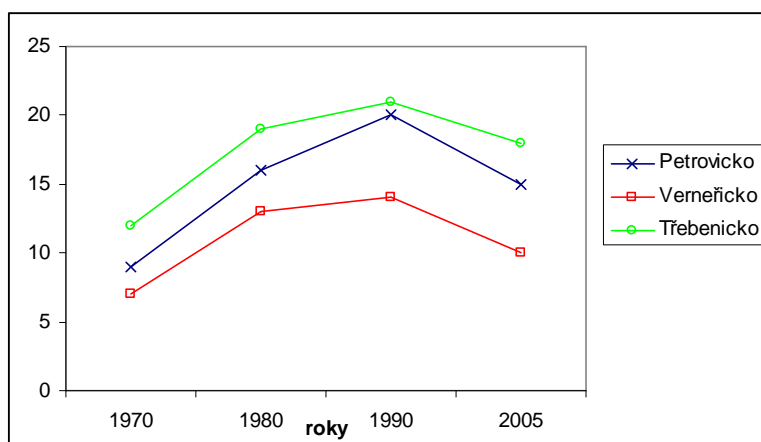
Klasifikace území podle Stehlíka ukazuje, že na celém území Petrovicka s výjimkou lokality Špičáku, jižního okraje modelového území při Nakléřovské výšině a oblasti Jeleního vrchu (160-450) nedosahují hodnoty potenciální eroze půdy vysokých hodnot. Na Třeбенicku je situace obdobná jen s ještě větší diferenciací. Na jedné straně svahy Košťálu dosahují hodnot přes 100, ovšem ostatní území povětšinou jen okolo deseti. Vulkanicko sedimentární komplex krajiny Verneřicka s hrást'ovou stavbou a s výraznými strukturálně denudačními hřbety a suky na jedné straně a s mírně zvlněným posopečným zarovnaným povrchem na straně druhé představuje z hlediska členitosti reliéfu i z hlediska potenciálu eroze půdy velmi složitý komplex. V okrajových částech modelového území (východně od Příbrami a údolí Fojtovického, Dolského, Rychnovského i Valkeřického potoka) překračují hodnoty potenciální eroze stobodovou hranici. O něco větší část Verneřicka však zaznamenává hodnoty okolo 50. V omezené míře tak ve vyjmenovaných lokalitách s vyšší hodnotou potenciální eroze pokračuje až do současnosti tvorba hlinitokamenitých svahovin a nadále dochází k sesuvům. Vedle morfologie svahů se při vzniku sesuvů výrazně uplatňují i geologické poměry. Sesuvy postihují zejména svahové uloženy spočívající na nepropustném nebo jen slabě propustném podloží křídových slínovců nebo třetihorních tufů a tufitů, které při vydatných srážkách rozbředají a vytvářejí ideální skluznou plochu. Např. na území Verneřicka bylo vymezeno pět potenciálních sesuvných území (data Geofondu). Tři z nich leží v katastru obce Heřmanov: dvě na západním svahu Hadvého vrchu (539 m) východně od Fojtovic u Heřmanova a jedno na severním úpatí vrchu U Lomu (563 m) východně od Blankartic. Další sesuvné území se nachází v katastru obce Verneřice v údolí Rychnovského potoka severně od Rytířova, poslední pak v katastru obce Valkeřice na severním svahu Kamence (519 m).

Zjednodušenou kvantifikaci ekologického stresu přítomného v krajinných složkách modelových území podle metodiky charakterizované v kapitole 9.3. přináší graf 10.3.4. Ukazuje kulminaci stresu ve všech územích v časovém horizontu 1990 a nejnižší hodnoty na počátku sledovaného období. Souhrnné bodové hodnocení se skládá z řady indikátorů s různými vahami. Vzhledem k výše popsanému vývoji působení jednotlivých typů stresorů nepřekvapuje časové určení kulminace přítomného stresu. Chtěli-li bychom protáhnou křivky ještě více zpět do minulosti, pak nezbyvá než odhadovat stav některých indikátorů (např. kvalita vody, kvalita ovzduší, sčítání dopravy). Proto je také v tomto případě časová křivka omezena horizonty 1970 a 2005. Z bodového hodnocení lze také vypožorovat, že velkou váhu měly v minulých časových horizontech zejména indikátory znečištění ovzduší a, jak už bylo řečeno výše, naproti tomu v současnosti hrají významnou roli indikátory bariérovosti a hluku a emisí z dopravy, které souvisejí s nárůstem intenzity dopravy na komunikacích.

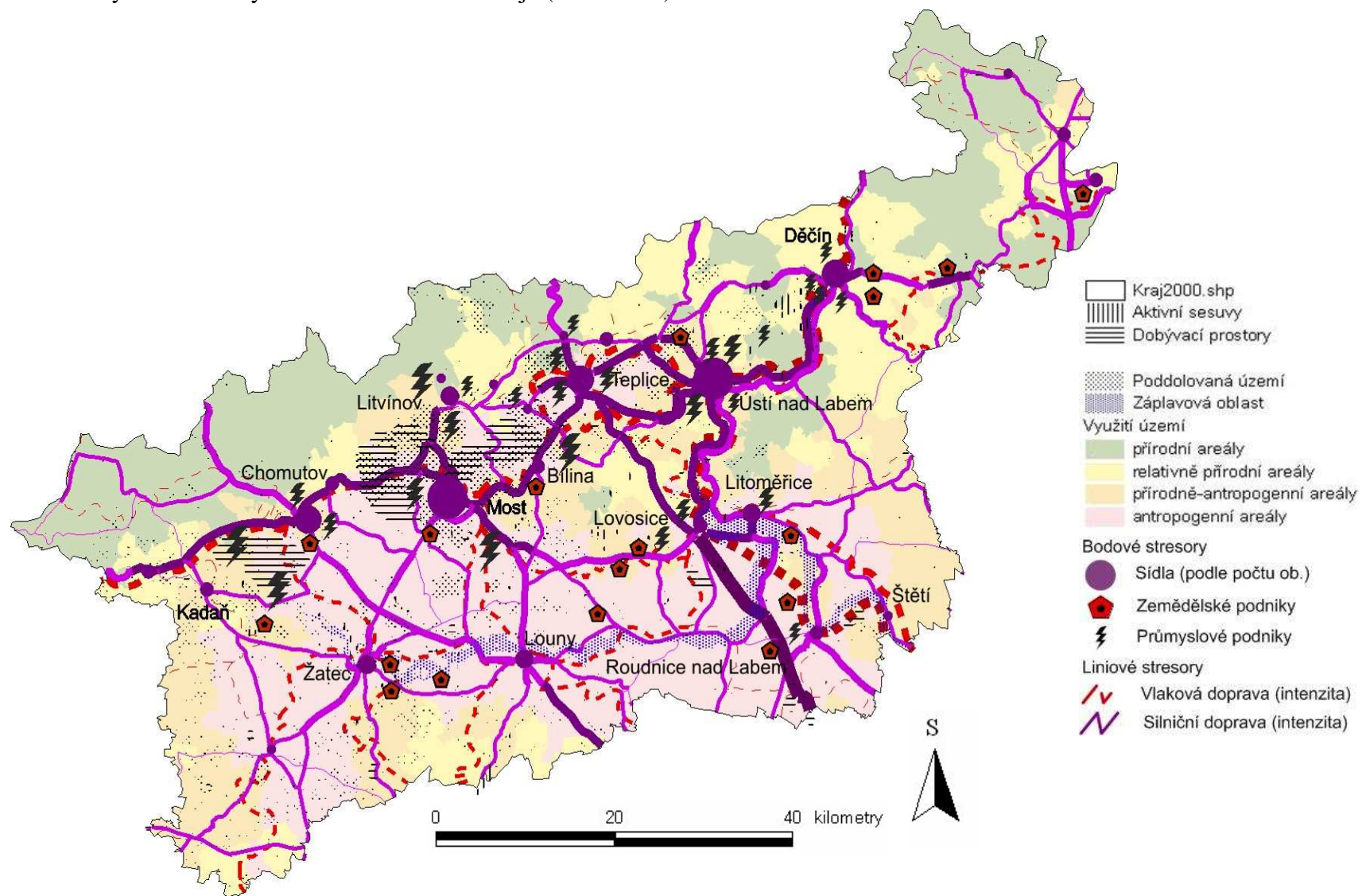
Třeбенicko si svou pozici oproti ostatním územím získalo zejména výrazným bariérovým efektem (vyšší hustotou více zatížených dopravních komunikací), nízkým koeficientem ekologické stability, vysokým hlukem a emisemi z dopravy a také antropizací reliéfu (lom v Úpohlavech), jež má za následek i zhoršenou kvalitu ovzduší. Petrovicko se v 90. letech 20. století Třeбенicku přiblížilo především kvůli exponované poloze vůči nejvýznamnějším stresorům ovzduší a následným výrazným poškozením lesních porostů. Verneřicko díky své geografické poloze a současně s nepřítomností výrazného stresoru v okolí patřilo a patří k těm územím v severozápadních Čechách, jejichž krajinné složky jsou nejméně zatížené. Nízká hustota i zatíženost dopravní sítě, tím i slabý hluk a emise z dopravy, absence větších starých ekologických zátěží a vyšší koeficient ekologické stability, nižší

imisní koncentrace a s tím spojené i nižší poškození lesních porostů jsou příčinami tohoto stavu.

Graf 10.3.4. Bodové hodnocení vývoje přítomného stresu v krajinných složkách modelových území ve 2. polovině 20. století.



Mapa 10.3.1. Územní systém stresových faktorů Ústeckého kraje (současnost).



11. 1. Interpretace změn struktury krajiny

Hlavním cílem této práce bylo hodnocení vývoje horizontální struktury krajiny skládající se z diagnózy skladby krajiny prostřednictvím monitorování působení environmentálních stresorů na složky krajiny (v komparaci s výpočty koeficientu (stupně) ekologické stability) a kvantifikace rozmístění (uspořádání) a tvarových a velikostních parametrů skladebných prvků horizontální struktury krajiny pomocí softwarového produktu FRAGSTATS (resp. jeho verzi pro prostředí geografických informačních systémů Patch Analyst). Záměrem bylo posouzení vývoje skladby a uspořádání krajinných prvků komplementárními metodami, které mají kořeny jak v evropské, tak v severoamerické krajinně ekologické škole a umožní zachytit oba aspekty horizontální struktury krajiny. Tyto metody byly s využitím různých zdrojů dat v geografickém informačním prostředí aplikovány na vybraná modelová území (Petrovicko, Verneřicko a Třebenicko) v severozápadních Čechách, v období 2. poloviny 20. století do současnosti. Mnohé z interpretací výsledků z aplikace metod v modelových územích i v území vyšší „scale“ zazněly v kapitolách 10.1., 10.2. a 10.3.

Aplikace metody kvantifikující rozmístění, velikostní a tvarové vlastnosti skladebných prvků horizontální struktury krajiny (v našem případě land use či land cover kategorie) na vektorizované a interpretované letecké snímky a ortofotosnímky bylo náplní kapitoly 10.2. S ohledem na dostupnost .shp formátu dat CORINE (pro časové horizonty 1990 a 2000 s tím, že snímky ale mohly být pořízeny i dříve) a s ohledem na poměrně značnou frekvenci citovaných závěrů týkajících se vývoje vybraných krajinných metrik na regionální až národní úrovni bylo zajímavým úkolem porovnat trendy ve vývoji jednotlivých krajinných metrik v 2. polovině 20. století na základě vektorizovaných snímků tří modelových území s výsledky aplikace stejného nástroje (Patch Analyst) na vyšší „scale“ (pro celou Českou republiku a vybrané přírodní lesní oblasti), ovšem jen v posledním vývojovém období 1990-2000, s využitím dat CORINE 90 a 2000.

Na základě charakteru databáze a podle výše uvedených výsledků lze tvrdit, že CORINE podává informace o makrostruktuře krajiny. Tato data nezachycují uspořádání a vlastnosti jednotlivých pozemků, enkláv či liniových, pásových nebo proudových koridorů, nýbrž vypovídají o skladebných prvcích krajinné mozaiky (jimiž jsou land cover třídy) jako, v určitém měřítku, o generalizovaných kontinuálních oblastech polí, lesů, zastavěných ploch, luk a pastvin apod. Výsledky použití Patch Analystu na data CORINE indikují vzrůstající míru polarizace zemědělsky intenzivně využívaných oblastí s dominancí orné půdy na jedné straně a marginálních opuštěných, nevyužívaných, postupně zarůstajících území na straně druhé. Ukazuje se tu jakýsi trend prostorové „makrohomogenizace“ krajinné struktury Česka. Tendence ve změnách tvarů, velikostí, počtu a hustotě ploch jednotlivých typů land cover (především orné půdy, lesů, luk a pastvin) jsou totiž analogické ve sledovaných přírodních celcích Krušné hory, Verneřické a Milešovské středohoří a liší se od trendů v intenzivně zemědělsky využívané oblasti Polabí. V Česku jako celku platí, že celková prostorová makroheterogenita (včetně lesních oblastí) se snižuje. Tvary oblastí se zjednodušují a zvětšují tak, jak je obvykle citováno (Krönert, Steinhardt, Volk, 2001, EK, 2000). Ovšem existují i difference. Např. oblast České středohoří vykazuje zvýšení počtu i hustoty ploch a pokles průměrné velikosti plochy. Zemědělské, intenzivně využívané a ve svém využití (tedy i

v krajinných metrikách) málo proměnlivé, oblasti ustoupily do poloh, jejichž přírodní parametry jsou pro rostlinnou výrobu optimální, a čím dál více se v této „scale“ pohledu na horizontální strukturu krajiny hranicemi blíží topograficky, tj. nepravidelně, vymezeným oblastem s nízkou střední i relativní nadmořskou výškou (zřejmě proto nepatrně narostlo AWMSI v ČR i v Polabí). Uvedené faktory reliéfu (zejména pak členitost reliéfu) prokazují svůj výrazný vliv na zvyšování hustoty ploch, hustoty hranic a indexů tvarů, naopak na snižování průměrné velikosti plochy.

V mikrostruktuře krajiny modelových území, sledované pomocí Patch Analystu a vektorizovaných leteckých snímků, si postupně získávají vyšší zastoupení lesní biokoridory, malé skupiny stromů, solitéry, dřeviny a křoviny doprovázející nezpevněné i zpevněné cesty nebo komunikace, porosty vázané na břehy malých či velkých vodních toků a vytvářejících specifické nivní prostředí, expandující lesní zdrojové enklávy, opuštěné plochy luk, nacházející se v různém stadiu procesu sukcese. Vyšší váhu vlivu na krajinné metriky si tak získávají přírodní podmínky, jako jsou členitost reliéfu, nadmořská výška či přítomnost vodního prostředí. I v analýze mikrostruktury krajiny se tak ukazuje, že, z hlediska přírodních faktorů, v méně variabilním prostředí, vhodným pro intenzivní rostlinnou produkci, probíhají daleko méně intenzivní změny než v územích méně vhodných pro intenzivní zemědělskou činnost. Variabilita skladebných prvků mozaiky krajiny se v současné době na Petrovicku a Verneřicku zjemňuje, přibývá drobných lesních enkláv oddělujících velké plochy luk a pastvin. Celkově se tvary enkláv sice zjednodušují, ale až na lesní enklávy a index tvaru vážený plochou enkláv luk a pastvin a lesních enkláv, kde se tvary zejména expanzí drobných ploch i přirozeným šířením větších lesních ploch na opuštěné pozemky stávají složitějšími. Na jedné straně se v závěrech z aplikací Patch Analystu, na data CORINE ve dvou časových horizontech a na vektorizované snímky modelových území ve čtyřech časových horizontech, odhaluje stále intenzivnější polarita či dualita v makrostruktuře krajiny spolu s její určitou makrohomogenizací a na straně druhé, na nižší prostorové „scale“, se objevuje narůstající pestrost tvarů a velikostí jednotlivých typů enkláv, zvyšující se mikroheterogenita krajiny, zjemňující se mozaika, která vlivem stanoveného měřítka pohledu na krajinu u první aplikace zůstává skryta.

Výsledky potvrzují závěry článku Sklenička et al. (2001), který se v desetiletých intervalech věnuje analýze struktury zemědělské krajiny na Lounsku v období 1938 až 1998. Průměrná plocha krajinných prvků spolu s průměrnou plochou matrice (orné půdy) narůstaly od roku 1948, rapidně pak od roku 1968 až ke svému maximu v roce 1988, načež obě charakteristiky zaznamenaly pokles. Opačně je to s parametry, jako jsou zastoupení permanentních krajinných struktur, celkový počet krajinných prvků, délka aktivních okrajů (matrice versus ostatní prvky krajinné struktury), počet ploch matrice a index krajinné heterogenity, kde všechny indikátory nejprve setrvale klesaly až na své minimum v roce 1988, od kdy začínají nazpět narůstat. Přičemž autoři poznamenávají, že nejvýznamnější pokles prostorové rozmanitosti krajiny Česka byl dosažen v časovém intervalu 1958-68. Verneřicko a Petrovicko se jeví v krajinných metrikách obdobně jako území Rokytnice (okres Semily), ve kterém Kupková (2001b) dochází k závěrům, že fraktálová dimenze příliš mnoho odlišností nepřinesla a obecně jemná mozaika drobných enkláv byla nahrazena hrubým vzorem tvořeným velkými scelenými plochami geometrických tvarů. Časový horizont 1997 odhaluje rozšíření lesních porostů a nahrazování polí loukami. Hrubozrná struktura zůstává, ovšem zvyšuje se výskyt mimořádné zeleně. Pixová (2005) dochází k závěrům, že ve všech jí sledovaných územích byl v období 1845-2000 zaznamenán pokles heterogenity krajiny. Ve dvou rurálních krajinách ve vyšších nadmořských výškách došlo k nárůstu podílu stabilních ploch (lesů, luk a pastvin), jinde naopak jejich výměra poklesla (těžební krajina na Sokolovsku a zemědělská krajina v okrese Louny). Indikátor hustoty okrajů vzhledem

k úvodnímu časovému horizontu všude poklesl (1845), nejméně pak v zemědělské obdělávané krajině na Lounsku.

Často používanou metodou je analýza změn využití tří modelových území (kapitola 10.1.) prostřednictvím historických leteckých měřických snímků, ortofotosnímků a databáze ČÚZK (které v přílohách doplňují historické pohlednice a fotografie). Hodnocení land use však bylo nově obohaceno také o porovnání s několika údaji z databáze LPIS, které vnášejí do podobných výzkumů zajímavé nové „světlo“. LPIS je poměrně novou a prozatím zřejmě méně známou databází skutečného využití zemědělské půdy, která se každoročně aktualizuje. Databáze CORINE byla při hodnocení využití území využita spíše orientačně pro kalkulaci stupně ekologické stability a pro zajímavé posouzení vývoje kategorií land cover na vyšší „scale“ ve zlomovém období 1990-2000.

Validita závěrů z hodnocení změn land use je přímo úměrná validitě dat o zastoupení jednotlivých kategorií land use v daném časovém horizontu, ze kterých hodnocení vychází. Mnozí autoři, kteří se výzkumu vývoje land use věnují, by zřejmě posoudili situaci s validitou zdrojů dat podobně jako (Kupková, 2001b): „i přes některé nedostatky, jako je míra rozlišení, částečné zaostávání katastrální evidence za stavem krajiny nebo poměrně zjednodušená legenda, nám data o vývoji využití území ve čtyřech horizontech sledovaného období poskytla dostatečný obraz o využití území a o jeho vývoji...“. Žádoucí by však bylo, jak se uvádí dále, zjemnění kategorizace využití území i časových horizontů a využívání více zdrojů dat informujících o typu land use. Podobné teze vyslovují i Chromý, Rašín (2006), kteří za nevýhody dat z katastrální evidence považují: nepružnou legendu, problémy s aktualizací či nezachycení využití území uvnitř katastru (tzv. „black box“). Kvitují jejich tvrzení, že mapové podklady z evidence nemovitostí a stabilní katastr (s velmi podrobnou kategorizací využití území) poskytují detailní informaci o využití území i uvnitř katastrů, ovšem obsahují velmi náročnou fázi zpracovávání. Podobně se připojují i k závěru, že katastrální data pro novější období 1990-2005: „...jsou nepřesná a jako pramen falzifikují reálný obraz krajiny.“ Chromý, Rašín (2006) doporučují jejich nahrazení leteckými snímky a dálkovým průzkumem Země, přičemž k největším nesrovnalostem dochází ve výměrách orné půdy a luk s tím, že katastrální databáze tuto kategorii velmi nadhodnocuje. Otázka ale zní, jak „moc“ katastrální data zaostávají za skutečností? Jak moc se data ČÚZK liší od skutečnosti?

Bohužel se mi nedostala do ruky práce, která by vypovídala o tom, o jak velké „zaostávání“ ČÚZK databáze za skutečným stavem fakticky jde. Databáze LPIS (Land Parcel Identification System, tedy registr půdy a informační systém pro evidenci využití zemědělské půdy), kterou spravuje MZe ČR, toto srovnání nyní nově umožňuje. Podle absolutních údajů Agrocenzu 2000 byl zjištěný rozsah zemědělského půdního fondu 3 643 tis. ha, což znamená o 621 tis. ha méně než podle údajů ČÚZK. Podle evidence LPIS byl v roce 2005 rozsah zemědělské půdy 3 509 tis. ha, což činí rozdíl oproti evidenci ČÚZK 751 tis. ha (ČÚZK tedy uvádí o více než pětinu větší rozlohu), z čehož např. evidence orné půdy 3 050 tis. ha (podle LPIS skutečně využito 2620 tis. ha), chmelnic 11 tis. ha (využito 6 tis. ha) a ovocných sadů 47 tis. ha (využito necelých 21 tis. ha). Kapitola 10.1. přináší srovnání obtížně získaných údajů z LPIS a veřejně dostupných dat z ČÚZK pro rok 2006 nejprve za kraje, poté za okresy v Ústeckém kraji. Výsledky se směrem k menším jednotkám více diferencují. Pro obě úrovně však byla potvrzena hypotéza o tom, že dominující orná půda v dané prostorové jednotce rozhoduje i o vysoké shodě obou databází v této kategorii. Extrémně vysoká míra shody byla dosažena u intenzivně zemědělsky využívaných okresů Litoměřice a Louny (shoda 100 % a 94 %, míra shody u zemědělské půdy dosahuje hodnot 92 % a 88 %). Opačný extrém se objevuje u členitého území s velkými městskými aglomeracemi, u okresu Děčín (45 %) a Ústí nad Labem (míra shody jen 28 %), kde je zastoupení orné půdy minimální, podle ČÚZK, resp. LPIS, 14 %, resp. 6 %, a 14 %, resp. 4 %. Zřejmě ještě extrémnější výsledky bychom obdrželi, kdybychom podobný postup aplikovali na ještě méně rozlehlá území tak, jak se

většinou analýza land use používá, tedy na katastrální území. Není důvodu, proč nevyslovit hypotézu, že by závěry byly podobné jen s větší amplitudou výsledků. V případě LPIS by bylo ovšem vhodné použít jej v několika časových horizontech a sledovat prostorové rozložení a proměnlivost jednotlivých kategorií, nikoli jen součty ploch za vymezená území. Ukazuje se tedy, že validita dat ČÚZK je v některých oblastech velmi problematická, resp. land use kategorie zemědělské půdy uvedené v ČÚZK databázi nemusí znamenat výskyt dané kategorie v daném čase na daném místě ve skutečnosti.

Na závěr o validitě dat nelze než přijmout tvrzení, že letecké měřické snímky a družicové snímky jsou věrným (nikoliv generalizovaným jako mapy) obrazem krajiny, jejichž problémem může být rozlišení některých kategorií využití území. Přímé mapování v terénu pomocí GPS je nejlepším a nejvěrnějším odrazem skutečného stavu. Fotografie mohou poskytnout jen doplňující informaci. Ovšem ideální je různé typy dat s ohledem na jejich kompatibilitu kombinovat (Chromý, Rašín, 2006). Kritické posouzení věrohodnosti sebraných dat, snaha o popperovskou falzifikaci zdrojů informací je prvním krokem k jejich použití. Doporučení by mohlo znít: používat nejlépe jen nejnovější data (družicová data, ortofotosnímky, CORINE), využívat dat výzkumných ústavů a ministerstev (VÚV TGM, ÚHÚL, VÚMOP, MZe ČR, MŽP ČR a dalších) a při posuzování delších časových linií vývoje krajiny použít více zdrojů (fotografie, katastrální evidenci, stabilní katastr, případně obecní kroniky a další). Ovšem je nutné si uvědomit, že s prodloužením časové linie do minulosti přibývá problémů s přesností a srovnatelností dat o využití území.

S vědomím výše uvedeného je nutné i přistupovat k analýzám land use postavených na těch či oněch zdrojích dat. Jemná mozaika tradiční české kulturní krajiny z poloviny 19. století, geometrická struktura s projevy intenzivního zemědělského využití byla vlivem kolektivizačních vln v 2. polovině 20. století nahrazena hrubou sítí velkých zemědělských ploch, která si v mezinárodních typologiích evropských krajín vysloužila označení „agricultural collective openfields“. Socialistická kolektivizace zemědělské výroby se projevila ve všech územích bez rozdílu přírodních podmínek. Na základě výsledků z land use hodnocení lze říci (podobně jako např. Lipský, 1994, 1996, 1998, Kupková, 2001b, Chromý, Rašín, 2006, Kabrda, 2003 a další), že ve výše položených oblastech s členitějším reliéfem (Petrovicko a Verneřicko), kde je zemědělské využití krajiny ekonomicky nerentabilní, dochází a bude pravděpodobně docházet k postupnému zvyšování mimoprodukčních funkcí krajiny. Narůstají lesní plochy a plochy mimolesní zeleně, propojují se biokoridory. Velký vliv mají pro tato území dotace z MZe ČR a MŽP ČR (např. Program údržby krajiny, Program ekologického zemědělství, Program podpory ÚSES). Radikálně ubývají obdělávané plochy orné půdy. Ovšem potrvá ještě delší dobu, než budou dlouhodobě zatížené lesní porosty navraceny zdravotně i druhově k původnímu stavu. Výsledky z aplikace metody hodnocení změn využití území prostřednictvím vektorizovaných leteckých snímků potvrzují, že v zemědělských (produkčních) oblastech pravděpodobně k žádným větším změnám nedochází a nedojde. Produkční a obytná funkce obdělávané krajiny zůstane dominantní, ovšem s možností prostřednictvím např. programu péče o krajinu, revitalizace říčních systémů, evropských fondů postupného posunu v chápání orné půdy směrem k orné půdě jako specifickému typu biotopu (Sklenička, 2003). Výsadba remízů, větrolamů, alejí, břehových porostů, solitérní zeleně, budování protierozních mezí a travnatých pásů, úvozových cest, tůňek a dalších opatření, které jsou určeny k asanaci a stabilizaci projevů eroze a zlepšení vodního režimu v krajině by tento posun umožnil právě i na Třebenicku. Podobné změny ve využití území se potvrzují v případových studiích různých zahraničních autorů (Nikodemus et al., 2005, Palang et al., 2006, Skowronek et al., 2005). Výraznější změny struktury krajiny mohou ovlivnit také změny klimatu, které by přinesly nejen posuny vegetačních stupňů, ale i změny zemědělské činnosti v krajině.

Vyhodnocení vývoje kvality stavebních „kamenů“ krajinné mozaiky (v modelových územích a v jejich širším zázemí severozápadních Čech ve 2. polovině 20. století) pomocí sledování působení environmentálních stresorů se věnuji v kapitole 10.3. Environmentální stresory, antropogenní (primární a sekundární) a přírodní stresory, doplněné ještě o územní systém stresových faktorů (možná lépe jen územní systém stresorů) jsou termíny nejvíce rozvinuté slovenskou krajinně ekologickou školou (Durilová, Saksa, 2003, kol. aut., 2002, Šúriová, Izakovičová, 1995, Izakovičová, Miklós, Drdoš, 1997, Ružičková, Kalivodová, Hrnčiarová, 1998). Porovnáním výsledků vývoje environmentálního stresu s klasicky používanou metodou koeficientu ekologické stability či koeficientu antropického ovlivnění (liší se jen převrácenou hodnotou) lze poukázat na vhodnost či nevhodnost izolovaného používání koeficientů ekologické stability, resp. podílu tzv. ekologicky stabilních ploch ku plochám ekologicky labilním, pro hodnocení kvality složek krajiny.

Výsledky potvrzují fakt, že tak intenzivní působení stresorů, jaké se odehrálo ve 2. polovině 20. století v této exponované oblasti severozápadních Čech, kde se tak dynamicky proměnila kvalita krajinných složek, nelze při studiu vývoje horizontální struktury krajiny vynechat. Při hodnocení působení environmentálních stresorů (zejména antropogenních stresorů primárního i sekundárního typu, bodových, liniových i plošných) se ukázala nutnost všítat si nejen stresorů přítomných uvnitř modelových území, nýbrž, vzhledem k prostorové škále dopadu jejich působení, i těch nejvýznamnějších stresorů v celé oblasti. Hlavní roli v tomto „negativním dramatu či lépe tragédii“ sehrály a přece jen stále hrají bodové dříve nadregionální až provinciální antropogenní stresory ovzduší, s plošným negativním impaktem stresu na celou oblast (zejména elektrárenská, teplárenská zařízení a chemické podniky). Přestože díky modernizačním opatřením v 90. letech snížily intenzitu svého působení pod hranici, která byla na začátku sledovaného období (přibližně 1950) a s touto radikální změnou se vzápětí začaly zlepšovat i kvalitativní parametry dalších složek krajiny, stále zůstávají severozápadní Čechy, resp. Ústecký kraj vysoko nad průměrem České republiky v imisních koncentracích hlavních škodlivých plynů. Vodní složka krajiny zůstávala poškozená působením stresorů (bodových stresorů v podobě městských kanalizací či výpustí průmyslových odpadů) až do výstavby čistíren odpadních vod pro městské aglomerace a pro průmyslové podniky (na konci 90. let 20. století). Půda a lesy (vzhledem k chronickým poškozením) reagují na pozitivní změny jen velmi pozvolna. Podle stupně poškození a mortality lesních porostů se zdravotní stav lesů nijak výrazně nelepší. Obdobně jako u kvality lesních porostů se neuskutečňuje ani radikální sblížení vývojových křivek demografických parametrů, jaké by se dalo očekávat na základě sblížení křivek negativního působení stresorů ovzduší.

Plošné nadregionální stresory (těžební jámy) stále ovlivňují vybrané charakteristiky ovzduší a mikroklimatu, zprostředkovaně pak i kvalitu povrchových a podzemních vod. Historický zábor dříve úrodné zemědělské půdy se systémem menších vodních ploch spojených mokřadními biotopy s bažinnou vegetací, s porosty olšin teplomilných (lipových a habrových) doubrav, nastavil trajektorii dlouhodobého vývoje krajiny směrem k antropogenní, těžební krajině. Z bodových a plošných antropogenních stresorů působících přímo v modelových územích nejvýrazněji vystupuje regionální stresor, cementárna Lafarge na Třebenicku. Hrubozrná mozaika obdělávaných enkláv orné půdy (zejména na Třebenicku a především v 80. letech 20. století) přinášela plošný stresující vliv na biotickou složku krajiny (také intenzivním chemickým „ošetřováním“ půdy) a stejně tak posilovala možnost větrné a vodní eroze půdy a tím i přispívala k negativnímu působení na kvalitu vody v povrchových tocích. Množství a intenzita působení lokálních stresorů (např. REZZO3) se dynamicky proměňuje s počtem obyvatel, lokální i celostátní a zejména energetickou cenovou politikou v Česku a reagují také na roční klimatické výkyvy („chladné a teplé zimy“). Data REZZO3 od ČHMÚ tak za modelová území neukazují žádný dlouhodobější trend.

Rostoucí tendenci si udržuje intenzita negativního působení liniových stresorů. Od 80. let 20. století došlo minimálně ke dvojnásobnému (někde i daleko výraznějším) zvýšení zatíženosti komunikací vozidly. To ovšem samo o sobě neznamená úměrně zvýšenou zátěž emisí škodlivých látek do ovzduší, ani zvýšenou hlučnost, neboť stále se zrychlující modernizace jak v oblasti paliv, tak v automobilovém průmyslu, nedovoluje vyslovit takové jednoznačné závěry. Minimálně jeden jednoznačně negativní důsledek toto zvýšení však má a to větší či silnější fragmentaci krajiny u komunikací s intenzivnější dopravou. Nепrostupnost rychlostních komunikací či dálnic, ale s nárůstem počtu aut i neprostupnost komunikací nižších tříd, pak vyvolává potřebu technických opatření, které by v určitých místech bariérový efekt snižovaly.

Vývoj koeficientu ekologické stability ve 2. polovině 20. století vůbec neindikuje dramatický vývoj ekologického stresu (graf 11.1.1.). Podle změn v zastoupení kategorií využití půdy ekologická stabilita, resp. lépe podíl stabilních ekosystémů v modelových územích Petrovicko a Verneřicko, nepřetržitě roste. Na Petrovicku v roce 1953 byl KES 2,7, přičemž je možné předpokládat, že před odsunem původního obyvatelstva německé národnosti byl stav KES, vzhledem k potenciálně vyššímu zastoupení orné půdy v jemnozrné mozaice, ještě nižší. Následně, během komunistického období koeficient ekologické stability stoupá na 3,1 v roce 1982, poté 7,1 v roce 1996 a na 10,1 v roce 2003. Prostřednictvím změn v KES na Verneřicku lze zachytit nárůst orné půdy mezi roky 1954 a 1982 a snížení tak KES z 1,6 na 1,5 a naopak velký úbytek orných ploch v 90. letech až do současnosti, který znamenal nárůst KES na 2,6 v roce 1996 a na 3,2 v roce 2003. KES se na Třebenicku pohyboval téměř stále na stejných hodnotách (v roce 1949 a 1982 na 0,3 a poté mírně vzrostl na 0,4 v roce 1995 a 2003).

V grafech 11.1.1. je namísto koeficientu ekologické stability použita jeho převrácená hodnota, koeficient antropického ovlivnění, tak, aby odrážel negativní důsledky lidské činnosti v krajině a byl tedy porovnatelný s kvantifikací ekologického stresu přítomného v krajinných složkách modelových území. Koeficient antropického ovlivnění je použit ve dvou variantách a to na základě katastrální databáze a na základě interpretovaných leteckých snímků. Aby bylo možné porovnat uvedené tři indikátory, bylo nutné absolutní data relativizovat (v %). Časová osa byla vzhledem ke grafu 10.3.4. posunuta k roku 1950. Indikátory ekologického stresu k tomuto nejstaršímu časovému horizontu byly odvozeny nepřímou, podle informací o počtu a intenzitě působení jednotlivých stresorů. Zároveň byly jejich bodové hodnoty diskutovány s příslušnými odborníky ČHMÚ.

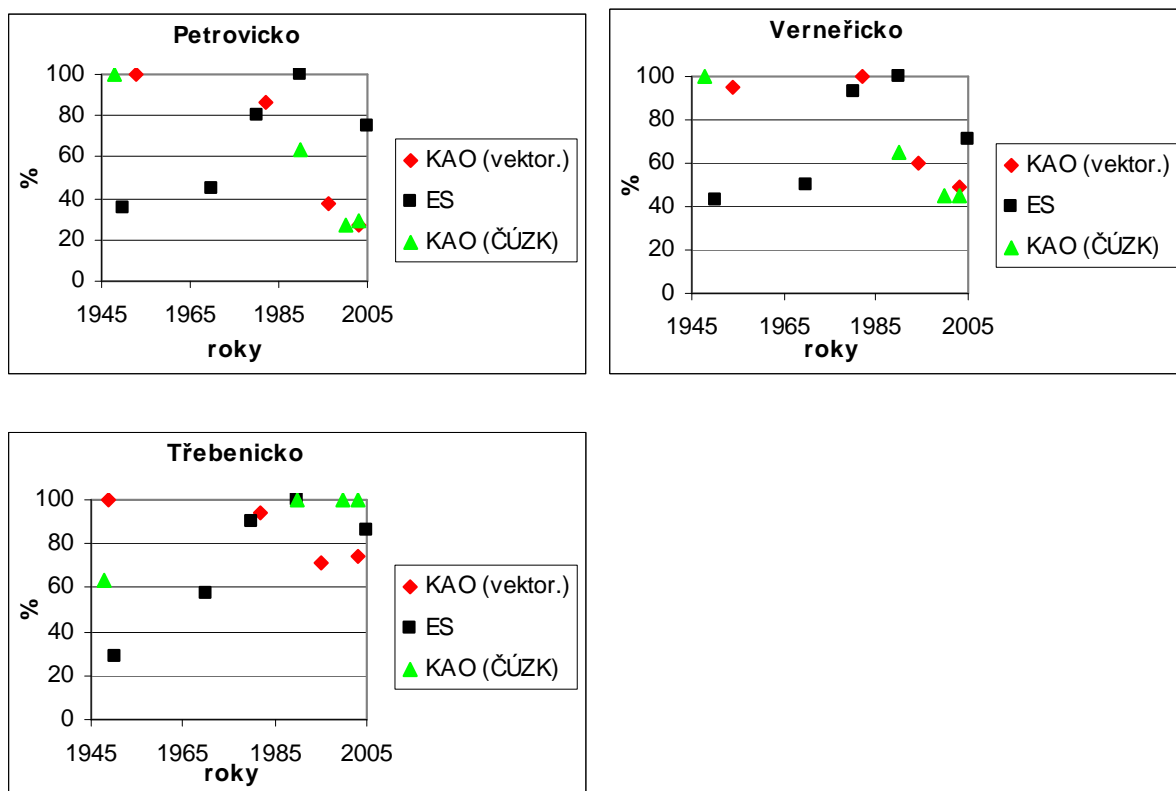
Výsledky srovnání jsou zajímavé z několika pohledů: 1) průběh obou variant koeficientu antropického ovlivnění (vektORIZACE leteckých snímků a katastrální databáze) se nezdá být příliš odlišný, ač absolutní data o vývoji zastoupení jednotlivých kategorií land use se liší poměrně výrazně (kapitola 10.1.), 2) i v případě zemědělsky využívaného území Třebenicka, kde jsou land use změny nejmenší, obě varianty KAO kolísají, 3) v relativních datech jsou průběh, maximum i minimum ES ve všech územích velmi podobné, 4) obě varianty KAO a ES se chovají zcela odlišně, průběh v čase, kulminační i minimální horizont jsou jiné. Pokud by koeficient antropického ovlivnění měl odrážet skutečnou míru antropického ovlivnění v čase, pak by měl jeho průběh více korelovat s průběhem ES, neboť v něm jsou zahrnuty indikátory kvality, resp. negativního vlivu na krajinné složky.

Vysvětlení k jednotlivým postřehům by mohla znít následovně: Ad1) ač se absolutní data o zastoupení jednotlivých land use kategorií v modelových územích liší, jejich změna mezi časovými horizonty, trend, má stejný směr a, ukazuje se, že i relativně stejnou hodnotu; relativizováním absolutních výměr land use ploch, respektive jejich podílu v podobě KES se podobně odhaluje, že absolutní hodnoty KES jsou sice v obou případech užití odlišných dat různé, ovšem jejich trend se velmi podobá. Ad 2) výměry jednotlivých land use kategorií se

na Třebenicku v čase příliš nemění, stejně tak i podíl stabilních ploch ku labilním, tedy KES, ovšem změna nastává relativizací dat, kdy malý rozdíl mezi KESy v řádu jedné desetiny, může v případě malého čísla (0,3) znamenat 30 % změnu. Ad 3) podobnost průběhu ES, čitelná už v grafu 10.3.4., indikuje podobné ovlivnění stresory; změny v působení antropogenních stresorů (zejména těch nejvýznamnějších) se dotkly všech tří modelových území v severozápadních Čechách v relativních datech podobně a ukazuje se také jejich rozhodující role v negativním působení. Ad 4) průběhy KAO vyplývají z podílu hlavních tří převládajících kategorií, součet ploch lesů a luk a pastvin ku plochám orné půdy; nevšimá si však kvality těchto složek, ani jejich velikostních, tvarových parametrů, respektive způsobu jejich rozmístění.

KES, ani KAO neodráží kvalitu složek krajiny, nemohou zachytit specifické podmínky jednotlivých časových období. KES tak není kvalitativním parametrem ekosystémů či jiných územních jednotek (katastrů, okresů apod.). Může odkrývat jakousi potenciální hodnotu kvality v případě, že jej doprovází podrobné kvalitativní informace o skladebných prvcích krajiny (např. prostřednictvím analýzy působení environmentálních stresorů a přítomnosti stresu v krajině).

Graf 11.1.1. Porovnání vývoje ekologického stresu (ES) a koeficientu antropického ovlivnění (KAO) ve druhé polovině 20. století na Petrovicku, Verneřicku a Třebenicku.



11. 2. SWOT analýza, doporučení a opatření

S výše uvedenými znalostmi a zjištěními lze aplikovat poslední, závěrečnou metodu interpretace krajiny, v modelových územích v severozápadních Čechách, SWOT analýzu a na těchto základech posléze formulovat možná doporučení a případné návrhy opatření pro tzv. „decision makers“, „end users“ a „stakeholders“. Botequilha, Leitao, Ahern (2002) sumarizují vývoj hlavních krajinně ekologických konceptů v druhé polovině 20. století, jež vznikly zejména v USA a v Evropě, následujícím způsobem: „patch-corridor-matrix“ paradigma (krajinné metriky a další kvantitativní, analytické nástroje), „geographical information tools

(systems, technologies)“ (GIS, GIT) a SWOT analýzu. Tyto koncepty se projevují i v této práci.

SWOT analýza patří k jednomu z hlavních strategických nástrojů plánování či managementu krajiny. Sestává se z hodnocení silných stránek („Strengths“), slabých stránek („Weaknesses“), příležitostí („Opportunities“) a rizik („Threats“). V erudovaném rozhodování o krajině by po úvodních fázích, analýze krajinně ekologických složek a evaluaci jejich vzájemné koexistence, měla přijít etapa vyhodnocení (slovy Hynka (2004) nikoliv pouhá teoretická explanace, ale do praxe směřující interpretace), která bude založena na silných stránkách území, využití nabízených příležitostí, odstranění slabých stránek a minimalizaci hrozících rizik. Otázky, které by si lidé dotčení rozhodováním o budoucí podobě konkrétní krajiny měli klást, by poté asi měly znít takto: Jakým způsobem využít silné stránky území? Jak odstranit jeho slabé stránky? Jakým způsobem zužít nabízené příležitosti? Jak se ubránit, vyvarovat či vyhnout možným nebezpečím a rizikům? Akcentováním silných a naopak s důrazem na odstraňování nebo alespoň omezování slabých stránek roste pravděpodobnost využití nabízejících se příležitostí a omezuje se dopad případných ohrožení. Zpracování SWOT analýzy se skládá ze dvou základních kroků: 1) Vnitřní analýzy – identifikaci silných a slabých stránek, přičemž silné stránky zahrnují jakékoliv komparativní a konkurenční výhody území pro jakékoliv typy rozvojových aktivit a naopak slabé stránky jsou veškeré faktory, které limitují nebo ohrožují tyto aktivity; 2) Vnější analýzy – nalezení příležitostí a ohrožení, kdy cílem je vyhodnotit důsledky příležitostí a ohrožení vnějším prostředím, které třeba ani nelze uvnitř regionu ovlivnit, avšak jeho pravděpodobné účinky se v území projevují.

Mnohé z níže uvedených bodů SWOT analýzy rurálních oblastí v severozápadních Čechách (tab. 11.2.1.) lze jistě generalizovat pro velkou část rurálních oblastí v celém Česku. Ovšem již z letmého pohledu na podíl silných a slabých stránek a z uvědomění si výraznější intenzity některých slabých stránek právě v této části Česka (viz kapitola Environmentální stres) se dá usoudit na to, že situace v managementu krajiny právě zde je a bude velmi obtížná a vyžaduje a ještě velmi dlouho bude také vyžadovat velké badatelské úsilí (Kol. aut., 2005a, b, 2003a, b). Snad jediná možná výhoda tkví, s určitou dávkou sarkasmu, v tom, že na mnohých lokalitách (např. na rekultivovaných zbytkových jámách a jejich blízkém okolí) se mohou vytvářet zcela nové krajiny. Smyslem následující analýzy tak je sumarizace pozitivních a negativních aspektů širšího prostorového zázemí modelových území a utřídění možností či potenciálních nebezpečí v jeho dalším rozvoji.

Tab. 11.2.1. SWOT analýza rurálních oblastí specifických regionů severozápadních Čech (Krušnohoří, Verneřické a Milešovské středohoří, zemědělské Litoměřicko a Lounsko), zahrnující i modelová území (Petrovicko, Verneřicko a Třebenicko) a s odlišením přírodní, sociokulturní a ekonomické roviny u silných a slabých stránek.

Silné stránky	Slabé stránky
<ul style="list-style-type: none"> ▪ rozmanitost typů krajin, včetně unikátních krajinných typů (pískovcová skalní města, krajiny izolovaných kuželů, krajiny zaříznutého údolí a další), ▪ značný podíl chráněných území všech kategorií ochrany (NP, CHKO, NPR, PR, NPP, PP, přírodní park, Natura), ▪ vyšší lesnatost v horských oblastech (zejména v Krušnohoří a Verneřickém 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ vysoký podíl půdy ohrožené větrnou i vodní erozí, snížená retence vody v půdě a krajině, eliminace ploch přirozeného rozlivu vody, zrychlený odtok vody z krajiny, ▪ zhoršený zdravotní stav lesních porostů, nepřirozená druhová skladba a degradace půd vinou dlouhodobého působení vysokých imisních koncentrací,

<p><i>středohoří),</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ opětovný růst počtu obyvatel v rurálních oblastech, přitažlivý životní styl pro mladé lidi z městských aglomerací, ▪ zlepšující se věková struktura obyvatel (Krušnohoří a Verneřického středohoří), ▪ významné zastoupení objektů pro individuální rekreaci v Krušnohoří, Milešovském a Verneřickém středohoří (tradice chataření a chalupaření), ▪ zbytky zachovaného historického dědictví, specifický kulturně-historický potenciál (lidová architektura), ▪ vysoká bonita půdy na Litoměřicku a Lounsku a existující tradice zemědělství, ▪ velký potenciál využití „volné“, opuštěné zemědělské půdy ležící ladem, k nepotravinářské produkci, ▪ tradice v hospodaření i na půdě v méně příznivých oblastech a v horších přírodních podmínkách, dnes možnost získávání dotací na zatravnění a zalesnění či na periodické kosení luk v LFA oblastech, případně možná podpora udržení živočišné výroby v krajině, zejména formou extenzivního chovu skotu, koz či ovcí, ▪ rozvíjející se ekologické zemědělství, rostoucí zájem společnosti o celkový rozvoj venkova, ochranu přírody a krajiny, rozvoj příhraničních a přeshraniční spolupráce, ▪ poměrně hustá dopravní síť, blízkost hlavních (silničních, železničních a vodních) nadregionálních a mezinárodních dopravních koridorů (podél Labe a D8), ▪ snaha o koncepční rozvoj cestovního ruchu ze strany Ústeckého kraje (realizace Programu rozvoje kraje a zpracování Strategie rozvoje cestovního ruchu), ▪ levné služby pro zahraniční turisty, možnosti krátkodobé i dlouhodobé rekreace, 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>existující riziko záplav v Podkrušnohoří a v Polabí,</i> ▪ <i>oproti průměru Česka stále zhoršená kvalita ovzduší, častější výskyt mlh,</i> ▪ vysoká míra nezaměstnanosti a vysoké zastoupení sociálně slabých občanů, ▪ malý podíl rodáků, občanů historicky spjatých s daným územím a identifikujících se s krajinou, s tím souvisí i degradace kulturní a historické identity, ztráta tradic a zvyků v příhraničí, zchátralost kulturně historických objektů (včetně staveb lidové architektury), ▪ malé zastoupení fungujících spolků a místních zájmových organizací, málo intenzivní zapojení občanů do dění v obcích, ▪ zhoršená dostupnost zdravotních a sociálních služeb, nedostatečné podmínky pro využití volného času, celkově nízká diverzita ekonomických činností na venkově a nízké zastoupení malých a středních podniků a živností, celkový nedostatek pracovních příležitostí na venkově, špatný technický stav silniční sítě, ▪ vysoký podíl opuštěné půdy, degradovaných a devastovaných ploch, opuštěné zemědělské a průmyslové areály, existence starých ekologických zátěží (brownfields), celkový úpadek zemědělství, včetně ovocnářství, ▪ nepříznivá věková struktura zemědělců, nízký příliv mladých pracovníků do zemědělství, nedostatečně rozvinutý segment trhu s produkty ekologického zemědělství a nízká informovanost o způsobech hospodaření, které by řešily problémy eroze půdy, retence krajiny, klesající biodiverzity apod., ▪ častá absence územně plánovací dokumentace, nevyjasněné vlastnické vztahy a roztržštěnost držby pozemků, pomalý průběh pozemkových úprav, neukončený prodej státní půdy, ▪ nedostatek vlastního disponibilního
---	--

<ul style="list-style-type: none"> ▪ vysoký potenciál pro rozvoj cestovního ruchu, atraktivní lokality pro turistiku, hustá síť značených turistických tras a cyklotras za hranicemi kontinuálně pokračující, ▪ tradice cestovního ruchu v nedalekých oblastech (Českém Švýcarsku, Teplicích, Dubí, Mšené Lázně), existence zájmových sdružení cestovního ruchu (Deliteus, PIC). 	<p>kapitálu podnikatelských subjektů v zemědělství a navazující snížená dostupnost finančních zdrojů z podpůrných programů z důvodu nedostatku vlastních prostředků na zajištění před- a spolufinancování,</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ chybějící širší tradice cestovního ruchu, nízká kvalita a dostupnost služeb v cestovním ruchu, nízká nabídka doplňkových služeb, neexistence cestovní kanceláře nebo agentury se zaměřením na Ústecký kraj, nedostatečná úroveň vzdělanosti pracovníků v cestovním ruchu, nepřilíš efektivní spolupráce obcí v oblasti cestovního ruchu, ▪ pověst kraje jako regionu těžby, energetiky a chemie se zdevastovaným prostředím, stále nedostatečná pozitivní propagace regionu a pokračující negativní obraz většiny vstupních míst do kraje ze zahraničí (např. E55).
Příležitosti	Hrozby
<ul style="list-style-type: none"> ▪ nabídka evropských i národních finančních prostředků na rozvoj venkova (podpůrné programy, dotační tituly apod.), možnost využití nově otevřených trhů v EU a v třetích zemích, rozšíření vazeb na okolní trhy, ▪ atraktivita regionu pro investory, v současnosti velmi dobrá dopravní dostupnost některých lokalit, vznik nových pracovních a podnikatelských příležitostí po vstupu do EU, ▪ všeobecná podpora udržitelného rozvoje a alternativních forem zemědělského hospodaření v ČR a v EU, ▪ využití stávajících hospodářských objektů, včetně opuštěných zemědělských a průmyslových staveb, ▪ možnost rozšíření ovocnářského využití do klimaticky příhodných poloh a renovace opuštěných ovocných sadů, ▪ snižování závislosti zemědělců pouze na zemědělské výrobě, diverzifikace činností, včetně růstu variability forem hospodaření, pěstovaných plodin a chovaných zvířat, 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ vysoký podíl půd v méně příhodných oblastech a ve zvláště chráněných územích, ▪ složitost vlastnických vztahů, vysoký podíl pronajímané zemědělské půdy, nedořešené vypořádání restitučních a transformačních závazků vůči oprávněným osobám, nízký zájem vlastníků půdy o návrat k hospodaření a k péči o svůj majetek, ▪ rizikovost zemědělské výroby vlivem narůstajícího výskytu extrémních klimatických jevů, časová rozkolísanost atmosférických srážek, ▪ vysoké náklady na plnění a dodržování evropských norem, krátká doba na přizpůsobení se novým legislativním normám, ▪ nedostatek finančních prostředků na realizaci opatření na rozvoj venkova, nedostatek finančních zdrojů na kofinancování pomoci z vnějších zdrojů, ▪ odrazující byrokracie v systému dotací a podpor, komplikovanost systému podpor, přílišná administrativní zátěž

<ul style="list-style-type: none"> ▪ veřejná poptávka po obnovitelných zdrojích, závazek EU ke zvyšování podílu obnovitelných zdrojů energie, zvyšující se poptávka po ochraně životního prostředí a údržbě krajiny a po plnění mimoprodukčních funkcí lesa, ▪ využití zemědělské produkce i pro nepotravinářské účely a obnovitelné zdroje, možnost pěstování energetických plodin (zvyšující se ceny energie vytváří prostor pro odbyt obilovin a olejnin k energetickým účelům), ▪ potenciál rozvoje agroturistiky, vzrůstající zájem o venkovskou turistiku, zájem zahraničních turistů o český venkov, zájem obyvatel o kvalitní a bezpečné potraviny a výrobky racionální výživy, rostoucí poptávka po biopotravinách a dalších bioproduktech, ▪ zájem o tradiční výroby a řemesla, poptávka po tradičních a regionálních výrobcích venkova, ▪ podpora rozvoje cestovního ruchu a rozvoje přeshraniční spolupráce, vytvoření regionálního systému řízení a organizace cestovního ruchu, založeném na spolupráci veřejného a soukromého sektoru, rozšíření systému vzdělávání v cestovním ruchu. 	<p>žadatelů o dotace,</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ odliv kvalifikovaných pracovních sil mimo region, do atraktivnějších oblastí rámci cestovního ruchu, odliv vyškolených specialistů v důsledku nejnižších mezd v sektoru zemědělství, neinformovanost stávajících farmářů o nových trendech v zemědělství, ▪ kvalitnější nabídka v oblasti cestovního ruchu v sousedních konkurenčních regionech (Liberecko, Karlovarsko, Sasko). ▪ setrvačnost negativní image oblasti.
--	---

Využíváním fondů, např. Programu na obnovu venkova, Revitalizace říčních systémů, Podpůrného a garančního rolnického a lesnického fondu, Horizontálního plánu rozvoje venkova, INTERREG, Evropského fondu regionálního rozvoje (ERDF), Společného regionálního operačního programu (SROP), chystaných nových operačních programů Evropské unie (na období 2007-2013) a v návaznosti na ně i připravovaných dotačních titulů Ústeckého kraje (zaměřených např. na management zemědělské informovanosti a rozvoj zemědělské spolkové činnosti, podporu zlepšování kvality zemědělských orných půd, propagaci zemědělství Ústeckého kraje, podporu obnovy zemědělského majetku, podporu zakládání rodinných včelích farem na území Ústeckého kraje, podporu rozvoje agroturistiky, ekologického zemědělství atd.) a mnohých dalších grantových projektů jak z Ústeckého kraje, tak z České republiky či z Evropské unie, bude mnohým schopným a odvážným soukromým podnikatelům (včetně farmářů) a zástupcům managementu obcí dána možnost rychleji uskutečnit plánované cíle a záměry tak, aby svou živnost, řemeslo, farmu nebo obec zásadně odlišili od těch, které vedou méně schopní a méně odvážní.

Za nejzásadnější opatření potřebná k rozvoji venkovské krajiny lze obecně považovat podporu rozvoje drobného podnikání, malých výrobců a pěstitelů, včetně sektoru služeb, vedoucí k diverzifikaci ekonomických aktivit. Konkrétněji prostřednictvím podporování:

- opětovného využití zanedbaných bývalých usedlostí, zemědělských objektů (teletníků, kravínů, skladů atd.), opuštěných průmyslových objektů, rozvoje tradiční i netradiční řemeslné výroby, rekonstrukcí historických objektů, veřejných prostranství a budov a využití prostor (např. pro muzea, historické expozice), obnovy zázemí pro volný čas (sport, kulturu, zábavu, adrenalin, specifikum), rozvoje dopravní infrastruktury, spolkové činnosti, pořádání kulturních, sportovních a společenských akcí, rozvoje partnerství a komunikace (zejména mezi veřejným a soukromým sektorem, managementem obcí a občany), a to vše s cílem vytvořit atraktivní prostředí pro venkovskou turistiku a venkovský život,
- revitalizace a renovace tradičních zemědělských aktivit vedoucích ke zvýšení konkurenceschopnosti a kvality zemědělských produkcí, včetně produkcí speciálních plodin, využívání nových forem zemědělské produkce (nepotravinářské, např. energetický šťovík, obiloviny pro výrobu biolihu, rychle rostoucí dřeviny apod.), zavádění včelích farem, ekologického zemědělství či využívání biomasy ve vybraných obcích k centrálnímu zabezpečení tepla,
- rozvoje aktivit v oblasti cestovního ruchu, např. zřizováním malých parkovišť, zastávek veřejné dopravy v blízkosti významně navštěvovaných lokalit (přírodní atraktivita, kulturní, stavební a technické památky), rekonstrukcí starých a vytýčením nových cyklostezek, cyklotras, naučných stezek, hipposteze, turistických stezek, propojováním turistické infrastruktury s obdobnou infrastrukturou na saské straně, výstavbou/rekonstrukcí turistického značení a doplňkové vybavenosti (lavičky, informační tabule, přístřešky a další), zřizováním turistických informačních center a důrazem na vytváření prezentačních turistických produktů (map, katalogů, průvodců, prezentačních materiálů, webových stránek apod.).

Pixová (2005), Petříková (2003) a Kol. aut. (2005a, b) formulují obdobná, z krajinně ekologického hlediska a vzhledem k udržitelnému rozvoji multifunkční krajiny, široce platná doporučení, která lze upravit a konkretizovat následovně:

- Zejména na svažitých místech na Verneřicku a Petrovicku přizpůsobit velikost i tvar pozemků orné půdy členitosti reliéfu. Např. podle Formana (2003) neplatí jednoznačně přímá spojitost mezi velikostí pozemku a objemem ekonomických výnosů. Forman (2003) uvádí řadu krajinně ekologických opatření týkajících se ekotonu, tvaru či velikosti pozemků polí s pozitivními ekonomickými důsledky. Často zemědělci upřednostňované méně nepravidelné tvary enkláv (pravidelných čtyřúhelníků s přímými hranicemi) činí mozaiku krajiny také méně prostupnou pro různé druhy živočichů.
- Ve všech modelových územích ochraňovat pásy okrajů orných ploch od použití přemíry chemických látek a uplatňovat v praxi pozitivní efekty neostrých okrajů mezi ornou plochou a kteroukoliv jinou kategorií využití území.
- Podporovat na svazích Koššálu a u Chodovic údržbu a obhospodařování extenzivních sadů, na Třebenicku především pak ovocných alejí a dřevinných doprovodů cest, které do intenzivně zemědělsky využívané krajiny vnášejí další nejen ekologické funkce.
- Prostřednictvím regionálních i tuzemských i evropských dotačních titulů realizovat komplexní krajinnotvorná opatření (revitalizace malých vodních toků, obnova malých vodních ploch, zalesňování opuštěných nevyužívaných pozemků, kosení luk, doplnění fungujícího územního systému ekologické stability, osázení vodotečí, výsadbu větrolamů, obnovení mezí a dřevinných doprovodů cest) a podporovat tradiční (extenzivní) a alternativní formy zemědělství.

- V méně příznivých oblastech (LFA), na Petrovicku i Verneřicku, podporovat, vzhledem ke zvyšujícímu se riziku eroze půdy se zvyšující se sklonitostí zalesňování či zatravňování (na sklonech větších než 7° zatravňovat, na sklonitějších plochách než 20° zalesňovat, viz Němec, 2001, Průša, 1990).
- Říční nivy malých vodních toků (např. Podsedického potoka či Modly na Třebenicku) a prstencové enklávy v okolí vodních ploch (na Petrovicku) ponechat či revitalizovat tak, aby plnily zejména hydrologické a ekologické funkce, tj. v mikrostruktuře krajiny vymezit minimálně deset metrů široký pás pro vhodné druhy dřevin a travnaté porosty, které budou plnit funkci ekotonu a tyto úzké pásy mohou pak vytvořit i vhodné stanoviště či migrační prostředí pro určité druhy, a tak plnit i funkci biokoridoru a zároveň snižovat i intenzitu eutrofizace a zanášení. Pokračování v realizaci tohoto opatření může na Třebenicku vést nejen k posílení ekologických funkcí krajiny, ale i k ekonomickým efektům v podobě pozitivního vlivu na hydrologický režim v oblasti s častým nedostatkem srážek.
- Předcházet jakémukoliv zkracování, narovnávání říčních toků, zabránit betonování či dláždění dna a břehů snižující retenční schopnost, ekologickou a estetickou hodnotu toku a zrychlující odtok z krajiny. Naopak, podporovat revitalizaci říčních toků a niv za účelem zpomalení odtoku vody z krajiny, zvýšení retenčního a akumulačního potenciálu krajiny. Bohužel, tomu v mnoha případech již nelze zabránit (Fojtovický, Valkeřický potok a další části malých toků v modelových územích).
- V případě nutnosti protipovodňových opatření zvážit variantu výstavby malých vodních nádrží plnících nejen retenční funkci, ale mající multifunkční charakter (vodohospodářský, rekreační, hasičská nádrž, estetický a další). Za stejným účelem případně upravit či odstranit překážky na toku (zatrubnění, nevhodné přemostění), které mají za vyšších průtoků za následek kumulaci plavenin.
- Vhodnými opatřeními podporovat na Petrovicku a Verneřicku postupnou obnovu přirozené skladby lesních porostů. Respektovat limitující aspekty výše zmíněných kategorií v územně plánovací dokumentaci, strategických plánech rozvoje a v dalších obligatorních a fakultativních formách plánovací dokumentace.
- V plánovací a rozhodovací praxi ve všech dotčených územích a obcích přihlížet k paměti krajiny, krajinnému rázu danému historickým vývojem, estetickým hodnotám krajiny, aspektu „geniu loci“, atraktivním kompozičním uspořádáním prvků krajiny a tyto velmi obtížně měřitelné aspekty přijímat do diskuse o budoucí krajině (územní plány, projekty, opatření apod.) jako stejně relevantní kritéria aspektům ekonomickým. Velmi opatrně zvažovat jakékoli zásahy (např. větrné elektrárny) ovlivňující kompozici krajiny, krajinné panorama, skladbu a charakter kompozičních dominant. Podporovat renovaci historických paternů krajiny (alejí, parků, mezí) a kulturně historických drobných kompozičních prvků (kříže, kapličky, boží muka apod.), jako např. rozhledna Nakléřov, poutní kostel na Božím vrchu u Verneřic či řada obnovených božích muk a křížků na Třebenicku a Verneřicku.
- Z hlediska horizontální struktury krajiny podporovat v modelových územích zvyšování mikroheterogenity krajiny, výsadbou a zakládáním většího počtu malých zalesněných ploch (remízů, mezí, alejí, větrolamů, živých plotů), a zároveň snižovat fragmentaci krajiny minimalizací nepropustnosti bariér. Vyvarovat se proto oplocování pozemků, stavění zdí, ohrad v otevřené krajině.
- Monitorovat a redukovat intenzitu přítomného environmentálního stresu v krajině, snižovat negativní působení místních environmentálních stresorů.

Jedna z nejčastěji skloňovaných variant využití území nejen marginalizovaných nebo opuštěných oblastí nevhodných pro intenzivní zemědělskou činnost (Verneřicko, Petrovicko), ale i zemědělských oblastí nacházejících se v jejich blízkosti (Třebenicko), je rozvoj cestovního ruchu. Podle Atlasu cestovního ruchu (Kol. aut., 2006a) lze kalkulovat hodnotu potenciálních rekreačních ploch v území jako součet ploch rekreačně využitelných přepočtený na celkovou rozlohu obce (v ČR se pohybuje od 0,8 % do 98,6 %). Za rekreačně využitelné plochy jsou považovány lesní plochy, plochy luk a pastvin, zahrad, sadů a vodní plochy. Modelové území Verneřicko společně s obcí Petrovice patří z hlediska podílu potenciálních rekreačních ploch do skupiny podhorská a vysočinná venkovská krajina s příznivými přírodními podmínkami pro cestovní ruch a rekreaci. Severní část území Třebenicka se řadí k venkovské krajině s průměrnými přírodními podmínkami pro cestovní ruch a rekreaci, jižní část území pak většinou k zemědělsky či zemědělsky velmi intenzivně využívané venkovské krajině s málo nebo velmi málo vhodnými podmínkami pro cestovní ruch a rekreaci. Obec Tisá na Petrovicku náleží k oblastem s největším podílem potenciálních rekreačních ploch (více než 75 %), tedy do skupiny povětšinou horských území s velmi příznivými přírodními podmínkami pro cestovní ruch a rekreaci. Podle poměru počtu stálých turistických lůžek ku počtu trvale bydlících obyvatel, přičemž do výpočtu bylo započítáno i druhé bydlení (tj. počet lůžek v objektech individuální rekreace při přepočtu 4 lůžek na jeden objekt), byla vypočtena turisticko-rekreační funkce (ČSÚ, 2001). Území Petrovicka má, z tohoto úhlu pohledu, velmi významnou turisticko-rekreační funkci (101-200 lůžek v hromadných ubytovacích zařízeních a v objektech individuální rekreace přepočtených na počet trvale bydlících obyvatel v obci x 100), velká většina Třebenicka malou (méně než 25), jen severní část rozvojovou turisticko-rekreační funkci (26-50). Obce na Verneřicku mají významnou (51-100) až velmi významnou (101-200) turisticko-rekreační funkci (Kol. aut., 2006a). V regionalizaci cestovního ruchu tak patří většina modelového území Petrovicka do skupiny velkoplošných pískovcových skalních útvarů, modelové území Verneřicka a severní část území Třebenicka do kategorie venkovské krajiny s velmi příznivými předpoklady pro cestovní ruch. Jižní část Třebenicka náleží k venkovské krajině s minimálními předpoklady pro cestovní ruch s podílem potenciálních rekreačních ploch méně než 20 %.

Analyzujeme-li předpoklady pro turistické využití modelových území podrobněji, pak lze formulovat tyto závěry:

- Poloha Petrovicka při česko-saské státní hranici, ve východní části Krušných hor dosahující ve vrcholových partiích nadmořské výšky až okolo 700 m n. m., ovšem s nízkou členitostí reliéfu, na něž Tiskými stěnami navazuje atraktivní specifická krajina Labských pískovců s pískovcovým skalním městem a s vysokou lesnatostí, vytváří vhodné přírodní předpoklady pro cestovní ruch. Západní část území Petrovicka má dobré podmínky zejména pro všechny druhy zimních sportů (sjezdové i běžecké lyžování), východní část umožňuje horolezectví i rekreaci u vody, přičemž celé modelové území pak poskytuje dobré možnosti pro turistiku, cykloturistiku a agroturistiku. Dosavadní turistické zázemí se nyní dynamicky rozvíjí (nejvýrazněji v Tisé).
- Verneřicko leží v chráněné krajinné oblasti České středohoří, kde převažují enklávy luk a pastvin a lesních porostů, ohraničené úzkými či protáhlými lesními enklávami nebo biokoridory, s charakteristickými objekty lidové architektury. Z hlediska turistických aktivit se modelové území jeví jako vhodné pro pěší turistiku a cykloturistiku (s nutností vytyčení dalších tras a jejich označení), hippoturistiku s jezdeckými trasami či agroturistiku. Atraktivní přírodní prostředí a krajinný ráz v nedalekém zázemí Ústí nad Labem a Děčína nabízí také využití např. pro svatební obřady, oslavy, příležitostné srazy či školní výlety nebo sportovní soustředění

(podobně jako na Petrovicku). Mezi nejpřitažlivější přírodní atraktivity lze zařadit Bobří soutěsku nedaleko Louček u Verneřic, přírodní rezervaci s romantickou čedičovou soutěskou s vodopády a také dva opuštěné a zatopené lomy u Valkeřic s atraktivním okolím. Nedaleko za hranicemi vymezeného území Verneřicka přitahuje turistický zájem také Buková hora (vysílač s rozhledem), obec Kravaře s typickou lidovou architekturou, Úštěk (městská památková rezervace), vrch Vrabinec s troskami hradu a Zubnice (skanzen se zachovalou historickou železniční stanicí na zrušené ale provozuschopné trati). Ovšem infrastruktura pro realizaci turistického ruchu je na Verneřicku na velmi nízké úrovni.

- Většina modelového území Třebenicka se jeví jako převážně nížinná plošina zemědělského charakteru, pouze na severu s přesahem do chráněné krajinné oblasti České středohoří. Blízkost unikátního krajinného rázu vulkanického pohoří Českého (Milešovského) středohoří, s charakteristickými tvary reliéfu, atraktivní kompozicí a panoramatem, vytváří pro sídla na Třebenicku možnost stát se výchozím místem pro turistické aktivity do blízkého okolí, a redukovat tak dominanci převládající ekonomické aktivity založené na produkčním potenciálu zemědělských půd. Kompoziční dominantou ležící ve vymezeném modelovém území je vrch Košťál u Jenčic, který byl pod názvem Pripek uváděný už v Kosmově kronice jako místo s dalekým rozhledem. Přírodní rezervace se skalními výchozy pokrytými teplomilnou vegetací a se zříceninou hradu Košťálova, který byl připomínán v roce 1276, vytváří nejvýznamnější přírodní atraktivitu uvnitř Třebenicka. Turistické vybavení vytváří ubytovací kapacity a pohostinská zařízení v Čížkovicích, Chodovlicích, Dlažkovicích a Třebenicích, rozvinutá agroturistika s chovem jezdeckých koní a jezdeckým v Chodovlicích a muzeum českého granátu v barokním evangelickém kostele z roku 1902 v Třebenicích. Nedaleko modelového území Třebenic lze navštívit další objekty, např. zříceninu hradu Hazmburk, zámek v Libochovicích, zámek v Třebívlicích či románskou rotundu v Želkovicích.

Potenciál krajiny v Krušných horách i Českém středohoří po realizaci ekologických opatření v Severočeské hnědouhelné pánvi (zejména po odsíření či odstavení elektrárenských bloků, po útlumu a likvidaci zastaralých závodů a snížení objemů těžby hnědého uhlí v povrchových lomech) výrazně vzrostl a rozšířil se. Degradující vliv pánevní průmyslové krajiny tak v severozápadních Čechách zeslábl a vytvořily se dobré předpoklady pro postupné převládnutí pozitivních prvků nad negativními antropogenními vlivy a k růstu krajinných, přírodních a rekreačních hodnot území. Velmi často se však v souvislosti s potenciálním využitím území náhorní plošiny Krušných hor (včetně Petrovicka) a i oblastí v Českém středohoří (včetně Verneřicka), vzhledem k jejich povětrnostním parametrům uvažuje o využití území pro výstavbu větrných elektráren. Podle studie ČHMÚ o potenciálu větrné energie na Petrovicku a Verneřicku a podle studie Terén Designu (kol. aut., 2007 a kol. aut., 2004b), posuzujících podmínky a vhodnost umístění větrných elektráren z hlediska krajinného rázu (konkrétně podle kritérií: přítomnost přírodních, kulturních a historických krajinných dominant, výrazných hřbetů a vrcholů, pohledově exponovaných míst nebo limitujících faktorů vymezení chráněných území (přírodních parků, zvláště chráněných území, ÚSES, NATURA 2000), archeologických památek, historických cest, vodních ploch, dobývacích prostor, poddolovaných a chráněných ložiskových území), by měla výstavba parků větrných elektráren:

- zásadní vliv na krajinný ráz na Nakléřovské výšině, neboť by došlo k narušení přírodních a kompozičních charakteristik a neboť se lokalita nachází v tokaništi tetřívka obecného, která jsou nevhodná pro výstavbu větrných elektráren z pohledu ochrany přírody a krajiny. Výstavba parků větrných elektráren by zásadně snížila

pozitivní hodnoty dotčeného krajinného prostoru, silně by narušila také estetickou hodnotu území a významně by poškodila krajinný ráz dané části Krušných hor. Tyto plochy jsou proto z pohledu ochrany krajinného rázu zcela nevhodné pro výstavbu parků větrných elektráren.

- středně silný vliv na krajinný ráz, který lze minimalizovat zmenšením ploch pro výstavbu větrných elektráren, omezením počtu umístění jednotlivých větrných elektráren a vytvořením přípustných linií v rámci harmonického měřítko krajiny, v Krásném Lese I, II (11 a 2 větrné elektrárny) a v Petrovicích (3 větrné elektrárny), neboť lokality se částečně nacházejí v tokaništi tetřívka obecného.

Velmi často také v doporučeních a opatřeních pro optimální využití krušnohorské krajiny a oblasti středohoří, kromě rozvoje cestovního ruchu, zazněla potřeba po „ekologizaci“ zemědělství. Závažným faktorem poslední doby se při vysokém zastoupení zemědělské půdy stává útlum zemědělské výroby, resp. jejích forem charakteristických pro podhorské podmínky a členitý reliéf. Tvrdý dopad dílčích reformních kroků v Česku na venkov (a otevření se evropské zemědělské konkurenci) posiluje tendence dalšího úbytku obyvatelstva (vlivem nerentabilnosti venkovského podnikání, postupného snižování obslužnosti území redukcí dopravních spojení, monopolních postavení nebo úplného rušení obchodních a sociálních služeb atd.). Specifická kulturní krajina podhorských a horských rurálních oblastí začíná citelně ztrácet svůj jedinečný charakter či krajinný ráz. V okresech Ústí nad Labem a Děčín je ponechána až třetina zemědělských ploch ladem. Na celkový útlum zemědělské činnosti logicky navazuje postupná devastace nevyužitých areálů zemědělské výroby, vyšší mobilita za prací do větších měst a jen díky zvýšené intenzitě vyhledávání bydlení v atraktivním prostředí (Verneřicka a Petrovicka) nedochází k úbytku obyvatel. Dalo by se říci, že „venkov stále žije“. Ale je tomu tak i ve skutečnosti? Totiž, počet obyvatel v modelových územích neklesá jen díky nově přistěhovalým, většinou mladým rodinám, jimž se krajina stává domovem „až po pracovní době“. Pravidelně tak za prací dojíždí do spádových center v regionu (Ústí nad Labem). Bydlí v krajině, žijí v krajině, ale žije také krajina v nich? Zachování, možná lépe obnova či revitalizace charakteristického krajinného rázu obhospodařované kulturní krajiny na venkově v severozápadních Čechách, s jejími imanentními tradicemi, zvyky, historií a pamětí, které se „dělí“ z generace na generaci, může být vzhledem k vývoji environmentálního stresu v druhé polovině 20. století a v souvislosti s odsunem původního obyvatelstva velmi obtížný úkol. Zůstalo jen málo těch, kteří by s krajinou v sobě krajinu obhospodařovaly. Díky Agentuře ochrany přírody a krajiny ČR (středisko Ústí nad Labem) se již několik let každoročně provádí kosení travních porostů a vyřezávání náletových dřevin na původně stepních nebo lučních plochách s výskytem chráněných druhů rostlin (na Verneřicku i Petrovicku). Z dotačního Programu péče o krajinu MŽP ČR jsou čerpány finanční prostředky na podporu akcí na zlepšení péče o přírodní prostředí a krajinu, např. akce k zachování významných biotopů a ohrožených druhů (šetrné kosení, likvidace náletu aj.). Dalšími realizovanými programy v chráněných územích jsou programy nejen pro zachování významných biotopů, ale i pro obnovu odvodňovacího systému, vyčištění a zprovoznění kanálů v lužním lese, obnovu rybníků, revitalizaci říčních systémů, mapování přírodních biotopů apod.

Jednou z vhodných variant využití krajiny (na Verneřicku i Petrovicku) by mohl být extenzivní chov ovcí a koz, obnovení pastevního chovu skotu bez tržní produkce mléka či různé formy ekologického zemědělství, agroturistika a produkce biopotravin. V nedávné době, podle registru LPIS (2005), bylo na území Ústeckého kraje v režimu ekologického zemědělství obhospodařováno celkem 27 317 ha, tedy 12,7 % z celkové využívané zemědělské půdy. Největší podíl ze zemědělské půdy zaujímá ekologické zemědělství v okrese Děčín. Tímto způsobem se zde hospodaří na více než polovině veškeré zemědělské půdy. Agroturistika představuje z pohledu zemědělce/farmáře v podstatě rozšíření zdrojů

příjmů s dalším nárůstem variability zvoleného podnikatelského programu (možných činností a aktivit) při výrobě rostlinných a živočišných produktů. Z pohledu veřejnosti či vzdělávacích institucí začíná být agroturistika žádaným typem trávení volného času. Pronájem zemědělských usedlostí a stavení, ať už s dalšími poskytovanými službami nebo bez nich, se v domácím cestovním ruchu stává jedním z „hitů“. Umožňuje strávit volný čas ve zdravém prostředí českého venkova s možností cykloturistiky, turistiky, návštěvy kulturně historických památek, případně i sportovního vyžití či s rekreací u vody. Turista se může volně pohybovat po celé farmě a může mít také možnost se s chodem farmy seznámit, případně se i do některých prací zapojit. Pro děti bývá velkým zážitkem i případný kontakt se zvířaty žijícími na farmě (krávy, koně, kozy, ovce, králíci, drůbež, kočky, psi...). Některé farmy mají v nabídce také možnost stravování (např. selská snídaně) nebo alespoň možnost ochutnávky a nákupu čerstvých produktů z farmy (zelenina, ovoce, mléko, tvaroh, sýr, vejce...). Ceněn je obzvláště fakt, že tento způsob turismu je šetrný k přírodě, umožňuje rozvoj českého venkova a pomáhá řešit nezaměstnanost v obcích. Agroturistika může být pojímána jako jeden ze směrů budoucího rozvoje venkova a zároveň jako slibná forma cestovního ruchu ve venkovských oblastech, neboť disponuje značným rozvojovým (nejen ekonomickým) potenciálem.

Obce Petrovice a Tisá, tvořící modelové území Petrovicko, jsou součástí mikroregionu Labské skály. Cílem členských obcí, které leží v prostoru mezi velkými městy Děčín a Ústí nad Labem, je snaha o spolupráci, výměna informací a vzájemná pomoc při získávání prostředků v rámci Programu obnovy venkova, při realizaci přeshraničních aktivit financně dotovaných z Fondu malých projektů Phare CBC (INTERREG), z projektů SAPARD či z jiných strukturálních fondů EU. V posledních letech začaly obce stále více využívat různé dotace především na zlepšení infrastruktury a zázemí pro cestovní ruch. I z tohoto důvodu došlo k výraznému zlepšení vzhledu a infrastruktury obou obcí. Okrajovým částem modelového území však nebyla věnována taková pozornost, neboť finance byly směřovány hlavně do centrálních částí obcí, které jsou určeny k trvalému bydlení. Obce Petrovice a Tisá několikrát využily finanční prostředky z Programu obnovy venkova, Státního fondu životního prostředí ČR a z Ministerstva zemědělství ČR (vybudování vodovodu a kanalizace, oprava místních komunikací v Rájci a v Ostrově, které jsou turisticky frekventované, zateplení budovy obecního úřadu v Tisé, kde je umístěna i obecní knihovna, informační středisko a výstavní síň, vybudování víceúčelového sportovního zařízení v Petrovicích, které zahrnuje tenisový kurt, dětské hřiště, hřiště na basketbal a vybudování přístupových chodníků). V roce 2003 obec Petrovice prozatím neúspěšně podala projekt na zřízení kotelny na biomasu. V roce 2006 obec získala dotaci na rekonstrukci vodovodního řádu, který by měl zabezpečit bezproblémové zásobování pitnou vodou, zvýšit kvalitu vody a zajistit vodu pro požární hydranty. Dále Petrovice získaly finanční prostředky na vybudování splaškové kanalizace a čističky odpadních vod. Nejnověji byl Ministerstvem pro místní rozvoj obci Petrovice schválen projekt „Rozhledna Nakléřov“.

Záměrem managementu obce Petrovice na základě rozhovoru se starostou, panem Kutinou (2006), je přechod od turistiky nákupní k rekreační a společenské. Za dosažené úspěchy od roku 1989 je považováno dokončení 1. etapy výstavby kanalizace a ČOV, vybudování víceúčelového dětského hřiště, rekonstrukce páteřní a navazujících komunikací (současně s položením nové kanalizace), odstranění povodňových škod, převzetí kostela od církve, udržení 1. stupně ZŠ v obci a vznik a fungování mikroregionu Labské skály, včetně spolupráce se sdružením Königstein. Neúspěchem stále zůstává nedostatečná regulace aktivit vietnamské komunity. Snahu obce přemístit jejich činnost do trvalých objektů (obchody) blokuje setrvalá poptávka z německé strany. Problémem obce také zůstává nedostatečná možnost letního koupání. Za hlavní priority jsou na základě diskuse s vedením obce

považovány: přeměna kostela na turistické informační centrum a česko-německé centrum společného setkávání, oprava chodníků, obnova místního rozhlasu, obnova rozhledny na Nakléřově, vybudování koupaliště, propojení cyklostezky Krušnohorské magistrály dále na Labské pískovce a s možnou návazností na německou stranu a přípravu pozemků pro další individuální výstavbu rodinných domů. Z hlediska spolupráce s krajským úřadem byla kritika vedení obce založena zejména na pomyslné velké „vzdálenosti“ k pochopení problémů malé obce a na nerovném vztahu mezi malou obcí a např. Magistrátem města Ústí nad Labem. S bývalým okresním úřadem byly zkušenosti lepší, hlavně pokud jde o znalost místní problematiky. Místní občané se jen velmi málo zúčastňují obecních akcí a jsou jen málo identifikovaní s děním a problémy v obci, pokud se jich ovšem osobně nedotýkají. Referenda k výstavbě větrných elektráren na území Petrovicka se zúčastnilo 56 % obyvatel (z čehož 57 % hlasovalo kladně). Společenský život v obcích je znatelně narušený historickým vývojem. Z organizovaných sdružení či spolků fungují jen sdružení dobrovolných hasičů a fotbalový klub, kteří pořádají i pravidelné zábavy. Obecní úřad v Petrovicích pravidelně organizuje i jarmark a setkávání se s partnerským městem z Německa.

Tab. 11.2.2. SWOT analýza modelových území (P-Petrovicko, V-Verneřicko, T-Třebeňicko).

Silné stránky	Slabé stránky
<ul style="list-style-type: none"> ▪ P+T: výhodná příhraniční poloha, možnost přeshraniční turistiky a spolupráce, dostupnost dotací na rozvoj mezinárodní spolupráce (INTERREG, ZIEL), dobrá dopravní dostupnost Třebeňicka, blízkost Labe, blízkost průmyslových center a dobré dopravní spojení do Prahy, dálnice D8, ▪ P+V+T: blízkost větších měst Děčína a Benešova nad Ploučnicí pro Verneřicko, Lovosic pro Třebeňicko, Ústí nad Labem, Teplic a Děčína pro Petrovice ▪ P+V: silné zastoupení ekologicky stabilních biotopů, atraktivní krajinná mozaika s maticí luk a pastvin s významným zastoupením malých protáhlých či úzkých lesních enkláv a biokoridorů, ▪ P+V+T: častá ochrana území garantující zachování přírodních hodnot, atraktivní prostředí pro cestovní ruch, včetně dochovaných staveb lidové architektury, ▪ T: teplé klima a z toho plynoucí vhodné podmínky pro zemědělskou činnost, místy unikátní biota (např. xerofilní společenstva na svazích Košťálu), ▪ P+V+T: přirozený potenciál krajiny pro cykloturistiku a pěší turistiku (Tiské stěny, Ostrov, Rájecké rybníky, Niva Olšového potoka, Špičák, Mordova rokle, 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ V: poloha mimo hlavní mezinárodní i národní obchodní a dopravní tahy, nízká dostupnost veřejnou dopravou, ▪ P+V+T: stále citelné poškození skladby i kvality lesních porostů a půdy, nízké zalesnění a velmi úzké nivy malých vodních toků především na Třebeňicku, časté chybějící či nefunkční biokoridory, ▪ T: degradace krajiny povrchovou těžbou vápence v Úpohlavech a na ni navazující kompoziční dominantou cementárny, ▪ P+V+T: malý podíl rodáků, nízká účast občanů na veřejných akcích, nízké zapojení se občanů do rozhodování, narušená přirozená tradice vývoje území, malé zastoupení zájmových skupin, spolků a místních organizací, ▪ P+V+T: nízká úroveň vzdělanosti a z ní vyplývající nižší uplatnitelnost pracovní síly na trhu práce, nedostatek pracovních příležitostí, vysoká dojíždka za prací, ▪ P+V+T: zchátralost kulturně historických či opuštěných zemědělských objektů, ▪ P+V: přerušovaná silná tradice drobné průmyslové a řemeslné výroby zejména, ▪ P: vysoká koncentrace nočních podniků, heren a stánkového prodeje kýčovitých předmětů, ▪ P+V+T: nízká znalost současných moderních zemědělských přístupů a

<p>Nakléřovská výšina, Verneřicko), velká četnost turistických cílů uvnitř i v blízké vzdálenosti od hranic,</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ P+V: zlepšující se stav přírodního prostředí, dostatek nezastavěných ploch pro další varianty využívání (lesy, louky, opuštěné plochy), ▪ P+V+T: stabilní stav počtu obyvatel, růst počtu obyvatelstva přirozenou měnou, příznivá věková skladba obyvatel, ▪ P+V+T: potenciální nabídka volné pracovní síly, tradice průmyslové výroby ve Verneřicích a Petrovicích, tradice soukromě hospodařících farmářů na Třebenicku, ▪ P+T: rozvíjející se rodinné bydlení v atraktivním a dobře dostupném prostředí, ▪ P+V+T: hustá síť lokálních komunikací s nízkým nebo žádným motoristickým provozem - vhodnost pro cykloturistiku, ▪ T: zásoba nerostného bohatství (český granát, vápenec), ▪ P+V: postupný rozvoj agroturistiky, rodinných farem a alternativních forem zemědělství, vhodné podmínky pro živočišnou výrobu, příznivé předpoklady pro rozvoj ekologických a mimoprodukčních forem zemědělství, ▪ P+V+T: členství obcí v Euroregionu Elbe/Labe a v mikroregionech vytvářející potenciální možnosti pro spolupráci v oblasti cestovního ruchu. 	<p>alternativních forem zemědělské činnosti, nízké povědomí obyvatel o alternativních formách turistiky,</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ P+V+T: omezení pro některé podnikatelské aktivity vyplývající ze statutu chráněných území, ▪ P+V+T: velmi slabě rozvinutý terciární sektor, nedostatečná úroveň zařízení a doprovodných služeb pro cestovní ruch, malá vybavenost kulturními a sportovními zařízeními pro volnočasové aktivity, nedostatečná informační a orientační vybavenost turistických tras a cílů, zanedbaná veřejná prostranství i soukromé objekty, ▪ P+V+T: špatná dopravní obslužnost hromadnou dopravou zejména v okrajových částech území, ▪ P+V+T: nevyřešené ekologické otázky (čističky odpadních vod, plynofikace, zneškodňování domovního odpadu) a z nich plynoucí rizika poškozování životního prostředí, nevyužitý potenciál místních obnovitelných zdrojů energie, ▪ P+V+T: nedostatečné nákupní možnosti a služby pro místní obyvatele, ▪ P+V+T: špatná propagace a malá informovanost o možnostech cestovního ruchu, ▪ P+V+T: malé využívání dotací ze strukturálních fondů Evropské unie hlavně ze strany podnikatelů a zemědělců, nízká informovanost.
Příležitosti	Hrozby
<ul style="list-style-type: none"> ▪ P: příhraniční poloha území s možností přeshraničních vztahů umocněná snadnou dosažitelností prostřednictvím dálnice D8, ▪ P+V+T: výsadba biokoridorů, doplnění chybějících a nefunkčních biokoridorů, obnova mezí, remízů, lesních doprovodů silnic a cest, posílení ekologických a estetických funkcí krajiny, ▪ P+V+T: revitalizace říčních systémů, výsadba březní vegetace, „oživení“ malých vodních toků jejich vyčištěním a osázením vhodnými dřevinami, 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ V: prohlubování periferní polohy a nízké intenzity ekonomických aktivit především, ▪ P+V: zarůstání dříve jemně zrnité, mozaikovitě obhospodařované kulturní krajiny, ▪ P+V+T: postupující chátrání kulturně historických a také opuštěných zemědělských objektů a areálů, ▪ P+V+T: nezájem obyvatel o věci veřejné, nezapojování se do dění v obcích, ▪ P+V+T: další růst nezaměstnanosti a

<ul style="list-style-type: none"> ▪ V+T: obnova postupně zarůstajících sadů pro produkci bioproduktů, produktů ekologického zemědělství, ▪ P+V+T: zlepšení vzdělanostní struktury a profesní připravenosti obyvatelstva ve spolupráci se státní správou, ▪ P+T: proces suburbanizace, stěhování obyvatel z blízkých velkých měst do přilehlých venkovských sídel, ▪ P: další finanční zdroj z provozu větrných elektráren, ▪ P+V: změna způsobů hospodaření v krajině s cílem zachovat krajinný ráz a přesun od produkčních funkcí k mimoprodukčním funkcím s multifunkčním efektem, ▪ P+V: rozvoj ekologických forem zemědělství, produkce biopotravin, využití místních obnovitelných energetických zdrojů, především využitím biomasy (speciální rychle rostoucí plodiny, dřevný odpad), ▪ P+V+T: vytvoření rekreačního, sportovního a kulturního zázemí pro místní obyvatele i turisty, rozšíření sítě cyklostezek a turistických tras s napojením na sousední oblasti, ▪ P+V+T: rozvoj mezinárodního cestovního ruchu (turistiky, cykloturistiky, hippoturistiky), využití stoupající oblíbenosti nových forem rodinné rekreace na venkově (agroturistika, „letní byty“, apod.), ▪ P+V+T: využití zejména evropských strukturálních fondů, případně dalších dotačních programů Česka a kraje např. na rozvoj agroturistiky, rodinných zemědělských farem, hippoturistiky, na využití alternativních zdrojů energie, zejména biomasy, na realizaci chybějících ČOV včetně rekonstrukce stávajících či zvýšení zaměstnanosti v oblastech spojených s rozvojem cestovního ruchu, ▪ P+V+T: větší propagace oblasti, přilákání nových návštěvníků. 	<p>pokles kupní síly a životní úrovně a s nimi spojený nárůst apatie obyvatelstva vůči rozvoji oblasti,</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ P+V+T: pokračující emigrace kvalifikované a mladé pracovní síly, a tím i snižování atraktivity oblasti pro potenciální investory, ▪ T: ztráta konkurenceschopnosti zemědělské výroby a dosud úspěšných průmyslových podniků, úplný zánik sadařství a zahradnictví, ▪ T: realizace intenzivního zemědělství na velkých geometrických blocích orné půdy, které bude do značné míry závislé na každoročním vývoji počasí (chodu extrémních klimatických jevů) a případné náhradách ve formě státních dotací, ▪ P+V+T: nerefluktování nových trendů v zemědělské činnosti, nízká diverzifikace aktivit, pokles současné extenzivní zemědělské výroby, opuštění půdy, ▪ P: rozvoj neregulovaného, nekulturního stánkového prodeje kýčovitých předmětů a neregulované výstavby a fungování nočních podniků a heren, ▪ V+T: zatížení přeshraniční automobilovou dopravou vyhýbající se zpoplatnění na dálnici D8, ▪ P+V+T: zhoršení dopravní dostupnosti spojené se zhoršujícím se stavem místních komunikací v odlehlejších částech území, ▪ P+V+T: ztráta schopnosti oblasti jako celku přijmout podporu z národních a mezinárodních zdrojů s ohledem na absenci přiměřeně vzdělaných odborníků, ▪ P+V+T: opomíjení cestovního ruchu a volnočasových aktivit jako významného zdroje tvorby pracovních míst. ▪ P+V+T: vytvoření satelitních městeček v zázemí Ústí nad Labem, Děčína či Lovosic, která však budou ve dnech prázdná, ▪ P+V+T: narušování typické vesnické zástavby tzv. „podnikatelským
---	--

	<p>barokem“ a dalšími nevhodícími se objekty, nenavázání na narušenou přirozenou tradici vývoje a postupná ztráta vesnického charakteru území,</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ P+V+T: celkově nevalná image oblasti Podkrušnohoří a severozápadních Čech, ▪ P: neregulované vytváření větrných parků, degradace krajinného rázu.
--	---

Modelové území Verneřicko zaujímá periferní polohu na hranicích Ústeckého kraje s nízkou dopravní dostupností do spádových center regionu (Děčín, Ústí nad Labem). Z hlediska osídlení je patrná nízká hustota zalidnění a koncentrace převážné části obyvatel do větších sídel (Verneřic a Valkeřic). Sledované území disponuje poměrně úzkým spektrem ekonomických aktivit. Hospodářské činnosti jsou spojené především s jednostranně zaměřenou zemědělskou (živočišnou) výrobou a produkcí koncentrovanou do dvou největších agropodniků. Obecným cílem rozvoje by tak mělo být zejména rozšíření spektra ekonomických aktivit, což by snížilo riziko dalšího negativního vývoje spojeného s případným útlumem v současné době realizovaných hospodářských činností. Jako vhodný směr rozvoje území se vzhledem k vymezení chráněné krajinné oblasti České středohoří jeví zejména rozvoj turistického ruchu a s ním souvisejících ubytovacích, gastronomických služeb a kulturního a sportovního vybavení a zázemí.

Nyní je cestovní ruch založený zejména na individuální formě rekreace (chalupaření a chataření), díky jejíž existenci byly dodnes zachovány mnohé stavby lidové architektury. Cílem rozvoje cestovního ruchu by však mělo být rozšíření škály nabízených forem rekreace. Největší překážku vytváří nedostatečná vybavenost obcí příslušnými službami a malá propagace oblasti Verneřicka. Vzhledem k charakteru území by bylo možné posílit hlavně rozvoj pěší turistiky, cykloturistiky, případně agroturistiky. Rozvoj služeb spojených s cestovním ruchem by mohl přispět ke zvýšení zaměstnanosti a zlepšení celkového obrazu Verneřicka. Jako svůj vedlejší účinek by postupně také mohl prohlubovat sepětí obyvatelstva s místní krajinou, a posilovat tak vědomí příslušnosti, sounáležitosti a identifikace se s životem obce. Tyto faktory lze považovat za významné „driving forces“, které mohou vyvolat i navazující komunitní aktivity. Rozvoj cestovního ruchu nelze nekoordinovat s představiteli okolních obcí a samozřejmě i na regionální úrovni. Mezi dílčí cíle vedoucí k rozvoji cestovního ruchu by měly patřit: údržba, případně investice do nové infrastruktury (cykloturistických tras, renovace rozhledny na vrchu Kohout, rozšíření nabízených služeb na koupališti ve Verneřicích, zlepšení vybavenosti hromadnou dopravou), vytvoření řádné územně plánovací dokumentace, zvýšení dostupnosti a kvality pracovní síly s kompetencemi v oblasti obslužného sektoru a s dostatečnou jazykovou vybaveností.

Dále by bylo vhodné změnit současnou strukturu zemědělské výroby (ve které dominuje chov jatečního dobytka) a v širší míře využít obnovitelné přírodní zdroje a alternativní formy zemědělské produkce (malé rodinné farmy, produkce biopotravin, mléka, mléčných výrobků a masa). Produkce biopotravin vázaných na konkrétní území Verneřicka zvýší informovanost o oblasti a zapůsobí pozitivně na zlepšení image Verneřicka. Maloplošné formy hospodaření umožňují čerpání z dotačních fondů MŽP ČR a EU, což by mohlo do budoucna přinést další příznivé sekundární vlivy do sledované oblasti. Změna ve formě hospodaření bude mít pozitivní dopad na zvýšení potenciálu území v oblasti cestovního ruchu. Rodinné farmy mohou být využity k rozvoji agroturistiky, která patří mezi nejrychleji rostoucí odvětví cestovního ruchu. Nové formy zemědělské výroby navíc zvýší atraktivitu krajinného rázu, který je důležitým předpokladem rozvoje cestovního ruchu. Území

Verneřicka také nabízí poměrně širokou možnost využití obnovitelných zdrojů energie. Jako nejvhodnější se jeví využití energie biomasy. Útlum zemědělské produkce po roce 1989 spojený s nárůstem ploch ladem ležící zemědělské půdy předurčuje oblast Verneřicka k produkci biomasy. Výsadba rychle rostoucích dřevin a zpracování biomasy zároveň umožní zvýšení zaměstnanosti a vzhledem k technologické nenáročnosti umožňuje zaměstnat jinak těžko uplatnitelnou nekvalifikovanou pracovní sílu.

Management obcí na Verneřicku, na základě účasti a diskuse na zasedání Sdružení obcí Benešovska (předsedkyně Ing. Květoslava Vašáková, 2006), pokládají za úspěchy místních obcí po roce 1989 vznik Sdružení obcí Benešovska se společným zájmem a s podobnými prioritami, které byly formulovány do Strategie rozvoje Benešovska. Plynofikace, likvidace starých ekologických zátěží, získání obecního majetku a jeho následná privatizace, obnova dopravních komunikací a zachování základní a mateřské školy patří k významným úspěchům obcí na Verneřicku. Naopak, stále vysoká nezaměstnanost, snižující se dopravní obslužnost a chybějící napojení některých obcí na veřejný vodovod a kanalizaci považuje vedení obcí Verneřicka za přetrvávající problémy. K současným prioritám tak patří zejména zajištění pitné vody a čištění odpadních vod, veřejné osvětlení a další fáze oprav místních komunikací, především v periferních oblastech modelového území. Účast občanů na jednání zastupitelstva je minimální. Navštěvované jsou jen předvolební mítinky, jiné veřejné akce nevzbuzují velký zájem. Verneřicko se obdobně jako Petrovicko potýká s následky přerušenoého vývoje života obce a s tím i narušení paměti krajiny. Na jednáních však byla zmíněna zajímavá myšlenka a to ta, že v případě takového masivního zapomení tradic a zvyků, kdy se společenský život v obcích zužuje na fotbalové zápasy a případné hasičské plesy a bály, hrají velmi významnou úlohu místní osobnosti, známí a vážení občané, kteří mohou výrazně pomoci oživit staré tradice a zvyky nebo mohou jiným způsobem pomoci rozvinout společensko kulturní život v obci a zejména zájem o něj. Žije-li v obci více takových lidí, kteří nejen že bydlí v krajině, ale také krajinu nosí v sobě, přemýšlí o ní a aktivně se do jejího života zapojují, pak to lze na její estetice („geniu loci“) i fungování velmi dobře poznat. Další programovací období evropských strukturálních fondů umožní v tomto smyslu ještě výraznější diferenciaci obcí, ač, samozřejmě, samotné získávání finančních dotací nemusí být ani nutnou, ani postačující podmínkou k rozvinutí specifického atraktivního krajinného rázu obce.

Otázka důsledků nového administrativního uspořádání vyvolala podobnou reakci jako v případě Petrovicka. Za existence bývalého okresního úřadu byla situace lepší, znalost místních poměrů byla větší a lidé na této, nižší rozhodovací úrovni měli k sobě bližší vztah (ať už to ovšem znamená cokoliv). Frekventovaným problémem, podle tvrzení vedení obcí, je to, že stát převádí další a další povinnou agendu na obce, avšak nikoliv příslušné finanční prostředky na jejich zajištění. Stížnosti na celostátní politiku jsou ovšem v Česku populárním folklórem, jehož směřování závisí na směřování managementu obce. Za krátkodobé cíle jsou považovány rekonstrukce rozhledny v Merbolticích, vydání společné propagační skládačky a dalších propagačních materiálů (včetně aktualizace webových stránek zaměřených na turistický ruch) a uvažuje se i o propojení cyklostezek této části Ústeckého kraje se sousedními oblastmi Libereckého kraje.

Jebavý a kol. (1994) a Sklenička a kol. (1996) zahrnuli v polovině 90. let mezi managementová doporučení pro Verneřicko mimo jiné také:

- podporu zakládání rybníků a vodních nádrží,
- provedení protierozních opatření, vytvářením menších bloků orné půdy, zkracováním délek údolnic, zvyšování retenčních a retardačních schopností povodí, snížení současné intenzity zemědělské výroby u obhospodařovaných pozemků v nivách toků (ke snížení intenzity již došlo na celém území),

- vypracování a posléze realizaci projektů revitalizací jednotlivých vodních toků (bohužel, např. Fojtovický potok byl nedávno upraven vydlážděním celého profilu),
- obnovu přirozené dřevinné skladby v lesních společenstvech (naplňuje se postupně).

Oba autorské týmy se shodují i v tom, že v případě návrhů lokálních biokoridorů se nepředpokládá založení souvislého, nepřerušeno pásu dřevin, ale jen založení travních společenstev s postupnou ostrůvkovitou výsadbou iniciačních dřevin. Tento způsob je považován za přirozenější vzhledem k současnému krajinnému rázu lesně luční mozaiky a je upřednostňován také kvůli menší finanční náročnosti.

Třebenicko je modelové území ležící na hranici zemědělské krajiny a lesně luční krajiny Milešovského středohoří, jehož větší část se využívá k intenzivní rostlinné produkci. Území disponuje vhodnými klimatickými i půdními podmínkami a je protkáno řadou malých vodních toků. V tradičně zemědělské krajině byl přirozený vývoj radikálně narušen odsunem velké části původních obyvatel a následnými kolektivizačními vlnami. I zde, ač obtížněji než na Petrovicku a Verneřicku, lze nalézt objekty lidové architektury s vysokou kulturně historickou hodnotou. Nikoliv výrazně nadprůměrná míra nezaměstnanosti souvisí s blízkostí velkých průmyslových center a jejich snadnou dostupností. Dojížděku za prací i na větší vzdálenost (Praha, Mělník, Kralupy nad Vltavou) umožňuje za hranicemi modelového území vedená dálnice D8. Po její kompletní dostavbě, tj. jejího posledního úseku přes CHKO České středohoří, se poloha Třebenicka ještě zlepší, neboť se tak umožní velice dobrá dopravní dostupnost i do velkých center Ústeckého kraje a do Německa. Atraktivní prostředí zejména za hranicemi Třebenicka a existence specifických lokalit uvnitř (muzeum českého granátu), s případným doplněním dalších lákavých možností turistických volnočasových aktivit a s rozvinutím dalších forem turismu by mohlo přispět k vytvoření dobrých předpokladů stát se tranzitním centrem turistiky. Velice perspektivní je budoucnost Třebenicka jako rekreačního, rehabilitačního, kulturního a sportovního zázemí obyvatel velkých přilehlých aglomerací. Rozvojový potenciál představuje také uchování a rozvinutí venkovského charakteru krajiny, včetně perspektivních odvětví zemědělství navazujících na místní tradice ovocnářství, zelinářství a ve spojení s oborově příbuznými aktivitami ve zpracovatelském průmyslu. Propojení perspektiv turistiky a zemědělství by se mělo projevit i v rozvoji eko- a agroturistiky, ve vytváření příležitostí pro pěstování např. jezdeckých sportů a dalších aktivit, které výrazně diferencují ekonomické aktivity v modelovém území. Těžba vápence a na ni navazující průmyslový komplex Lafarge Čížkovice zabezpečuje pro místní území významný počet pracovních míst a ekonomický přínos, který v situaci, kdy v území není rozvinutý terciární sektor orientující se na cestovní ruch a ostatní ekonomické činnosti uvnitř modelového území souvisejí zejména s intenzivní zemědělskou produkcí, je obtížně nahraditelný. Přesto by mělo být, z hlediska dlouhodobé perspektivy, minimálně velice důkladně zvaženo rozšíření dnes využívaných ložisek a měly by se připravovat varianty následné rekultivace opuštěných zbytkových jam. Nezbytným předpokladem pro strategický, řízený rozvoj Třebenicka je důkladné vytváření a dodržování územně plánovacích dokumentů tak, aby se jich management obcí mohl v každodenní praxi držet, neupřednostňující přitom nesystémové aktivity s krátkodobým účinkem. Špatnou image celé oblasti severozápadních Čech lze potom zvrátit pouze důrazem na důslednou propagaci území ve spolupráci se sdělovacími prostředky, turistickými informačními centry apod. Za významné lze v tomto ohledu považovat i rozvoj společenských, kulturních či sportovních aktivit občanů obcí, fungování nejrůznějších spolků a dobrovolnických organizací, které přispějí k propagaci a prezentaci území navenek, ale také ke zvýšení identifikace obyvatel s životem obcí.

Management obcí na Třebenicku, na základě diskuse se starostou panem Vobořilem (2006) pokládá za hlavní priority vybudování obchvatu obce (náhrada tzv. uhelné trasy přes náměstí), rekonstrukci a vybudování ČOV a rozšíření kanalizace. Dalším cílem je udržet trend

postupného „mládnutí“ obce a nárůstu počtu obyvatel, mimo jiné i prostřednictvím zachování spádovosti obce Třebenice pro téměř 20 sídel z okolí, udržení dostupnosti základních sociálních a zdravotnických služeb (např. lékárna, zubař, dětský lékař, gynekolog), podporou výstavby rodinných domů a vhodnými podmínkami pro podnikatelskou činnost, která je poměrně intenzivní (především díky vyšší kvalifikační úrovni obyvatel). Problémem zůstává čištění odpadních vod v periferních částech obcí, které nejsou napojeny na kanalizaci, či např. absence vodovodu v části obce Teplá. Mezi aktuálně řešené problémy obcí na Třebenicu patří nedostatek obecních pozemků pro výstavbu rodinného bydlení (v územně plánovacích dokumentech dominují plochy polí, sadů a zahrad), ze kterého pramení i následující úkol zvýšit počet stavebních parcel s přivedením sítí a komunikací (elektrina, vodovod, kanalizace, příp. plyn, telefon, internet apod.). Za tím účelem se chystá změna územně plánovací dokumentace, jejímž důvodem je zájem o výstavbu rodinných domů. Stěžejním úkolem je také rozvoj cestovního ruchu a jeho zázemí. Dnešní 3 penzióny v Třebenicích přestávají kapacitně stačit. Obdobně je nedostatečná i stávající délka značených turistických a cykloturistických tras, zejména s ohledem na blízkost atraktivních lokalit jako jsou Milešovka, Hazmburk, Libochovice a další. Přestože obecní úřad v Třebenicích se snaží pravidelně vydávat informace nejen prostřednictvím povinných veřejných vývěsek, ale i ve spolupráci se ZŠ prostřednictvím čtvrtletníku, časopisu Český granát, jímž zároveň sleduje další cíl, kterým je podpora kroužků na základní škole, tak občané se do dění v obci nezapojují, jen pokud něco nepotřebují či se jich něco bezprostředně nedotýká. Kladně bylo hodnoceno fungování Integra, sdružení obcí v okrese Litoměřice, mající snahu vzájemnou metodickou a finanční pomocí řešit podobné problémy zapojených obcí. Zkušenosti se změnou administrativního uspořádání jsou rozporuplné. Krajský úřad je geograficky dál, než býval okresní úřad. Jeho práci bývá vytýkána přílišná byrokracie, často bez zkušeností s fungováním samosprávy.

Společenský život a skladba spolků a sdružení v obci je oproti Petrovicu a Verneřicku pestřejší (několik sportovních klubů, sbor dobrovolných hasičů, včelaři, kynologové, invalidi, spolek chalupářů a místních občanů a další). Tradiční akcí konanou v Třebenicích jsou koncerty vážné hudby, přičemž v roce 2006 se konal již 20. ročník (ovšem pořádá se bez získání jakékoliv finanční dotace). Obce Třebenicka podávají množství žádostí o dotace z kraje, ovšem uspěje jen některá, byť, podle jejich názoru, ne vždy ta nejdokonalejší z nich. Evropské projekty hodlají zaměřit na podporu sociálních projektů (evropský sociální fond), neboť na 57 nezaměstnaných v obci je evidováno jen 7 volných pracovních míst (školení, rekvalifikační kurzy, kurzy celoživotního vzdělávání). Třebenicko v pracovních příležitostech nemůže nebýt závislé na situaci ve spádových centrech regionu, zejména v Lovosicích. Vytvořením průmyslové zóny v Lovosicích tak například poklesla nezaměstnanost v Třebenicích na polovinu. Příprava evropských projektů je však časově a administrativně stále náročnější, a proto se také zvažuje možnost nechat vypracovat projekt na zakázku přes specializovanou firmu. Negativně je ze strany trebenického managementu vnímán i samotný přísun dotací z evropských fondů, který totiž znamenal úbytek prostředků z národních zdrojů i z regionálních programů krajského úřadu, o něž nebylo nutné takto složitě žádat a soutěžit. Dřívější státní dotace jsou tak dnes často alokovány jako dofinancování projektů ze strany ČR a regionální programy vychází zejména z priorit vypisovaných pro soutěžní rozdělování evropských finančních dotací. „Zachování zemědělství, produkce potravin a udržování krajiny si zaslouží daleko výraznější podporu! Stát se zemědělcem je v současnosti nejhorším způsob obživy.“ Tak je glosováno převládající zaměření modelového území Třebenicka ze strany managementu obce Třebenice.

Krucialní problém však nevězí v zemědělské činnosti samotné, nýbrž zřejmě hlavně v její formě, kvalitě, nákladech a také v narůstající frekvenci chodů extrémních klimatických jevů. V zemědělském území Třebenicka by tak bylo možné aplikovat doporučení Skleničky

(2003), který uvádí, že velký krajinně ekologický význam má zvolená juxtapozice pěstovaných plodin a navrhuje metodu „set aside“, tj. ponechat uvnitř obdělávané orné půdy chemicky neošetřené enklávy travních porostů. Výše byly zmíněny (mimo jiné i tab. 11.2.1.) další doporučení a opatření, která nemají jen krajinně ekologický efekt, ale i pozitivní ekonomické důsledky (Forman, 2003). I výzkum zemědělské problematiky se vyvíjí a k dosažení konkurenceschopnosti zemědělské produkce nepostačují zásady a pravidla získané před desítkami let. Koncept multifunkční udržitelné krajiny s heterogenní mozaikou enkláv různých typů a tvarů uspořádaných v závislosti především na parametrech reliéfu, říční sítě, výskytu významných biotopů, může mít pozitivní synergické efekty, zasahující i do ekonomické oblasti. Zvýšení atraktivity prostředí pro mladé rodiny, turisty, zlepšení celkového rázu krajiny projevujícího se i v intenzivnějším se ztotožněním s životem obce jsou další potenciální nepřímé důsledky zmíněného konceptu. Sklenička (2003) dokonce nabízí teoretickou možnost, že bude-li orná půda chápána jako biotop a racionálně využívána (ve smyslu výše uvedených doporučení a opatření), pak může převzít část ekologických funkcí kostry ekologické stability.

Jednou ze zásadních komplikací při podávání žádostí o dotaci z evropských fondů je fakt, že se na projektu obec musí přibližně jednou třetinou finančně spolupodílet. Při průměrné výši dotace pohybující se okolo tří milionů je i jedna třetina příliš velkým nákladem, který si malé obce nemohou dovolit. I proto ovšem je vhodným řešením sdružování se do svazku obcí, které se děje jak na Petrovicku, tak na Verneřicku i Třebenicku. Prozatím však žádná obec na Třebenicku nezískala grant z EU či v rámci programů SROP. Je to velká škoda, neboť např. zajišťování dopravního spojení okrajových a hůře dostupných částí regionů mimo rámec integrovaného dopravního systému, posílení regionálních a lokálních komunikačních sítí, zlepšení přístupu všech skupin obyvatelstva (včetně osob s omezenou schopností pohybu a orientace) k veřejným informacím prostřednictvím internetu, regenerace urbanizovaného území města postiženého útlumem hospodářských nebo společenských aktivit (bývalá továrna, kasárna, nádraží, zemědělské objekty apod.), revitalizace kulturních, technických a průmyslových památek a kulturního dědictví, rozvoj místních či regionálních informačních systémů cestovního ruchu, rozvoj kapacit podniků působících v odvětví cestovního ruchu (posílení ubytovacích kapacit a obslužné infrastruktury), výstavba či obnova vybavenosti v oblasti sportu, rekreace, lázeňství, obnova a rozvoj turistických stezek, cyklostezek a cyklotras včetně doplňkových zařízení, investice do zemědělského majetku a podpora začínajícím mladým zemědělcům, podpora konkurenceschopnosti zemědělské produkce, zavedení technologií šetrnějších k životnímu prostředí, snížení negativních vlivů zemědělské činnosti na životní prostředí, diverzifikace zemědělských aktivit a aktivit blízkých zemědělské činnosti výstavbou, rekonstrukcí, modernizací a doplněním zařízení pro agroturistiku, pro volnočasové aktivity, podporou investic pro využívání alternativních zdrojů energie, to jsou všechno jen některé vybrané priority národních či regionálních alokačních plánů, které by mohly obce nejen na Třebenicku, ale i Petrovicku a Verneřicku intenzivně využívat, a tak čerpat nemalé finanční dotace na daleko dynamičtější rozvoj nejen ekonomický, ale i sociální a ekologický (tedy na rozvoj všech pilířů udržitelného rozvoje).

Ve zhodnocení modelových území a větších geografických celků v severozápadních Čechách prostřednictvím SWOT analýzy se projevuje existence mnoha problémů. Slabé stránky většinou převažují nad silnými, i rizika a hrozby často převládají nad příležitostmi. V severozápadních Čechách se ukazuje, jak dlouho se, historickým vývojem daná výrazně obtížná výchozí situace, dá kompenzovat, jak je obtížné navázat na tak radikálně narušenou přirozenou trajektorii vývoje. Mnoho malých sídel definitivně zaniklo. Většina těch, která se zachovala, zůstala po 50. letech výrazně nedosídlena a došlo v nich téměř k úplné výměně původních obyvatel (rodáků) za nové osídlence. Mnoho domů a kulturně historických

památek a objektů bylo opuštěno, demonstrativně zbořeno či dodnes chátralo. Identifikace lidí s krajinou je dodnes ještě o to nižší, čím intenzivněji byla krajina vystavena tak výraznému environmentálnímu stresu jako právě v severozápadních Čechách. Společenský či kulturní život v obcích modelových území se dnes většinou pojí se zápasy místních fotbalových klubů či s hasičským bálem. Klasický ráz vesnického prostředí s charakteristickým životem obce se zdá být vytěšňován „poměšťováním“ vesnic, stěhováním mladých rodin z měst do atraktivního prostředí, které je dobře dopravně dostupné do velkých spádových center. Často chybí vzdělání lidí, kvalifikovaní v potřebných směrech rozvoje tohoto území, kteří by se v daném území aktivně realizovali (zemědělství, lesnictví, krajinné plánování, cestovní ruch či ekonomické směry, drobné živnosti a řemesla). Projevuje se absence kvalifikovanosti managementu obcí využívat pro naplňování svých dlouhodobých záměrů evropské strukturální fondy. Severozápadní Čechy si, přes současné výrazné změny, s sebou stále nesou negativní image „měsíční krajiny“. Opět, s touto většinou představou veřejnosti jak v Česku, tak v zahraničí, se jen velmi obtížně rozvíjí pro tento region tolik potřebný čistý perspektivní průmysl, jakým je cestovní ruch. Modelová území a jejich širší zázemí nepostrádá atraktivní přírodní prostředí pro turistiku, cykloturistiku a další formy cestovního ruchu, ovšem hlavní nedostatek se ukazuje být ve velmi nedostatečném zázemí (kvalitní ubytování, kulturní a sportovní zázemí, specifická zábava, tj. adrenalin parky, golfová hřiště, aquaparky apod.). Jen málo podnikatelských subjektů se orientuje tímto směrem. Velmi sporadicky se lze setkat s moderními trendy turismu, např. s agroturistikou nebo hippoturistikou. Ekonomické aktivity realizované v modelových územích jsou málo diferencované. Jejich profit do značné míry souvisí s výskytem extrémních klimatických jevů, výší dotací od státu, státní zemědělskou politikou či konkurenceschopností podniku. Rizikovost nízké úrody, slabých výnosů, nižších dotací či slábnoucí konkurenceschopnosti produktů by bylo možné snížit vyšší diferenciací ekonomických aktivit, rozšířením tradičních zemědělských činností o její alternativní formy (bioprodukty, ekologické, organické a jiné zemědělství) nebo o doplňující aktivity majících blíže k cestovnímu ruchu než k zemědělské činnosti (agroturistika, ekoturistika). Ovšem, v tomto směru postrádají farmáři to základní, tedy informace o nových trendech a o moderních formách a způsobech zemědělské činnosti. I zde se projevuje historickým vývojem negativně ovlivněná, chybějící tradice rodinného farmaření. Obdobné je tomu i s využitím alternativních zdrojů energie, především biomasy, jejíž zavedení úzce souvisí s erudicí a schopnostmi managementu obce. Vysoké počáteční náklady, které je ovšem možné spolufinancovat z různých dotačních titulů jak národních, tak evropských, a tím se návratnost investice velmi zkracuje, by byly vynahrazeny následujícími multiplikativními účinky: nezávislost výdajů domácností a obce na zvyšujících se cenách energie, zvýšení kvality ovzduší v obci v zimních měsících, nárůst atraktivity obce pro mladé rodiny, zkvalitnění prostředí a krajinného rázu trvalým obhospodařováním luk často zarůstajících křovinami a pionýrskými druhy dřevin.

12. Závěr

Téma hodnocení různých aspektů struktury krajiny zcela jistě nelze po teoretické stránce považovat za konzistentně, finálně prozkoumané. Naopak, podle frekvence monografií, zahrnujících mimo jiné i tuto problematiku (z poslední doby např. Green et al., 2006, Palang, Fry, 2003, Kienast, Wildi, Ghosh, 2007, Naveh, 2007, Hong et al., 2007) a podle množství nejen samotných článků orientujících se tímto směrem, ale i podle počtu samotných renomovaných časopisů absorbujících otázky vývoje kulturní krajiny (Professional Geographer, Environmental Planning A-D, LUP, LE, Ekológia/Ecology, Landscape Research a mnohé další), lze říci, že intenzita badatelského úsilí věnovaná hledání obecně aplikovatelných metod analyzujících strukturu krajiny z odlišných úhlů pohledu narůstá. Odpovídá tomu i rostoucí počet mezinárodních konferencí, které se úzce specializují na podobné otázky či které implementují hodnocení vývoje krajiny a jejího využití jako samostatnou konferenční sekci (IGU Glasgow, 2004, IGU Brisbane 2006, IGU Tunis 2008, IALE Stará Lesná 2006, IALE World Congress 2007, moravské CONGEO, IGU/LUCC Central Europe Conference 2007, PECSRL 2008 a mnohé další IGU i IALE konference a další dílčí workshopy a setkání pracovních skupin a regionálních poboček po celém světě. Přibývá i krajinně ekologicky zaměřených mezinárodních výzkumných projektů (viz webové odkazy v kapitole 13).

Proč tomu tak je? Evropská úmluva o krajinně prokazuje, že se krajina se všemi svými složkami a dimenzemi (kapitola 3) stává frekventovaným politickým tématem. Bohužel však nikoliv na české národní úrovni, nýbrž spíše v evropských strukturách či v jiných zemích, kde perspektivu interdisciplinárního studia krajinně ekologických problémů pokládají za daleko významnější téma. Velmi zajímavá diskuse proběhla také např. na české akademické půdě (zveřejněná na internetových stránkách CZ-IALE), která se týkala Ústavu ekologie krajiny v Českých Budějovicích. Strastiplným způsobem vznikala v Česku i Strategie udržitelného rozvoje nebo novela stavebního zákona se všemi navrhovanými změnami směřujícími k posílení role krajinného plánování, resp. krajinně ekologických teorií v praxi územního plánování. Jistě bude zajímavé sledovat vývoj a akceptaci Krajinné politiky Česka tak, jak se postupně formuje a také zda-li bude naplněn Fantův požadavek (formulovaný v Bulletinu CZ-IALE, č. 1/2007) na zařazení tématu transformace zemědělství, stabilizace venkova a vyhodnocení vlivu tohoto procesu na prostředí a krajinu do programu českého předsednictví Evropské unie v roce 2009. Ve výše zmíněných příkladech tak Česko zatím nereflektuje zřejmě většinový akcent zahraničních, evropských institucí a politik na řešení problematiky zemědělství, venkova a krajiny směrem k multifunkční udržitelné krajinně (kapitola 3.3.). Politický zájem Evropské unie o krajinu jako o naše společné dědictví se ukazuje i v podpoře evropského výzkumu, pro který bylo zformulováno šest základních směrů výzkumu, mezi kterými vystupuje i udržitelný rozvoj. V 5., 6. a 7. rámcovém programu se tyto priority také odrážejí.

Zrušení Geografického ústavu v Brně jako součásti akademie věd, rozpad Terplanu a „transformace“ Ústavu ekologie krajiny v Českých Budějovicích přivedl krajinnou ekologii v Česku na práh institucionální impotence. Nedostatečně vybudovaná síť specifických krajinně ekologických akademických či výzkumných pracovišť, absence „vůdčí“ vědecké instituce se projevuje i v síle české krajinně ekologické školy. Přesto se krajinná ekologie jako disciplína objevuje v mnohých, různým způsobem zaměřených studijních oborech, většinou

však v různorodé podobě odpovídající charakteru garantujícího pracoviště. O to výrazněji pozitivně se proto projevuje existence, funkčnost a efektivita české pobočky IALE, která tak zastává ojedinělou jednotící akademickou, výzkumnou, edukační a aplikovanou platformu pro krajinné ekology v Česku. Podle Fanty (Bulletin CZ-IALE č. 1/2007): „systémové řízení vývoje a využívání krajiny s ohledem na dodržování principů trvalé udržitelnosti – tak jak se už po desetiletí provozuje ve vyspělých evropských zemích – v ČR v podstatě neexistuje, nebo jen v navzájem nesouvisejících částech.“ O rovině aplikace krajinně ekologických poznatků v praxi, tj. především o prostorovém (územním či krajinném) plánování, které má v Česku v gesci Ministerstvo pro místní rozvoj ČR, mluví Fanta jako o „privatizovaném českém územním plánování“, které jen těžko může naplňovat roli prostředníka v integraci ekonomických a sociálních požadavků společnosti na krajinu s jejím „přírodním kapitálem“ při vědomí hlavní premisy, kterou je udržitelný rozvoj.

Znalost vývoje krajiny v minulosti je nezbytným předpokladem ke stanovování optimálních trajektorií vývoje, možných variant scénářů krajiny do budoucnosti (tzv. „futurescapes“) tak, jak o nich mluví např. Haines-Young (2000), Potschin, Haines-Young (2006), Haines-Young, Potschin (2003), Nohl (2001) a Marc Antrop ve svých mnoha článcích (kapitola 13). Vývojem krajiny by však měl být chápán vývoj krajiny jako holistického systému všech krajinných složek (kapitola 3.2.), ke kterému se přistupuje jako ke knize, při jejímž čtení nelze přeskočit nebo vynechat jednu z kapitol. Potřeba interdisciplinárního přístupu ke krajině, lépe však transdisciplinárního, totiž včetně zahrnutí různých dotčených skupin do procesu rozhodování o budoucím uspořádání skladebných krajinných prvků v konkrétní krajině se zdá být zásadním kritériem transformace interpretací krajiny do praxe. Transdisciplinarita je založena na kooperaci a koordinaci odborníků z různých krajinou „dotčených“ oborů, managementu krajiny („decision makers“), planologů, uživatelů krajiny, investorů, místních organizací, spolků a skupin za účelem posouzení jednotlivých variant a scénářů konkrétní krajiny z různých úhlů pohledu (kapitola 4.5.). Individuální odpovědnost za stav a charakter konkrétního území, vyšší identifikace všech zúčastněných s místní krajinou je nevyčleněným předpokladem takového rozhodovacího procesu. Proto by měl krajinně ekologický výzkum zřejmě být více týmovým výzkumem než výzkumem jednotlivců.

Horizontální struktura krajiny úzce souvisí s dalšími aspekty krajiny jako takové a to s jejím chováním, dlouhotrvajícím vývojem, střednědobou dynamikou a každodenním fungováním. Ovlivnění struktury krajiny se tak promítá do ostatních krajinných charakteristik. Retrospektivní studie hodnotící horizontální strukturu krajiny vychází v mém případě z analýzy vývoje skladby „stavebních kamenů“ krajinné mozaiky, za něž jsou zde považovány land use třídy, resp. land cover kategorie, z posouzení působení environmentálních stresorů na krajinné složky a z evaluace změn v kompozici, uspořádání a tvarových a velikostních parametrů krajinných enkláv. Přes často citovanou dichotomii přítomnou uvnitř krajinné ekologie jako vědy (kapitola 4.3. a 4.4.) tkví východisko z ní v prolínání metodických nástrojů různého původu a tím v dosažení efektivní komplementarity, která bude z této aplikace maximálně profitovat. Akceptování kvantitativních modelů a výpočtů založených na formanovském paradigmatu „patch-corridor-matrix“ mnohými středoevropskými autory a jejich integrace s „tradičním“ středoevropským či východoevropským evaluačním přístupem směřujícím k doporučením pro management krajiny se v odborných publikacích objevuje stále častěji.

Vývoj využití území se stal v české geografii frekventovaným výzkumným tématem. Přináší užitečnou informaci o využívání krajiny v minulosti a ve spojení se znalostí způsobu tohoto využívání, charakteru obhospodařování či obdělávání území by zřejmě neměl chybět v žádném retrospektivním hodnocení horizontální struktury krajiny (kapitola 9.1.). Jeho důvěryhodnost se však zakládá na validitě vstupních dat. Při delších časových intervalech sledování se míra přesnosti může snižovat. Proto se jako nejvhodnější způsob aplikace této

metody jeví použít více zdrojů dat a s jejich simultánní implementací odhalovat zejména probíhající trendy. Pro druhou polovinu 20. století se jako nejefektivnější ukazují být historické letecké měřické snímky, barevné ortofotosnímky, družicové snímky, katastrální evidence ČÚZK, historické pohlednice a fotografie. Díky nově přístupné databázi LPIS je možné získat pro několik let zpětně i informace o aktuálně využití ploše zemědělské půdy. Na základě komparace LPIS a ČÚZK v posledních časových horizontech lze minimálně pro několik posledních let tvrdit, že databáze ČÚZK poměrně značně nadhodnocuje všechny kategorie zemědělské půdy, a zaostává tak za aktuálním stavem. Ukazuje se také naléhavá potřeba zařazovat do kategorizačních systémů land use přechodnou třídu mezi loukou a pastvinou a lesním porostem, třídu sukcesních ploch, opuštěných, zarůstajících pozemků. Podle LPIS lze také formulovat tezi o tom, že v intenzivně zemědělsky zaměřených územích je míra shody a tedy i míra validity obou databází vysoká. Naopak nejnižší je v LFA oblastech. LPIS tak identifikuje daleko vyšší intenzitu polarizace krajiny v Česku, intenzivně zemědělsky využívané území na jedné straně a oblasti, jejichž celkové využití ve své intenzitě výrazně pokleslo, na straně druhé. Třetí databází, která přináší informace o vývoji land coveru přibližně v období 1990-2000, je CORINE. Přes rozdílnost měřítek pohledu na krajinu je její aplikace užitečná z důvodu zachycení změn rozsáhlých území ve vhodně kategorizovaných land cover třídách. CORINE nevypovídá o pozemcích, parcelách či enklávách, nýbrž spíše o oblastech, resp. územích. Zpracování leteckých snímků nebo katastrálních map, např. pro přírodní lesní oblasti nebo geomorfologické celky, by znamenalo věnovat obrovské časově náročné úsilí jejich vektorizaci a interpretaci.

Krajinné metriky, kvantifikace velikostních, tvarových parametrů enkláv přináší komplementární pohled k analýze vývoje land use na uspořádání krajiny a na měnící se vlastnosti krajinné mozaiky (kapitola 9.2.). Vychází z formanovského „patch-corridor-matrix“ paradigmatu a, přestože diskuse o aplikaci této metody stále není uzavřena, našla si i cestu, jak stále častěji doplňovat (např. německé a holandské) hodnotící krajinně ekologické studie o nové, ještě do nedávné doby chybějící, poznatky. Nelze říci, že existuje optimální kompozice „stavebních kamenů“ horizontální struktury krajiny. K tomu, aby bylo možné ještě lépe posoudit výsledky aplikace Patch Analystu, bude potřebné uskutečnit daleko více případových studií, které by se v různých typech české krajiny aplikovaly podobným způsobem. Frekventované zahraniční aplikace do značné míry souvisejí se specifickými fyzikogeografickými i sociogeografickými podmínkami země, ve které se realizují. Obtížné si lze představit porovnání výsledků krajinných metrik v americkém New Jersey (Conway, Lathrop, 2005), v čínském Shijiazhuang (Xiao et al., 2006) či na severozápadním pobřeží Egypta (Ayad, 2006). V kompozici krajiny se významným způsobem projevují specifické vazby na topografii, klimatické podmínky, kulturně historické a sociální charakteristiky a na řadu dalších obecně geografických parametrů. Případové studie z krajin různého typu (např. jen v rámci evropské typologie z „holandské dílny Meeuse“, Meeus, 1995, Meeus et al., 1990, Löw, Míchal, 2003) je třeba brát v potaz s vysokou mírou obezřetnosti. Patch Analyst, resp. FRAGSTATS, se zcela jistě bude s ostatními softwarovými krajinně ekologickými i geografickými produkty dál vyvíjet a aplikovat v různých prostředích. Tato fáze musí nutně předcházet širšímu zobecňování závěrů z jeho aplikace.

Patch Analyst, obdobně jako analýza land use, koreluje ve věrohodnosti svých výsledků s mírou validity zdrojů dat. U dat ve vektorovém formátu se nelze vyhnout zdoluhavé a pečlivé fázi vektorizace a interpretace leteckých snímků a ortofotosnímků. Tuto náročnou část užití Patch Analystu bude zřejmě možné obejít jen zpracováním snímků softwarem pro automatickou vektorizaci a použitím rastrových dat. Pro případné porovnání modelových území s oblastmi větší „scale“ lze doporučit výše zmíněnou druhou variantu automatické interpretace. Využití CORINE ve vektorovém formátu, již interpretovaného družicového snímkování ve vhodné kategorizaci ploch, odkrývá oproti vektorizacím

leteckých snímků zcela jiné aspekty horizontální struktury krajiny. CORINE umožňuje nahlížet na makrostrukturu krajiny složenou z kontinuálních zemědělských či lesních oblastí, z území s převažujícím zastoupením luk, přechodových stadií lesů a křovin apod. Stanovená minimální mapovaná jednotka s sebou nese výraznou míru generalizace pohledu na krajinu a její skladebné prvky. Přesto CORINE patří mezi velmi užitečné a poměrně i snadno použitelné, i když časově úzce vymezené (připravuje se však nyní další etapa), zdroje dat, sice abstrahující od malých, úzkých a protáhlých enkláv, od koridorů, včetně biokoridorů, ale na druhou stranu dobře reflektující polarizaci velkých oblastí české krajiny. S připraveným časovým horizontem nového leteckého snímkování využití území v Česku (projekt LUCAS 2007) se naskýtá možnost protažení časového intervalu u hodnocení vývoje území a u kalkulace krajinných metrik o několik dalších let. Nutnou podmínku pro formulování širěji platných závěrů ale tvoří požadavek aplikovat Patch Analyst (včetně chystaných nových časových horizontů CORINE i ortofotosnímků) podobným způsobem na modelová území v různých částech Česka. Velmi zajímavé by také mohlo být srovnání s případovými studiemi na Slovensku nebo v jiných zemích střední a východní Evropy, kde lze očekávat analogický průběh hlavních, v historickém vývoji působících, „driving forces“.

Třetí v práci aplikovaná metoda hodnocení vývoje environmentálního stresu a působení environmentálních stresorů doplňuje výše zmíněné dvě metody o pohled na měnící se kvalitu jednotlivých složek krajiny (kapitola 9.3.). Termíny stres a stresory vycházejí ze slovenské terminologie završené publikováním syntetické mapy Územního systému stresových faktorů Slovenské republiky (Kol. aut., 2002). Pojmy stres a stresory umožňují vhodně rozlišit mezi stresem přítomným v krajině a stresory, které negativní dopady na krajinu vyvolávají. Definování sociálního stresu přináší informace o negativních projevech stresorů uvnitř sociálního subsystému krajiny a vyžaduje ještě velké badatelské úsilí k jeho výraznějšímu rozvinutí a adekvátnímu zahrnutí do transdisciplinárních krajinně ekologických studií. Údaje o antropogenním tlaku na krajinu, o antropickém ovlivnění krajiny, resp. o podílu stabilních prvků v krajině, kalkulované z měnícího se zastoupení land use tříd, mohly v hodnocení vývoje horizontální struktury krajiny či vývoje krajiny obecně signalizovat informaci o krajině kvalitativní povahy, ovšem informaci ne vždy zcela správnou. Výhodou monitoringu stresu a stresorů je mimo jiné také to, že si lze všimnout i působení stresorů za hranicemi modelového území, jejichž účinky se prostřednictvím různých činitelů do něj transmitují.

Posouzení vývoje environmentálního stresu a působení stresorů v modelových územích v severozápadních Čechách se svojí intenzitou změn ve 2. polovině 20. století ukázalo být jako nezbytné a zařazení této metody do hodnocení vývoje horizontální struktury krajiny jako opodstatněné. Volba území, které bylo v minulosti postiženo enormním antropogenním tlakem, byla záměrná, neboť právě tato krajina již v současnosti a zřejmě bude i v budoucnosti neustále vyžadovat významných investic v podobě vědecko výzkumného zájmu krajinných ekologů. Na některých územích nepůjde jen o návrhy směrů a úprav stávající krajiny, ale, např. na rekultivovaných plochách, se bude jednat o vznik zcela nových krajin. Poznání charakteru a fungování minulých krajin v takovém území je při navrhování krajin budoucích o to důležitější. Pro severozápadní Čechy znamenala 2. polovina 20. století období velmi radikálních změn a zvrátů. Odsun původních obyvatel německé národnosti představoval pro některá území definitivní zánik sídel či téměř úplnou výměnu obyvatel. Měl za následek výraznou redukci identifikace nových osídlenců s krajinou. To se projevilo v charakteru krajiny a i v jejím fungování. Často skloňovaná paměť krajiny, kterou by právě v oblastech Sudet stálo velmi za to exaktně rozpracovat do podoby výzkumného tématu, nedefinovat ji a na modelových územích ověřit její uplatnění, byla výrazně narušena. Pozměněná sídelní struktura, chátrání či úplný zánik mnoha kulturně historických a církevních staveb, zapomenuté místní tradice a zvyky, pozměněná funkce, kterou místní

krajina dlouhodobě plnila, to vše přispělo k slábnoucímu se ztotožnění obyvatel s krajinou a k nevýraznému zapojení se do života v obci. Navazující kolektivizační vlny a období komunismu mělo mimo jiné za důsledek scelení dříve soukromě obdělávaných a obhospodařovaných pozemků a vytvoření hrubozrnné mozaiky, označované jako „collective openfields“. Odstranění drobných krajinných prvků a výrazných kompozičních objektů, tedy např. mezí, dřevinných doprovodů cest a silnic, alejí, břehových a nivních porostů, zvětšení průměrné plochy enklávy a přerušování mnohých biokoridorů s sebou přineslo zvýšení vodní i větrné eroze půdy a snížení prostupnosti krajiny. Rozorání niv, narovnání a zabetonování toků, intenzivní zemědělská činnost s nadměrnou chemickou úpravou půdy ovlivnilo vodní prostředí (včetně kvality podpovrchových vod a zrychlení odtoku vody z krajiny). Těchto několik tak významných zásahů do struktury a tedy i do fungování krajiny, jež proběhly v průběhu několika málo desítek let a které by byly i samy o sobě znamenaly velmi radikální vliv na krajinu, doprovázelo navíc v severozápadních Čechách otevření a postupné rozšiřování dobývacích prostorů hnědého uhlí, společně s navazující výstavbou nových elektrárenských bloků. Takto výrazné působení antropogenních stresorů vyvolalo existenci koncentrovaného stresu přítomného ve všech krajinných složkách a srovnatelného s vlivy největších obdobných stresorů té doby na světě. Dodnes se tyto negativní jevy projevují ve zhoršené kvalitě půdy, zdravotním stavu lesních porostů a případně i v některých parametrech zdraví obyvatel.

Kromě možnosti hlouběji rozpracovat téma paměti krajiny a pokračovat v aplikaci představených metod v jiných územích v Česku či na Slovensku vidím další nutné pokračování výzkumu v pracích na stávajících vědeckých projektech. Ve shodě se slovenskou metodikou LANDEP a s ní souvisejícími tématy, kterými jsou environmentální únosnost a environmentální limity, navazující fáze grantů spočívají v identifikaci rezerv a střetů ve využití území, v dotažení prací do stanovení optimálních variant udržitelného využití všech osmi modelových území založených na ekonomických požadavcích společnosti a respektujících krajinně ekologické podmínky území. Na tyto krajinné scénáře bude navazovat opětovné dotazníkové šetření, pohovory se zástupci soukromého sektoru a s managementem obcí, které se bude zaměřovat na definované varianty možného budoucího využití modelových území. Prostřednictvím diskuse nad formulovanými závěry s různými dotčenými skupinami, tedy snahou o naplnění požadavku na transdisciplinární charakter výzkumu, lze dospět k finálním námětům a prioritám uplatnitelným v praxi. Spolupráce na tvorbě projektů a pomoc obcím získat na realizaci koncepčních opatření finanční dotace z evropských fondů představuje jedinečnou příležitost, která může postupně odlišit schopné a odvážné vedení obcí od jiných.

Absolutně nejmodernější GIT trend integrovaný s krajinně ekologickou problematikou, který vychází z nejnovějších IT technologií, je v současné době za podobným účelem realizován jen v několika málo výzkumných institucích na světě. CAVE, virtuální studio, umělá realita, založená na simultánní vícesměrné projekci obrazu umožňuje „realizaci“ různých variant trajektorií vývoje krajiny v laboratorních podmínkách. Lze se tak v současné době ocitnout ve „futurescapes“. Už Platón ve své Ústavě uvádí alegorii jeskyně jako možnost odhalování rozdílů mezi realitou a lidskou percepcí. Uvažuje o člověku, který svou představu o reálném světě založil na pohybujiících se stínech po stěnách jeskyně, které vyvolávají uprostřed ní plápolající plameny ohně. Podle této analogie v roce 1991 formulovali Thomas DeFanti a Dan Sandin ideu jeskynního automatického virtuálního prostředí (Cave Automatic Virtual Environment). První prototyp CAVE byl uveden do provozu v „Electronic Visualization Laboratory“ (EVL) na Universitě v Illinois v Chicagu v roce 1992. Druhá aplikace byla postavena nedlouho poté v „National Center for Supercomputing Applications“ na stejné univerzitě. Technologicky došlo k plynulému přechodu od 3d modelů krajiny na LCD monitoru (přes stereoskopické projekce) k virtuální krajině, 3d obrazům krajiny

snímaným na pět stěn místnosti. Takto vytvořené „umělé krajiny“ umožňují dotčeným skupinám obyvatel lépe se rozhodnout a posoudit, která z krajin se jim „líbí“ nejvíce. Navazující šetření s místními obyvateli mohou mít neopominutelný význam i pro další téma estetiky krajiny, krajinného rázu či vizuální kvality krajiny. „Virtual landscapes“ čím dál častěji pronikají do krajinně ekologických monografií (Green et al., 2006, Palang, Fry, 2003).

Téma digitální modelování krajiny, resp. 3d vizualizace krajin, se postupně formuje do konsistentního samostatného směru či interdisciplinárního oboru na pomezí krajinné ekologie, (geografických) informačních technologií a dalších disciplín. Perspektivní směry výzkumu v této oblasti jsou: věrnější zachycení vegetačních prvků v počítačové grafice; automatické generování modelů krajiny z GIS dat; management urbánního rozvoje – ochrana rozhledů, výhledů a komplexní architektonické studie; techniky vizuálních analýz; virtuální GIS technologie využití pro pochopení vzájemného působení struktury krajiny a chování krajiny; virtuální krajiny odhalující souvislosti mezi vizuální stránkou krajiny a jejími funkcemi; virtuální realita a monitoring lidského chování ve virtuálním a reálném prostředí; validita virtuálních modelů a 3d vizualizací krajiny; validita hodnocení scénérie krajiny – úroveň realismu v počítačem simulovaných krajinách, tzv. „LOD problem“ – level of detail (Williams et al., 2007, Appleton, Lovett, 2003, Rohrmann, Bishop, 2002, Ervin, 2001, Orland et al., 2001, Mulhar, 2001, Schmid, 2001, Danahy, 2001, Bishop et al., 2001, Hehl-Lange, 2001).

Možností, jak pokračovat v krajinně ekologickém výzkumu, vidím velmi mnoho. Kromě finančně náročných realizací technologického zázemí moderního krajinně ekologického výzkumu směřujícího k virtuálním krajinám (které se v roce 2007 začne budovat v Ústí nad Labem), lze uvést finančně ještě náročnější variantu rozvoje krajinně ekologického výzkumu, kterou je aplikace 3d tiskárny, umožňující tisk kompletních 3d modelů krajiny. V exaktních laboratorních podmínkách není poté nemožné simulovat na 3d modelu konkrétní virtuální krajiny modelového území, další především fyzickogeografické jevy (např. extrémní klimatické či hydrologické jevy). S vědomím výše uvedeného není lehké odhadovat náměty dalšího vývoje krajinně ekologických metod a postupů. Budoucnost krajinné ekologie v Česku však nepředstavuje něco, co teprve chceme dosáhnout, ale je tím, co právě teď děláme.

- [1] Abdullah, S. A., Nakagoshi, N., 2006. Changes in landscape spatial pattern in the highly developing state of Selangor, peninsular Malaysia. *Landscape and Urban Plan.* 77, 263–275.
- [2] Ahern, J., 1999. Spatial concepts, planning strategies, and future scenarios: a framework method for integrating landscape ecology and landscape planning. In Klopatek, J. M., Gardner R. H. (eds.), *Landscape ecological analysis – Issues and applications*. Springer-Verlag, New York, 175–204
- [3] Anděl, J., et al., 1987. Hodnocení vlivů průmyslových podniků na životní prostředí. VÚVA, Praha, 92.
- [4] Anděl, J., et al., 1990a. Hodnocení stavu a vývoje životního prostředí Severočeského kraje I. díl. VÚVA, Praha, 123.
- [5] Anděl, J., et al., 1990b. Hodnocení stavu a vývoje životního prostředí Severočeského kraje II. díl. VÚVA, Praha, 116.
- [6] Anděl, J., 1993. K metodám hodnocení kvality životního prostředí. *Geografie – Sborník ČGS 98 (1)*, 25–33.
- [7] Anděl, J. et al, 2002. *Geografie Ústecka. UJEP v Ústí nad Labem, Ústí nad Labem*, 134.
- [8] Anděl, J., Jeřábek, M., Oršulák, T., 2004. Vývoj sídelní struktury a obyvatelstva pohraničních okresů Ústeckého kraje. *Acta Universitatis Purkynianae 88, Studia Geographica IV., UJEP Ústí n. L.*, 229.
- [9] Anděl, J., Poštolka, V., Šašek, M., 1998. Ecological Load Assessment and Environmental Quality – Case Study on the Czech-Polish Borderland. In: *Zachodniosudeckie pogranicze polsko-czeskie. Akademia Ekonomiczna we Wroclawiu. Wroclaw*, 65-70.
- [10] Anderson, J. R., Hardy, E. E., Roach, J. T., Witmer, R. E., 1976. A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. USGS, Washington, 41.
- [11] Ángyán, J., Balázs, K., Podmanický, L., Skutai, J., 2003. Sustainable development of European landscapes as a multidimensional environmental and societal issue. In Helming, K., Wiggering, H. (eds.), *Sustainable development of multifunctional landscapes*. Springer, New York, 125–142.
- [12] Antrop, M., 1997. The concept of traditional landscapes as a base for landscape evaluation and planning. The example of Flanders Region. *Landscape Urban Plan.* 38, 105–117.
- [13] Antrop, M., 1998. Landscape change: plan of chaos? *Landscape Urban Plan.* 41, 155–161.
- [14] Antrop, M., 2000a. Background concepts for integrated landscape analysis. *Agriculture, ecosystems and environment.* 77, 17–28.
- [15] Antrop, M., 2000b. Changing patterns in the urbanized countryside of Western Europe. *Landscape Ecol.* 15, 257–270.
- [16] Antrop, M., 2001. The language of landscape ecologists and planners. A comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. *Landscape Urban Plan.* 55, 163–173.
- [17] Antrop, M., 2003a. Continuity and change in landscape. In Mander, Ü., Antrop, M. (eds.), *Multifunctional landscapes. Vol. III – Continuity and change*. WIT Press, Southampton, 1–14.
- [18] Antrop, M., 2003b. Multifunctionality and values in rural and suburban landscapes. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. I – theory, values and history*. WIT Press, Southampton, 165-180.
- [19] Antrop, M., 2005. Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape Urban Plan.* 70, 21–34.
- [20] Antrop, M., 2006. Sustainable landscapes: contradiction, fiction or utopia? *Landscape Urban Plan.* 75, 187–197.
- [21] Appleton, K., Lovett, A., Sünnerberg, G., Dockerty, T., 2001. Rural landscape visualisation from GIS databases: a comparison of approaches, options and problems. *Computers, Environm. and Urb. Systems* 26, 141-162.
- [22] Appleton, K., Lovett, A., 2003. GIS-based visualisation of rural landscapes: defining “sufficient” realism for environmental decision-making. *Landscape and Urban Plan.* 65, 117–131.

- [23] Armand, D. L., 1975. *Nauka o landšaftě*. Mysl, Moskva, 287.
- [24] Arriaza, M., Cañas-Ortega, J. F., Cañas-Madueño, J. A., Ruiz-Aviles, P., 2004. Assessing the visual duality of rural landscapes. *Landscape Urban Plan.* 69, 115–125.
- [25] Aspinall, R., 2006. Editorial. *Journal of Land Use Science*, Sample Issue, 1-4.
- [26] Atkinson, P. M., Tate, N. J., 2000. Spatial scale problems and geostatistical solutions: a review. *Profes. Geographer* 52 (4), 607–623.
- [27] Ayad, Y. M., 2005. Remote sensing and GIS in modelling visual landscape change: a case study of the northwestern arid coast of Egypt. *Landscape Urban Plan.* 73, 307–325.
- [28] Bailly, A., Gibson, L. J. (eds.), 2004. *Applied Geography: A World Perspective*. Kluwer, Dordrecht, 320.
- [29] Balej, M., Anděl, J., Jeřábek, M., 2004. Východní Krušnohoří – geografické hodnocení periferní oblasti. *Acta Universitatis Purkynianae* 96, *Studia Geographica V.*, UJEP Ústí n. L., 270.
- [30] Balej, M., Anděl, J., 2005. Komplexní geografický výzkum kulturní krajiny I. MINO, Ústí nad Labem, 202.
- [31] Banski, J., 2003. Land management in Poland in a period of transformation. In Helming, K., Wiggering, H. (eds.), *Sustainable Development of Multifunctional Landscapes*. Springer, New York, 217–228.
- [32] Barsch, H., 1975. Zur Kennzeichnung der Erdhülle und unrer räumlichen Gliederung in der landschaftskundlichen Terminologie. *Pettermanns Geogr. Mitt.* 119.
- [33] Bartel A. 2000. Analysis of landscape pattern: towards a top down indicator for evaluation of landuse. *Ecological Modelling* 130, 87–94.
- [34] Bartoš, M., Těšitel, J., Kušová, D., 1998. Marginal areas – historical development, people and land-use. In Kovář, P. (ed.), *Nature and culture in landscape ecology*. Karolinum Press, Prague, 109–113.
- [35] Baskent, E. Z., Kadiogullari, A. I., 2007. Spatial and temporal dynamics of land use pattern in Turkey: A case study in Inegöl. *Landscape and Urban Plan.* 81, 316–327.
- [36] Bastian, O., 2001. Landscape ecology – towards a unified discipline? *Landscape Ecol.* 16, 757–766.
- [37] Bastian, O., 2003. Functions, leitbilder, and red lists – expression of an integrative landscape concept. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. I – theory, values and history*. WIT Press, Southampton, 75-96.
- [38] Bastian, O., Beierkuhnlein, C., Klink, H. J., Löffler J., Steinhardt, U., Volk, M., Wilmking, M., 2002. Landscape structures and processes. In Bastian, O., Steinhardt, U. (eds.), *Development and perspectives of landscape ecology*. Kluwer Academic Publ., Dordrecht, 49–112.
- [39] Bastian, O., Beierkuhnlein, C., Syrbe, R. U., 2002. Landscape change and landscape monitoring. In Bastian, O., Steinhardt, U. (eds.), *Development and perspectives of landscape ecology*. Kluwer Academic Publ., Dordrecht, 169–204.
- [40] Bastian, O., Bernhardt, A., 1993. Anthropogenic landscape changes in Central Europe and the role of bioindication. *Landscape Ecol.* 8 (2), 139–151.
- [41] Bastian, O., Glawion, R., Haase, D., Klink, H. J., Steinhardt, U., Volk, M., 2002. Landscape analysis, synthesis, and diagnosis. In Bastian, O., Steinhardt, U. (eds.), *Development and perspectives of landscape ecology*. Kluwer Academic Publ., Dordrecht, 113–168.
- [42] Bastian, O., Krönert, R., Lipský, Z., 2006. Landscape diagnosis on different space and time scales – a challenge for landscape planning. *Landscape Ecol.* 21, 359–374.
- [43] Bastian, O., Meyer, B. C., Panse, E., Röder, M., Syrbe, R. U., 2002. Landscape assessment. In Bastian, O., Steinhardt, U. (eds.), *Development and perspectives of landscape ecology*. Kluwer Academic Publ., Dordrecht, 205–256.
- [44] Bastian, O., Steinhardt, U. (eds.), 2002. *Development and perspectives of landscape ecology*. Kluwer Ac. Publish., Dordrecht, 498.
- [45] Batelková, K., Kolečka, J., Pokorný, J., 1996. Horňácko – krajinná syntéza a GIS při hodnocení přírodní krajiny pro plánování regionálního rozvoje. *Geografie – Sborník ČGS* 101 (4), 296–308.
- [46] Bell, S., 1999. *Landscape – pattern, perception and process*. Taylor and Francis, New York, 344.
- [47] Bender, O., Boehmer, H. J., Jens, D., Schumacher, K. P., 2005a. Using GIS to analyse long-term cultural landscape change in Southern Germany. *Landscape Urban Plan.* 70, 111–125.

- [48] Bender, O., Boehmer, H. J., Jens, D., Schumacher, K. P., 2005b. Analysis of land-use change in a sector of Upper Franconian (Bavaria, Germany) since 1850 using land register records. *Landscape Ecology* 20, 149–163.
- [49] Berger, J., 1987. Guidelines for landscape synthesis: some directions – old and new. *Landscape Urban Plan.* 14, 295–311.
- [50] Bertalanffy, L., 1968. *General System Theory. Foundations, Development, Applications.* New York, 295.
- [51] Beručašvili, N. L., 1986. Četyre izmerenija landšafta. *Mysl, Moskva*, 182.
- [52] Beručašvili, N. L., Žučkova, V. K., 1997. *Metody komplexnych fyzicko-geografičeskich issledovanij.* Izdatel'stvo Moskovskogo universiteta, Moskva, 319.
- [53] Bičík, I. et al., 1996. Land use/land cover changes in the Czech Republic 1845–1995. *Geografie – Sborník ČGS*, 101 (2), 92–109.
- [54] Bičík, I., 1991. Stav, vývoj a výhled využití ploch okresů Liberec a Jablonec. *Geografie – Sborník ČGS* 96 (4), 230–247.
- [55] Bičík, I., Jeleček, L., 2001. Regionální rozdíly ve využití české krajiny. In *Krajina v ohrožení.* Studio JB, Praha, 30–40.
- [56] Bičík, I., Jeleček, L., 2003. Long term research of LUCC in Czechia 1845 – 2000. In Jeleček, L., Chromý, P., Janů, H., Mikšovský, J., Uhlířová, L. (eds.), *Dealing with diversity.* UK, Praha, 224–230.
- [57] Bičík, I., Jeleček, L., Štěpánek, V., 2001. Land-use changes and their social driving forces in Czechia in the 19th and 20th centuries. *Land Use Pol.* 18, 65–73.
- [58] Bishop, I. D., Rohrmann, B., 2003. Subjective responses to simulated and real environments: a comparison. *Landscape and Urban Plan.* 65, 261–277.
- [59] Bishop, I. D., Ye, W.-S., Karadaglis, C., 2001. Experiential approaches to perception response in virtual worlds. *Landscape and Urban Plan.* 54, 115–123.
- [60] Blaschke, T., 2003. Continuity, complexity, and change: A hierarchical geoinformation-based approach to explore patterns of change in cultural landscape in Germany. In Mander, Ü., Antrop, M. (eds.), *Multifunctional landscapes. Vol. III – Continuity and change.* WIT Press, Southampton, 33–54.
- [61] Blaschke, T., 2006. The role of the spatial dimension within the framework of sustainable landscapes and natural capital. *Landscape Urban Plan.* 75, 198–226.
- [62] Blust, De G., Van Olmen, M., 2003. Monitoring multifunctional landscapes: heading towards integrated monitoring? In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. II – monitoring, diversity and management.* WIT Press, Southampton, 19–40.
- [63] Boeckmann, T., Heiden, K. von der, Siebert, R., 2003. Consensual design of strategies for enhancing sustainable land use and its benefit in the implementation of multifunctional landscape concepts. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. II – monitoring, diversity and management.* WIT Press, Southampton, 221–240.
- [64] Boothby, J., 2000. An ecological focus for landscape planning. *Landscape Research*, 25 (3), 281–290.
- [65] Botequilha Leitao A., Ahern J., 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Plan.* 59, 65–93.
- [66] Brandt, J., 2000. The landscape of landscape ecologists. *Landscape Ecol.* 15, 181–185.
- [67] Brandt, J., Blust, De G., Wascher, D., 2003. Monitoring multifunctional terrestrial landscapes. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. II – monitoring, diversity and management.* WIT Press, Southampton, 75–86.
- [68] Brandt, J., Tress, B., Tress, G. (eds.), 2000. *Multifunctional Landscapes: Interdisciplinary Approaches to Landscape Research and Management.* Centre for Landscape Research, Roskilde, 264.
- [69] Brandt, J., Vejre, H. (eds.), 2003a. *Multifunctional landscapes Vol. I – theory, values and history.* WIT Press, Southampton, 276.
- [70] Brandt, J., Vejre, H. (eds.), 2003b. *Multifunctional landscapes Vol. II – monitoring, diversity and management.* WIT Press, Southampton, 292.
- [71] Brandt, J., Vejre, H., 2003c. Multifunctional landscapes – motives, concepts and perceptions. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. I – theory, values and history.* WIT Press, Southampton, 3–32.

- [72] Brenner, N., 2001. The limit to scale? Methodological reflections on scalar structuration. *Progr. Human Geogr.* 25 (4), 591–614.
- [73] Brůna, V., Buchta, I., Uhlířová, L., 2002. Identifikace historické sítě prvků ekologické stability krajiny na mapách vojenského mapování. *UJEP, Ústí nad Labem*, 46.
- [74] Brundtland, G. H., 1991. *Naše společná budoucnost*. Academia, Praha, 398.
- [75] Buček, A., 2002. Význam ekologické sítě pro zachování biodiverzity kulturní krajiny v České republice. *Ochrana krajiny. Studio JB*, 15–24.
- [76] Buček, A., Lacina, J., 1979. Biogeografická diferenciacie krajiny jako jeden z ekologických podkladů pro územní plánování. *Územní plánování a urbanismus* 6, 382-387.
- [77] Buček, A., Lacina, J., 1981. Využití biogeografické diferenciacie při ochraně a tvorbě krajiny. *Sborník ČGS* 86, 44-50.
- [78] Buček, A., Lacina, J., 1993. *Územní systémy ekologické stability*. Veronica, Brno, 48.
- [79] Buček, A., Lacina, J., 1996. Supraregional territorial systém of landscape ecological stability of the former Czechoslovakia. *Ekológia (Bratislava)*, 15, 71-76.
- [80] Buček, A., Kopecká, V., 2001. Globální klimatické změny a vegetační stupně na území ČR. *Veronica* 15, 1, 10-14.
- [81] Buček, A., Lacina, J., Míchal, I., 1996. *An ecological network in the Czech Republic*. Veronica, Brno, 44.
- [82] Bunce, R. G. H., 1998. A framework for the analysis of cultural landscape in Europe. In Kovář, P. (ed.), *Nature and culture in landscape ecology*. Karolinum Press, Praha, 69–73.
- [83] Burel, F., Baudry, J., 2003. *Landscape Ecology: Concepts, Methods, and Applications*. Science Pub Inc., 362.
- [84] Burley, T. M., 1961. Land use or land utilization? *Professional Geographer* 13, 18-20.
- [85] Burt, T., 2004. Scale: upscaling and downscaling in physical geography. In Holloway, S. L., Rice, S. P., Valentine, G. (eds.), *Key concepts in geography*. Sage, Londýn, 209–228.
- [86] Buttner, A., 1998. Appropriate scales for sustainable development. *Irish Geographer* 31 (1), 1–33.
- [87] Buyantuyev, A., Wu, J., 2007. Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. *Landscape Ecol.* 22, 7–13.
- [88] Bürgi, M., Hersperger, A. H., Schneeberger, N., 2004. Driving forces of landscape change – current and new directions. *Landscape Ecol.* 19, 857–868.
- [89] Chromý, P., Rašín, R., 2006. Hodnocení interakce společnost – příroda v krajině českého pohraničí aneb spor o hodnotu pramene historickogeografického poznání. *Historická geografie, Suppl. I*, 205-219.
- [90] Coleman, A. 1961. The Second Land Use Survey: Progress and Prospect. *Geographical Journal* 127, 168-186.
- [91] Comber A, Fisher P, Wadsworth R, 2005. What is land cover? *Environment and Planning B: Planning and Design* 32 (2) 199–209.
- [92] Conway, T. M., Lathrop, R. G., 2005. Alternative land use regulations and environmental impacts: assessing future land use in an urbanizing watershed. *Landscape Urban Plan.* 71, 1–15.
- [93] Corry, R. C., 2004. Characterizing fine-scale patterns of alternative agricultural landscapes with landscape pattern indices. *Landscape Ecol.* 20, 591–608.
- [94] Corry, R. C., Nassauer, J. A., 2005. Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. *Landscape Urban Plan.* 72, 265–280.
- [95] Cristea, V., Grafta, D., Baciú, C., Goia, I., Dragut, L., Coroiu, I., 2003. Multidisciplinary assessment of the landscape development around the Cluj-Napoca city (Romania). In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. II – monitoring, diversity and management*. WIT Press, Southampton, 271–286.
- [96] Csorba, P., 1996. Landscape-ecological change of the land use pattern on the east foothill area of the Tokaj Mountains (Hungary). *Ekológia (Bratislava)*, 15 (1), 18–27.
- [97] Culek, M. et al., 1996. *Biogeografické členění České republiky*. Enigma, Praha, 347.
- [98] Culek, M. et al., 2005. *Biogeografické členění České republiky II*. AOPK ČR, Praha, 590.
- [99] Červinka, P., 1999. *Životní prostředí České republiky*. Karolinum, Praha, 103.
- [100] Danahy, J. W., 2001. Technology for dynamic viewing and peripheral vision in landscape visualization. *Landscape and Urban Plan.* 54, 125–137.

- [101] Daniel, T. C., 2001. Whither scenic beauty? Visual landscape quality assessment in the 21st century. *Landscape and Urban Plan.* 54, 267–281.
- [102] Daniel, T. C., Meitner, M. M., 2001. Representational validity of landscape visualisations: The effects of graphical realism on perceived scenic beauty of forest vistas. *J. of Environm. Psychol.* 21, 61-72.
- [103] Dauber, J., Hirsch, M., Simmering, D., Waldhardt, R., Otte, A., Wolters, V., 2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecos. and Environ.* 98, 321-329.
- [104] De Groot, R., 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape Urban Plan.* 75, 175–186.
- [105] Decamps, H., 1998. Which way did you enter landscape ecology? *IALE Bulletin* 16, 2
- [106] Delaney, D., Leitner, H., 1997. The political construction of scale. *Pol. Geogr.* 16, 93–97.
- [107] Demek, J., 1987. Hory a nížiny. *Zeměpisný lexikon ČSR.* Akademia, Praha, 584.
- [108] Demek, J., 1999a. Geoekologie do 21. století. *Geografický časopis* 51, 4, s. 361-373.
- [109] Demek, J., 1999b. Vybrané kapitoly z krajinné ekologie. *PF MU, Brno*, 102.
- [110] Demek, J., 1999c. Úvod do krajinné ekologie. *PřF UP, Olomouc*, 102.
- [111] Drdoš, J., 1992. Zamyslenie sa nad krajinným plánovaním. *Životné prostredie* 29 (2), 104–105.
- [112] Drdoš, J., 1999. Geoekológia a environmentalistika. I. časť. *Fakulta humanitných a prírodných vied Prešovskej univerzity, Prešov*. 153.
- [113] Drdoš, J., Michaeli, E., 2001. Geoekológia a environmentalistika, II. časť. *Fakulta humanitných a prírodných vied. Prešovská univerzita v Prešove. Prešov*, 158.
- [114] Drdoš, J., Michaeli, E., Hrnčiarová, T., 2005. Geoekológia a environmentalistika, II. časť. *Fakulta humanitných a prírodných vied. Prešovská univerzita v Prešove. Prešov*, 158.
- [115] Duncan, J. S., 1994. The politics of landscape and nature 1992–93. *Progr. Human Geogr.* 18: 361-370.
- [116] Duning, X., 1998. The IALE mision statement and Chinese landscape ecology. *IALE Bulletin* 16, 4
- [117] Dunn, C. P., Sharpe, D. M., Guntenspergen, G. R., Stearns, F., Yang, Z., 1991. Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern. In Turner, M. G., Gradner, R. H. et al, *Quantitative methods in landscape ecology.* Springer-Verlag, New York, 173–198.
- [118] Durilová, A., Saksa, M., 2003. Comparative analysis of methodical procedures for evaluation of ecological landscape stability. *Ekológia (Bratislava)*, 22 Suppl., 119–129.
- [119] EEA, 1999. Environment in the European Union at the turn of the century. *Environmental assessment report, 2.* Luxembourg.
- [120] EK, 2000. From land cover to landscape diversity in the European Union. *Evropská komise*, <http://ec.europa.eu/agriculture/publi/landscape/index.htm>
- [121] Erickson, D. L., 1999. Rural land use and land cover change. *Land Use Pol.* 12, 223-236.
- [122] Ervin, S. M., 2001. Digital landscape modeling and visualizations: a research agenda. *Landscape and Urban Plan.* 54, 49–62.
- [123] Fal'án, V., 2004. Postaveni geoekológie vo výskume krajiny a krajinnom plánovaní. In Dubcová, A., Kramáreková, H. (eds.), *Stredoeurópsky priestor - Geografia v kontexte nového regionálneho rozvoja.* UKF, Nitra, 99–102
- [124] Fanta, J. 1989. Possible impact of climate change on forested landscapes in Central Europe. In Boer, M., Koster, E. (eds.). *Greenhouse - Impact on Cold-Climatic Ecosystems and Landscapes.* Lunteren, The Netherlands, 133-147.
- [125] FAO, 1976. A framework for land evaluation. *FAO soils Bulletin* 32, Rome.
- [126] Farina, A., 1998. Principles and methods in landscape ecology. London, Chapman and Hall, 235.
- [127] Farina, A., 2000. Landscape ecology in action. *Kluwer Ac. Publish.*, Dordrecht, 332.
- [128] Feranec, J., 1992. Analýza multitemporálnych údajov DPZ – metodický nástroj geografických výskumov. *Geografický časopis* 44, 120-126.
- [129] Feranec, J. et al, 1997. Analýza zmien krajiny aplikáciou údajov diaľkového prieskumu země. *Geographia Slovaca* 13. Bratislava, SAV, 64.
- [130] Feranec, J., O'ahel, J., 1984. Geographical approach to interpretation of data obtained by remote sensing of Earth on the example of analysis of land use/land cover. *Geografický časopis* 36, 366-377.

- [131] Feranec, J., O'ahel, J., 1992. Land cover forms in Slovakia identified by application of colour infrared space photographs at the scale 1 : 500 000. *Geografický časopis* 44 (2), 120–126.
- [132] Feranec, J., O'ahel, J., 2001. *Krajinná pokrývka Slovenska (Land Cover of Slovakia)*. Bratislava, VEDA, 122.
- [133] Feranec, J., O'ahel, J., 2003. Mapovanie krajinej pokrývky a zmien krajiny pomocou údajov diaľkového prieskumu Země. *Životné prostredie* 37 (1), 6.
- [134] Feranec, J., O'ahel, J., Pravda, J., Husár, K., 1994. Formy krajinného krytu identifikované v rámci projektu CORINE Land Cover. *Geografický časopis* 46, 35–46.
- [135] Forman, R. T. T., 1983. An ecology of the landscape. *BioScience* 33, 535.
- [136] Forman, R. T. T., 1998. Landscape ecology, the growing foundation in land-use planning and natural-resource management. In Kovář, P. (ed.), *Nature and culture in landscape ecology*. Karolinum Press, Prague, 13–21.
- [137] Forman, R. T. T., 1999. Horizontal processes, roads, suburbs, societal objectives, and landscape ecology. In Klopatek, J. M., Gardner R. H. (eds.), *Landscape ecological analysis – Issues and applications*. Springer-Verlag, New York, 35–56.
- [138] Forman, R. T. T., 2003. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge, Cambridge Univ. Press, 632.
- [139] Forman, R. T. T., Godron, M., 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* 31, 733–740.
- [140] Forman, R. T. T., Godron, M., 1993. *Krajinná ekologie*. Praha, Akademia, 583.
- [141] Fortin, M.-J., 1999. Spatial statistics in landscape ecology. In Klopatek, J. M., Gardner R. H. (eds.), *Landscape ecological analysis – Issues and applications*. Springer-Verlag, New York, 253–279.
- [142] Frohn, R. C., 1998. *Remote sensing for landscape ecology*. Taylor and Francis, 99.
- [143] Fry, G. L. A., 2001. Multifunctional landscapes – towards transdisciplinary research. *Landscape Urban Plan.* 57, 159–168.
- [144] Fuente de Val, G., Atauri, J. A., Lucio, J. V., 2006. Relationship between landscape visual attributes and spatial pattern indices: A test study in Mediterranean-climate landscapes. *Landscape and Urban Plan.* 77, 393–407.
- [145] Gardner, R. H., O'Neill, R. V., 1991. Pattern, process, and predictability: the use of neutral models for landscape analysis. In Turner, M. G., Gardner, R. H. (eds.), *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag, New York, 289–308.
- [146] Gardner, R. H., Turner, M. G., 1991. Future directions in quantitative landscape ecology. In Turner, M. G., Gardner, R. H. (eds.), *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag, New York, 519–526.
- [147] Gergel, S. E., Turner, M. G., 2003. *Learning landscape ecology. A practical guide to concepts and techniques*. Springer, New York, 315.
- [148] Gils, van H., 1991. The evolution of the ITC system of rural land use and land cover (LULC) classification. *ITC Journal* 3, 163–167.
- [149] Glöcner, P., 1995. Fyzickogeografické a geologické poměry okresu Děčín, Děčín.
- [150] Green, D. G., Klomp, N., Rimmington, G., Sadedin, S., 2006. Complexity in landscape ecology. *Springer*, 208.
- [151] Gregory, K., 2004. Place: the management of sustainable physical environments. In Holloway, S. L., Rice, S. P., Valentine, G. (eds.), *Key concepts in geography*. Sage, Londýn, 187–208.
- [152] Groom, G., Múcher, C. A., Ihse, M., Wrbka, T., 2006. Remote sensing in landscape ecology: experiences and perspectives in a European context. *Landscape Ecol.* 21, 391–408.
- [153] Gulinck, H., 2003. Neo-rurality and multifunctional landscapes. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. I – theory, values and history*. WIT Press, Southampton, 63–74.
- [154] Gustafson, E. J., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1, 143–156.
- [155] Haase, G., 1983. Concept and methodical outlines of a medium-scale landscape survey of the German Democratic Republic. In Drdoš, J. (ed.), *Landscape synthesis – geocological foundations of the complex landscape management*. VEDA, Bratislava, 65–76.
- [156] Haber, W., 1979. Theoretische Anmerkungen zur „ökologische Planung“. *Verh. Ges. Ökol.* 7, 19–30.
- [157] Hadač, E., 1982. *Krajina a lidé – úvod do krajinné ekologie*. Academia Praha, 152.

- [158] Hadač, E. et al., 1977. Complex interdisciplinary investigation of landscape. *Landsc. Plan.* 4, 333–348.
- [159] Haggett, P., 1972. *Geography: A modern synthesis*. Harper and Row, New York, 483.
- [160] Haines-Young, R., 2000. Sustainable development and sustainable landscapes: defining a new paradigm for landscape ecology. *Fennia* 178, 7-14.
- [161] Haines-Young, R., Potschin, M., 2003. Valuing and assessing of multifunctional landscapes: an approach based on the Natural Capital Concept. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. I – theory, values and history*. WIT Press, Southampton, 181-192.
- [162] Hasler, B., Veihe, A., Kjellerup, U., Wedderburn, L., 2003. Complexity of landscape management. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. II – monitoring, diversity and management*. WIT Press, Southampton, 287–292.
- [163] Haughton, G., Counsell, D., 2004. Regions and sustainable development: regional planning matters. *Landscape Urban Plan.* 70 (2), 135–145.
- [164] Hay, I., 1999. Writing research reports in geography and the environmental sciences. *GeoJournal* 23 (1), 125–136.
- [165] He, H. S., DeZonia, B. E., Mladenoff, D. J., 2000. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecol.* 15, 591-601.
- [166] Hehl-Lange, S., 2001. Structural elements of the visual landscape and their ecological functions. *Landscape and Urban Plan.* 54, 105–113.
- [167] Hejný, S., Slavík, B. et al., 1988. *Květena ČSR. Díl 1*. Academia, Praha, 557.
- [168] Helming, K., 2003. Landscape tomorrow: a research network for sustainable development. In Helming, K., Wiggering, H. (eds.): *Sustainable development of multifunctional landscapes*. Springer, New York, 269–278.
- [169] Helming, K., Wiggering, H. (eds.), 2003. *Sustainable development of multifunctional landscapes*. Springer, New York, 286.
- [170] Herod, A., 2004. Scale: the local and the global. In Holloway, S. L., Rice, S. P., Valentine, G. (eds.), *Key concepts in geography*. Sage, Londýn, 229–248.
- [171] Hess, G., 1994. Pattern and error in landscape ecology: A commentary. *Landscape Ecol.* 9 (1), 3–5.
- [172] Hietel, E., Waldhardt, R., Otte, A., 2004. Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany. *Landscape Ecol.* 19, 473–489.
- [173] Hlásny, T., 2003. Landscape heterogeneity as a measure of landscape systém entropy. *Ekológia (Bratislava)* 22, Suppl., 130–140.
- [174] Hobbs, R. J., 1999. Clark Kent or superman: Where is the phone booth for landscape ecology? In Klopatek, J. M., Gardner R. H. (eds.), *Landscape ecological analysis – Issues and applications*. Springer-Verlag, New York, 12–23.
- [175] Hobbs, R., 1997. Future landscapes and the future of landscape ecology. *Landscape Urban Plan.* 37, 1–9.
- [176] Holloway, S. L., Rice, S. P., Valentine, G. (eds.), 2004. *Key concepts in geography*. Sage, Londýn, 342.
- [177] Hong, Sun-Kee, Nakagoshi, N., Fu, B., Morimoto, Y., (eds.), 2007. *Landscape ecological applications in man-influenced areas*. Springer, 535.
- [178] Howard, D. C., Petit, S., Bunce, R. G. H., 2003. Monitoring multi-functional landscapes at a national scale – guidelines drawn up from the Countryside Survey of Great Britain. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. II – monitoring, diversity and management*. WIT Press, Southampton, 3–18.
- [179] Hrnčiarová, T., 1996. Evaluation of the Ecological Carrying Capacity of the Landscape. *Ekológia (Bratislava)* 15, 441–447.
- [180] Hrnčiarová, T., 1997. Limity a trvalo udržateľný rozvoj krajiny. *Acta Envir. Univ. Comenianae, Supl.*, Bratislava, 9.
- [181] Hrnčiarová, T., 1999a. Ekologická únosnosť krajiny. *Životné prostredie*, roč. 1999, č. 1.
- [182] Hrnčiarová, T., 1999b. Prepojenie metodiky LANDEP na metodiku EUK. *Životné prostredie* 1999 (1).
- [183] Hrnčiarová, T., 1999c. Krajinnookologické plánovanie pomocou metod LANDEP a EÚK. *Geografický časopis* 51 (4), 399–413.

- [184] Hrnčiarová, T., 1999d. Ekologická únosnosť krajiny. *Životné prostredie* 1999 (1), 3.
- [185] Hrnčiarová, T., 1999e. Postavenie abiotických podkladov v metodike LANDEP. In Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. (eds.), *Krajinnoekologické plánovanie na prahu 3. tisícročia*. ÚKE SAV, Bratislava, 85–90.
- [186] Hrnčiarová, T., 2003a. Krajinnoekologický plán obce – účinný nástroj územného plánovania. In *Enviromagazín* 4/2001, 6.
- [187] Hrnčiarová, T., 2003b. Metodika LANDEP jako teoretická a aplikovaná báza krajinnoekologického hodnotenia územia. *Ekológia* (Bratislava), 2, Supl., 652–663.
- [188] Hrnčiarová, T., 2003c. Krajinnoekologické hodnotenie urbánnych ekosystémov – teória a aplikácia. In Herber, V. (ed.), *Fyzickogeografický sborník 1 – fyzická geografie (vzdělávání, výzkum, aplikace)*. MU Brno, 57–62.
- [189] Hrnčiarová, T., 2003d. Methodology of LANDEP as the theoretical and applied database of landscape-ecological assessment of the area. *Ekológia* (Bratislava), 22, Supl., 54–65.
- [190] Hrnčiarová, T., 2007. Landscape-ecological/landscape plan based on LANDEP methodics. In Kozová, M., Hrnčiarová, T., Drdoš, J., Finka, M., Hreško, J., Izakovičová, Z., O’ahel’, J., Ružička, M., Žigrai, F. (eds.): *Landscape Ecology in Slovakia. Development, Current State, and Perspectives. Chosen Chapters (Draft)*. Ministry of the Environment of the Slovak Republic, Slovak Association for Landscape Ecology – IALE-SK, Bratislava, CD, 298-303.
- [191] Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. (eds.), 1999. *Krajinnoekologické plánovanie na prahu 3. tisícročia*. ÚKE SAV, Bratislava, 385.
- [192] Hrnčiarová, T., Ružičková, H., Ružička, M., Hreško, J., Halada, L., 1999. Krajinnoekologická optimalizácia využívania územia Zamaguria – Ždiaru. In Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. (eds.), *Krajinnoekologické plánovanie na prahu 3. tisícročia*. ÚKE SAV, Bratislava, 275–280.
- [193] Huba, M., 2002a. Skúsenosti s uplatňovaním princípov a kritérií trvalo udržateľného rozvoja pri regionálnych výskumoch. *Acta Envir. Univ. Comenianae, Supl.*, Bratislava, 35–43.
- [194] Huba, M., 2002b. Základná filozofia koncepcie trvalej udržateľnosti. *Enviromagazín* 1999 (3), 3.
- [195] Hynek, A. 1982. Krajinny výzkum Dyjského průlomu. *Geografie – Sborník ČGS* 1982 (1), 1–12.
- [196] Hynek, A., 1984. Geografický výzkum krajiny a percepce životního prostředí. *Folia XXV. – Geographia, PřF UJEP, Brno*, 87.
- [197] Hynek, A., 2004. Geografické myšlení – jádro současných geografíí. In Wahla A. (ed.), *Geografie a proměny poznání geografické reality*. PřF OU, Ostrava, 2004, 68–76
- [198] Hynek, A., et al., 1983. Geografická analýza a syntéza Rosicko-Oslavanska. *Folia Fac. sci. natur. Univ. Purkyn. Brun.*, *Geographia* 24 (1), 1–102.
- [199] Ingegnoli, V., 2002. *Landscape ecology: a widening foundation. A holistic unifying approach*. Springer-Verlag, New York, 340.
- [200] Isačenko, A. G., 1991. *Landscape science and physical-geographic regionalisation*. Vysshaya Shkola, Moskva, 366.
- [201] Iverson, L. R., 1988. Land-use changes in Illinois, USA: The influence of landscape attributes on current and historic land use. *Landscape Ecol.* 2, 45–61.
- [202] Izakovičová, Z., 1995a. Ecological optimization of decision making processes on the basis of ecological limits. *Ekológia* (Bratislava), 14 (1), 87–91.
- [203] Izakovičová, Z., 1995b. Ecological interpretations and evaluation of encounters of interests in landscape. *Ekológia* (Bratislava), 14 (3), 261–275.
- [204] Izakovičová, Z., 1996. Evaluation of the landscape-ecological problems of Slovakia. *Ekológia* (Bratislava), 15 (4), 435–439.
- [205] Izakovičová, Z., 1999. Hodnotenie socioeconomickej štruktúry krajiny v rámci krajinnoekologického plánovania. In Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. (eds.), *Krajinnoekologické plánovanie na prahu 3. tisícročia*. ÚKE SAV, Bratislava, 187–194.
- [206] Izakovičová, Z., 2002. Environmentálne limity regionálneho rozvoja. In *Acta Env. Univ. Comenianae, Supplement*, Bratislava, 27–34.
- [207] Izakovičová, Z., 2003. Príklad tvorby krajinnoekologického plánu na lokálnej úrovni. In Herber, V. (ed.), *Fyzickogeografický sborník 1 – fyzická geografie (vzdělávání, výzkum, aplikace)*. MU Brno, 168–173.

- [208] Izakovičová, Z., 2004. Hodnotenie ekologické stability poľnohospodárskej krajiny. In Dubcová, A., Kramáreková, H.: Stredoeurópsky priestor – Geografia v kontexte nového regionálneho rozvoja. UKF, Nitra, 121–126.
- [209] Izakovičová, Z., 2007. Methodological process for designing territorial systems of ecological stability. In Kozová, M., Hrnčiarová, T., Drdoš, J., Finka, M., Hreško, J., Izakovičová, Z., Oľahel, J., Ružička, M., Žigrai, F. (eds.): Landscape Ecology in Slovakia. Development, Current State, and Perspectives. Chosen Chapters (Draft). Ministry of the Environment of the Slovak Republic, Slovak Association for Landscape Ecology – IALE-SK, Bratislava, CD, 215-223
- [210] Izakovičová, Z., Hrnčiarová, T. et al., 2001. Environmentálne hodnotenie sídelného prostredia. ÚKE SAV, Bratislava, 287.
- [211] Izakovičová, Z., Miklós, L., Drdoš, J., 1997. Krajinnoeologické podmienky udržiteľného rozvoja. VEDA, Bratislava, 186.
- [212] Izakovičová, Z., Moyzeová, M., 1999a. Teoreticko-metodické východiská stratégie revitalizácie vodných tokov. In Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. (eds.), Krajinnoeologické plánovanie na prahu 3. tisícročia. ÚKE SAV, Bratislava, 78–82.
- [213] Izakovičová, Z., Moyzeová, M., 1999b. Hodnotenie stretov záujmov v metodike LANDEP. In Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. (eds.), Krajinnoeologické plánovanie na prahu 3. tisícročia. ÚKE SAV, Bratislava, 195–198.
- [214] Izakovičová, Z., Moyzeová, M., 1999c. Ekologické problémy vyplývajúce zo stretov záujmov v regióne Trnava. In Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. (eds.), Krajinnoeologické plánovanie na prahu 3. tisícročia. ÚKE SAV, Bratislava, s. 294–300.
- [215] Jantsch, E., 1970. Inter- and transdisciplinary university: a system approach to education and innovation. Policy Sciences 1, 403-428.
- [216] Jensen, J. R., 2005. Introductory Digital Image Processing, 3rd Ed., Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 526.
- [217] Johnston, R. J., Gregory, D., Pratt, G., Watts, M. (eds.), 2000. The dictionary of human geography. Blackwell, Oxford, 724.
- [218] Jones, M., 1991. The elusive reality of landscape. Concepts and approaches in landscape research. Norsk Geografisk Tidsskrift 45: 153-169.
- [219] Jongman, R. H. G., 1999. Landscape ecology in land use planning. In Wiens, J. A., Moss, M. R. (eds.), Issues in landscape ecology. Snowmass, USA, 112–118.
- [220] Jongman, R. H. G., 2002. Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. Landscape Urban Plan. 58, 211–221.
- [221] Jongman, R. H. G., 2003. The difficult relationship between biodiversity and landscape diversity. In Brandt, J., Vejre, H.: Multifunctional landscapes Vol. II – monitoring, diversity and management. WIT Press, Southampton, 87–104.
- [222] Jongman, R. H. G., Bunce, R. G. H., Metzger, M. J., Múcher, C. A., Howard, D. C., Mateus, V. L., 2006. Objectives and applications of a statistical environmental stratification of Europe. Landscape Ecol. 21, 409–419.
- [223] Joza, P., 2000a. Místní Národní Výbor Verneřice 1945 - 1990, SOK Děčín.
- [224] Joza, P., 2000b. Místní Národní Výbor Valkeřice 1971 - 1980, SOK Děčín.
- [225] Kabrda, J., 2003. Faktory ovlivňující vývoj využití ploch v kraji Vysočina od poloviny 19. století. (diplomová práce) PšF UK, Praha, 111.
- [226] Kačura, G., 1980. Minerální vody Severočeského kraje. Ústřední ústav geologický. Praha, 170.
- [227] Karpaš, R., Koukal, P., 2004. Album starých pohlednic – České středohoří. RK, Liberec, 156.
- [228] Käyhkö, N., Skanes, H., 2006. Change trajectories and key biotopes – Assessing landscape dynamics and sustainability. Landscape Urban Plan. 75, 300–321.
- [229] Keisteri, T., 1990. The study of changes in cultural landscapes. Fennia 168: 31-115.
- [230] Kender, J. (ed.), 2000. Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny. MŽP ČR a ENIGMA, Praha, 220.
- [231] Kerényi, A., Csorba, P., 1996. Possibilities of the theoretical and methodological determination of landscape sensitivity shown on examples with small and large scale relations. Ekológia (Bratislava), 15 (1), 27–35.
- [232] Kidd, S., 2000. Landscape Planning at the Regional Scale. Landscape Res., 25 (3), 355–365.

- [233] Kienast, F., 1993. Analysis of historic landscape patterns with a Geographical Information System – a methodological outline. *Landscape Ecol.* 8 (2), 103–118.
- [234] Kienast, F., Wildi, O., Ghosh, S. (eds.), 2007. A changing world. Challenges for landscape research. Springer, 296.
- [235] King, A. W., 1991. Translating models across scales in the landscape. In Turner, M. G., Gardner, R. H. (eds.), *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag, New York, 479–518.
- [236] Klijn, F., 1997. A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification; with examples of ecoregions, ecodistricts, and ecoseries of the Netherlands. Thesis Leiden University.
- [237] Klink, H. J., Potschin, M., Tress, B., Tress, G., Volk, M., Steinhardt, U., 2002. Landscape and landscape ecology. In Bastian, O., Steinhardt, U. (eds.), *Development and perspectives of landscape ecology*. Kluwer Academic Publ., Dordrecht, 1–48.
- [238] Klopatek, J. M., Gardner R. H. (eds.), 1999. *Landscape ecological analysis – Issues and applications*. Springer-Verlag, New York, 400.
- [239] Kol. aut., 1994a. Revize vymezení postižených oblastí. I. díl. VÚVA, Ústí nad Labem, 110.
- [240] Kol. aut., 1994b. Revize vymezení postižených oblastí. I. díl. VÚVA, Ústí nad Labem, 120.
- [241] Kol. aut., 1999. Chráněná území České republiky, svazek I. Ústecko. AOPaK ČR, Praha, 350.
- [242] Kol. aut. 2002. Atlas krajiny Slovenskej republiky. Bratislava: MŽP SR, Banská Bystrica: SAŽP, 344.
- [243] Kol. aut., 2003a. Strategie rozvoje venkovských oblastí Ústeckého kraje. Ústí nad Labem, 90.
- [244] Kol. aut., 2003b. Strategie rozvoje cestovního ruchu v Ústeckém kraji. Ústí nad Labem, 367.
- [245] Kol. aut., 2004a. Integrovaný krajský program zlepšení kvality ovzduší Ústeckého kraje. Praha, 143.
- [246] Kol. aut., 2004b. Možnosti umístění větrných elektráren v Krušných horách z pohledu ochrany krajinného rázu. *Terén Design*, 92.
- [247] Kol. aut., 2004c. Krajský program snižování emisí tuhých znečišťujících látek oxidu siřičitého, oxidů dusíku Ústeckého kraje. Tebodin s.r.o., studie, Praha, 257.
- [248] Kol. aut., 2005a. Strategie udržitelného rozvoje Ústeckého kraje. Ústav pro ekopolitiku, Praha, 113.
- [249] Kol. aut., 2005b. Koncepce směrů rozvoje zemědělství a venkovských oblastí Ústeckého kraje. ARR Euroregion Labe, Ústí nad Labem, 143.
- [250] Kol. aut., 2005c. Studie osmi modelových území Ústeckého kraje z hlediska vývoje čistoty ovzduší. ČHMÚ pobočka Ústí nad Labem, 35 s.
- [251] Kol. aut., 2005d. Plán rozvoje vodovodů a kanalizací Ústeckého kraje (PRVKUK). KÚ Ústí nad Labem.
- [252] Kol. aut., 2006a. Atlas cestovního ruchu České republiky. MMR ČR, 156.
- [253] Kol. aut., 2006b. Zpráva o stavu zemědělství v ČR za rok 2005. VÚZE, Praha, 188.
- [254] Kol. aut., 2007. Studie ČHMÚ – pro VTE Petrovicko a Verneřicko. Ústí nad Labem, ČHMÚ, 22.
- [255] Kolejka, J., 1982. Exaktizace hodnocení změn krajiny. *Geografie – Sborník ČGS* 1982 (2), 89–104.
- [256] Kolejka, J., 2001. Dynamická a aplikovaná geoekologie. (Habilitační práce) PřF MU, Brno, 400.
- [257] Kolejka, J., Marek, D., 2004. Identifikace vývojových trendů využití krajiny v odlišných typech přírodního prostředí. In Dubcová, A., Kramářková, H. (eds.), *Stredoeurópsky priestor - Geografia v kontexte nového regionálneho rozvoja*. UKF, Nitra, 127–135.
- [258] Kolejka, J., Lipský, Z., 2007. Landscape maps in the Czech Republic in connection with world and european development. *Ekologie krajiny. Journ. of Landscape Ecol.* 0, 0, 54-74.
- [259] Kopecká, V., Buček, A., 1997. Modelování možných důsledků globálních klimatických změn na území České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 72.
- [260] Koukal, P., Vinklát, P. D., 2004. *Album starých pohlednic – Krušné hory východ*. Graphis, Liberec, 156.
- [261] Kovář, P., 2004. Ekologie krajin v literatuře po roce 2000. *Bulletin IALE-CZ* 4, 1-4.
- [262] Kozová, M., 1996. New methodological approaches in environmental impact assessment. *Ekológia (Bratislava)*, 15 (4), 401–408.
- [263] Kozová, M., 1999. Krajinno-ekologické plánovanie LANDEP a možnosti aplikácie jeho metódy v environmentálnom hodnotení koncepcií, plánov a programov. In Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. (eds.), *Krajinnoekologické plánovanie na prahu 3. tisícročia*. ÚKE SAV, Bratislava, 43–49.

- [264] Kozová, M., 2002a. Regionálne environmentálne hodnotenie koncepcií, plánov a programov jako nástroj pre zabezpečenie udržateľného rozvoja. *Acta Env. Univ. Comenianae, Suppl.*, Bratislava, 15–25.
- [265] Kozová, M., 2002b. Self-assessment of Local Agenda 21 – A case study of Dunajská Lužná. In Třebický, V., Novák, J. (eds.), *Transition from centrally planned economy to sustainable society? MŽP ČR, Praha*, 251–256.
- [266] Kozová, M., Hrnčiarová, T., Drdoš, J., Finka, M., Hreško, J., Izakovičová, Z., Oľahel, J., Ružička, M., Žigrai, F. (eds.), 2007. *Landscape Ecology in Slovakia. Development, Current State, and Perspectives. Chosen Chapters (Draft)*. Ministry of the Environment of the Slovak Republic, Slovak Association for Landscape Ecology – IALE-SK, Bratislava, CD, 541.
- [267] Krönert, R., Steinhardt, U., Volk, M. (eds.), 2001. *Landscape balance and landscape assessment*. Springer, New York, 304.
- [268] Kubeš, J., 1996. *Plánování venkovské krajiny*. VŠB TU Ostrava, 186.
- [269] Kubeš, J., 1997. *Vybrané postupy krajinného plánování*. PF JU, České Budějovice, 248.
- [270] Kučera, T., Guth, J., 1998. Stabilization of the natural landscape in the Bohemian Forest frontier area (Czech Republic/Germany) abandoned for 40 years. In Kovář, P. (ed.), *Nature and culture in landscape ecology*. Karolinum Press, Praha, 183–190.
- [271] Kupková, L., 2001a. Data o krajině včera a dnes. *GEOinfo* 8 (1), 16–19.
- [272] Kupková, L., 2001b. *Analýza vývoje české kulturní krajiny v období 1845 – 2000*. (disertační práce) PŘF UK, Praha, 218.
- [273] Lange, E., 1994. Integration of computerized visual simulation and visual assessment in environmental planning. *Landscape and Urban Plan.* 30, 99–112.
- [274] Lange, E., 2001. The limits of realism: perceptions of virtual landscapes. *Landscape and Urban Plan.* 54, 163–182.
- [275] Lapka, M., Cudlínová, E., 2007. Problem of global warming and emerging patterns of global consciousness international case study. *Ekologie krajiny. Journ. of Landscape Ecol.* 0, 0, 91–104.
- [276] Lausch A., 2003. Integration of spatio-temporal landscape analysis in model approaches. In Helming, K., Wiggering, H. (eds.). *Sustainable development of multifunctional landscapes*. Springer, New York, 111–124.
- [277] Lausch, A., Herzog, F., 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecol. Indicators* 2, 3–15.
- [278] Leser, H., 1997. *Landschaftsökologie*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 644.
- [279] Li, H., Wu, J., 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecol.* 19, 389–399.
- [280] Li, X., Lu, L., Cheng, G., Xiao, H., 2001. Quantifying landscape structure of the Heihe River Basin, north-west China using FRAGSTATS. *Journal of Arid Environm.* 48, 521–535.
- [281] Lidicker, W. Z., 1999. Response of mammals to habitat edge: an overview. *Landscape ecol.* 14, 333–343.
- [282] Lillesand, T. M., Kiefer, R. W., 2002. *Remote Sensing and Image Interpretation*. New York, John Wiley&Sons, 724.
- [283] Lindsey, G., Wittman, J. et al., 1997. Using indices in environmental planning. *Journal of Envir. Plann. and Manag.* 40 (6), 685–705.
- [284] Lipský, Z., 2002. Sledování historického vývoje krajinné struktury s využitím starých map. In Němec, J. (ed.), *Krajina 2002 – od poznání k integraci*. Ústí nad Labem, MŽP ČR, 44–47.
- [285] Lipský, Z., 1993. Ekologická stabilita zemědělské krajiny. *Geografické rozhledy* 92–93 (3), 80–82.
- [286] Lipský, Z., 1994. Změna struktury české venkovské krajiny. *Geografie – Sborník ČGS* 99 (4), 248–260.
- [287] Lipský, Z., 1996. Historical development of the czech rural landscape used to its present ecological stabilization. *Ekológia (Bratislava)*, 15 (1).
- [288] Lipský, Z., 1998. *Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů*. Karolinum, Praha, 129.
- [289] Lipský, Z., 1999a. *Sledování změn v kulturní krajině*. ČZU, Kostelec nad Černými lesy, 71.
- [290] Lipský, Z., 1999b. Současné způsoby krajinného plánování v České republice: hlavní nedostatky a překážky účelné koordinace jednotlivých krajinných programů. In Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. (eds.), *Krajinná ekologie a plánovanie na prahu 3. tisícročia*. ÚKE SAV, Bratislava, 68–77.

- [291] Lipský, Z., 1999c. Zkušenosti s hodnocením krajinného rázu. In Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. (eds.), *Krajinnookologické plánovanie na prahu 3. tisícročia*. ÚKE SAV, Bratislava, 207–216.
- [292] Lipský, Z., 2007. Methods of monitoring and assessment of changes in land use and landscape structure. *Ekologie krajiny. Journ. of Landscape Ecol.* 0, 0, 105-118.
- [293] Lipský, Z., Kopecký, M., Kvapil, D., 1999. Present land use changes in the czech cultural landscape. *Ekológia (Bratislava)*, 18 (1), 31–38.
- [294] Lipský, Z., Kopecký, M., Kvapil, D., 2001. Krajina – obraz stavu spoločnosti. *GEOinfo* 8 (1), 34–36.
- [295] Lipský, Z., Kvapil, D., 2000. Současné změny ve využívání půdy (Nové funkce venkovské krajiny?) *Životné prostredie* 34 (3), 148–153.
- [296] Lőrinci, R., Balázs, K., 2003. Historical land use analysis and landscape development investigations for devising sustainable land use structure: Case from Hungary. In Mander, Ü., Antrop, M. (eds.), *Multifunctional landscapes. Vol. III – Continuity and change*. WIT Press, Southampton, 243–262.
- [297] Löw, J., Míchal, I., 2003. Krajinný ráz. ČZU, Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 552.
- [298] Löw, J. et al., 1995. Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability – metodika pro zpracování dokumentace. Praha, ČÚOP, 124.
- [299] MacArthur, R. H., Wilson, E. O., 1976. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press, 224.
- [300] Mandelbrot, B. B., 1975. *Les objets fractals: forme, hasard et dimension*. Flammarion, Paris.
- [301] Mandelbrot, B. B., 1982. *The fractal geometry of nature*. Freeman, San Francisco.
- [302] Mander, Ü., Antrop, M., 2003. *Multifunctional landscapes. Vol. III – Continuity and change*. WIT Press, Southampton, 292.
- [303] Mander, Ü., Jongman, R.H.G., 2000a. Consequences of Land Use Changes. *Advances in Ecological Sciences*, 5, 1-328.
- [304] Mander, Ü., Jongman, R.H.G., 2000b. Landscape Perspectives of Land Use Changes. *Advances in Ecological Sciences*, 6, 1-209.
- [305] Mander, Ü., Murka, M., 2003. Landscape coherence: a new criterion for evaluating impacts of land use changes. In Mander, Ü., Antrop, M. (eds.), *Multifunctional landscapes. Vol. III – Continuity and change*. WIT Press, Southampton, 15–32.
- [306] Mannsfeld, K., 1983. Results of geo-ecological investigations of natural potentialities as foundation to planning and management of the landscape systems. In Drdoš, J. (ed.), *Landscape synthesis – geoecological foundations of the complex landscape management*. VEDA, Bratislava, 112–119.
- [307] Marsch, W. M., 1981. *Landscape – an introduction to physical geography*. Addison Wesley, Sydney, 638.
- [308] Marston, S., Smith, N., 2001. States, scales and households: limits to scale thinking? A response to Brenner. *Progr. Human Geogr.* 25 (4), 615–619.
- [309] Martín, R. M. J., De Pablo, C. L., Martín de Agar, P., 2003. Landscape mosaics recognition and changes over time: a methodological approach. In Mander, Ü., Antrop, M. (eds.), *Multifunctional landscapes. Vol. III – Continuity and change*. WIT Press, Southampton, 55–78.
- [310] Maruszczak, H., 1974. Próba określenia rozmiarów przeobrażenia środowiska przyrodniczego przez człowieka. *Dzieje Lubelszczyzny*, red. T. Mencil, t. I. PWN, Warszawa: 48-54.
- [311] Maruszczak, H., 1988. Zmiany środowiska przyrodniczego kraju w czasach historycznych. *Przemiany środowiska geograficznego Polski*, red. L. Starkel. Ossolineum,
- [312] Matlack, G. R., 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conserv.* 66, 185-194.
- [313] Mazúr, E., Drdoš, J., Urbánek, J., 1980. Krajinné syntézy a ich význam pre tvorbu priestorových štruktúr životného prostredia. *Životné prostredie* 14 (2), 66–70.
- [314] Mazúr, E., Drdoš, J., Urbánek, J., 1983. Krajinné syntézy – ich východiská a smerovanie. *Geografický časopis* 35, 3–19.
- [315] McGarigal, K., Marks, J., B., 1994. FRAGSTATS - spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, 141.
- [316] McHugh, M., 2003. A review of sustainable landscape management in the UK. In Helming, K., Wiggering, H. (eds.), *Sustainable development of multifunctional landscapes*. Springer, New York, 201–216.
- [317] Meadows, D. H., et al, 1972. *The limits of growth*. New York, Universe Books.

- [318] Meeus, 1995. Landscapes. In Stanners, D., Bourdeau, P. (eds.) Europe's environment. The Dobříš Assessment. EEA, Kobenhavn, 172-189.
- [319] Meeus, J. H. A., Wijermans, M. P., Vroom, M. J., 1990. Agricultural Landscapes in Europe and their Transformation, Changing Agricultural Landscape in Europe. *Landscape Urban Plan.* 18, 289-352.
- [320] Merriam, G., 1998. The IALE mision statement in my perspective. *IALE Bulletin* 16, 3.
- [321] Mičian, L., 1996. On two ways to the landscape synthesis. In Hrnčiarová, T. (ed.), Wholeness-synthesis-environmental protection. Bratislava, ÚKE, SAV, 35-39.
- [322] Mičian, L., 1999. Geografia, fyzická geografia, krajinná ekológia, geoeológia: ich interpretácie a funkcie. *Geografický časopis* 51 (4), 331-343.
- [323] Míchal, I., 1982. Principy krajinařského hodnocení území. *Architektura a urbanismus* 16 (2), 65-87.
- [324] Míchal, I., 1993. *Ekologická stabilita*. Brno, Veronika, 243.
- [325] Míchal, I., Kopecký, A., 1993. Hypotézy o důsledcích dosavadního rozvoje na zdravotní stav populace a verifikace hypotézy na empirickém materiálu okresů ČR. Terplan, Praha, 146.
- [326] Miklós, L., 1986. Stabilita krajiny v ekologickom genereli SSR. *Životné prostredie* 2, 87-93.
- [327] Miklós, L. et al., 1999. Hodnotenie ekologickej uunosnosti krajiny v BR Východné Karpaty. *Životné prostredie* 1999 (1), 9.
- [328] Miklós, L., 1989. The general ecological model of the Slovak Socialist Republic – methodology and contents. *Landscape Ecol.* 3 (1), 43-51.
- [329] Miklós, L., 1996. Landscape-ecological theory and methodology: a goal oriented application of the traditional scientific theory and methodology to a branch of a new quality. *Ekológia (Bratislava)*, 15 (4), 377-385.
- [330] Miklós, L., 1999. Ekologizácia územného plánovania – LANDEP v územnom plánovaní. In Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. (eds.), *Krajinná ekologická plánovanie na prahu 3. tisícročia*. ÚKE SAV, Bratislava, 37-42.
- [331] Miklós, L., Izakovičová, Z., 1997. *Krajina jako geosystem*. VEDA, Bratislava, 152.
- [332] Miklós, L., Izakovičová, Z., et al., 2006. *Atlas reprezentatívnych geoeosystémov Slovenska*. Ústav krajinej ekológie SAV, MŽP SR, MŠ SR. Grafické a kartografické zpracování Esprit,s.r.o., Banská Štiavnica, 283.
- [333] Milanova, E. V., Lioubimtseva, E. Y., Tchekarschin, P. A., Yanvareva, L. F., 1999. Land use / cover change in Russia: mapping and GIS. *Land Use Pol.* 16, 153-159.
- [334] Milne, B. T., 1991. Lessons from applying fractal models to landscape patterns. In Turner, M. G., Gradner, R. H. et al., *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag, New York 199-239.
- [335] Mimra, M., 1993. *Hodnocení krajinné heterogenity*. (disertační práce) ČZÚ, Praha, 202.
- [336] Minár, J. et al., 2001. *Geoeologický (komplexný fyzickogeografický) výskum a mapovanie vo veľkých mierkach*. Geografické spektrum, UK, Bratislava, 209.
- [337] Mísař, Z. et al., 1983. *Geologie ČSSR I – Český masív*. Praha, SPN.
- [338] Mitchell, D., 2001. The lure of the local: landscape studies at the end of a troubled century. *Progr. Human Geogr.* 25 (2), 269-281.
- [339] Moldan, B., 1996. *Indikátory trvale udržitelného rozvoje*. VŠB TU Ostrava, Praha, 87.
- [340] Moser, D., Yechmeister H. G., Plutzar, Ch., Sauberer, N., Wrška, t., Grabherr, G., 2002. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecol.* 17, 657-669.
- [341] Moss, M. R., 1999. Fostering academic and institutional activities in landscape ecology. In Wiens, J. A., Moss, M. R. (eds.), *Issues in landscape ecology*. Snowmass, USA, 138-144.
- [342] Moss, M. R., 2000. Interdisciplinarity, landscape ecology and the transformation of agriculture landscapes. *Landscape Ecol.* 15, 303-311.
- [343] Mulhar, A., 2001. Three- dimensional modelling and visualisation of vegetation for landscape simulation. *Landscape and Urban Plan.* 54, 5-17.
- [344] Musacchio, L., Ozdenerol, E., Bryant, M., Evans, T., 2005. Changing landscapes, changing disciplines: seeking to understand interdisciplinarity in landscape ecological change research. *Landscape Urban Plan.* 73, 326-338.

- [345] Musick, B. H., Grover, H. D., 1991. Image texture measures as indices of landscape pattern. In Turner, M. G., Gardner, R. H. (eds.), *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag, New York, 77–104.
- [346] Nagendra, H., 2002. Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Appl. Geography* 22, 175-186.
- [347] Nassauer, J. I., Corry, R. C., 2004. Using normative scenarios in landscape ecology. *Landscape Ecol.* 19, 343–356.
- [348] Naveh, Z., 1998a. Transdisciplinary challenges for landscape ecology facing the postindustrial information society. In Kovář, P. (ed.), *Nature and culture in landscape ecology*. Karolinum Press, Praha, 22–28.
- [349] Naveh, Z., 1998b. My road to a holistic mission-driven transdisciplinary landscape ecology. *IALE Bulletin* 16, 5.
- [350] Naveh, Z., 2000. Introduction to the theoretical foundations of multifunctional landscapes and their application in transdisciplinary landscape ecology. Brandt, J., Tress, B., Tress, G. (eds.) *Multifunctional Landscapes: Interdisciplinary Approaches to Landscape Research and Management*. Centre for Landscape Research, Roskilde, 27-43.
- [351] Naveh, Z., 2003. The importance of multifunctional self-organising biosphere landscapes for the future of our Total Human Ecosystem – a new paradigm for transdisciplinary landscape ecology. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. I – theory, values and history*. WIT Press, Southampton, 33-62.
- [352] Naveh, Z., 2007. *Transdisciplinary challenges in landscape ecology and restoration ecology – An anthology*. Springer, 423.
- [353] Naveh, Z., Lieberman, A., 1984. *Landscape ecology. Theory and application*. Springer, New York, 249.
- [354] Němec, J., 2001. *Bonitace a oceňování zemědělské půdy České republiky*. VÚZE, Praha, 260.
- [355] Němeček, V., 1982. *Nauka o krajině*. PF UJEP, Ústí nad Labem, 88.
- [356] Němeček, V., 1983. *Geografie Severočeského kraje. 1. díl fyzická geografie*. Pedagogická fakulta, Ústí nad Labem.
- [357] Nepomucký, P., Salašová, A., 1996. *Krajinné plánování*. VŠB – TU, Ostrava, 100.
- [358] Nikodemus, O., Bell, S., Grīne, I., Liepinš, I., 2005. The impact of economic, social and political factors on the landscape structure of the Vidzeme Upland in Latvia. *Landscape Urban Plan.* 70, 57–67.
- [359] Nohl, W., 2001. Sustainable landscape use and aesthetic perception – preliminary reflection on future landscape aesthetics. *Landscape Urban Plan.* 54, 223–237.
- [360] Nováková, E., 1996. Evaluation of stabilizing function of ecologically important landscape segments. *Ekológia (Bratislava)*, 15 (1), 19–25.
- [361] Olah, B., Boltižiar, M., Petrovič, F., Gallay, I., 2006. *Vývoj využitia krajiny slovenských biosferických rezervácií UNESCO*. TU Zvolen, 140.
- [362] Olah, B., Boltižiar, M., Petrovič, F., Gallay, I., 2007. Development of the land use in the biosphere reserve of Slovakia. In Kozová, M., Hrnčiarová, T., Drdoš, J., Finka, M., Hreško, J., Izakovičová, Z., Oľahel, J., Ružička, M., Žigrai, F. (eds.): *Landscape Ecology in Slovakia. Development, Current State, and Perspectives*. Chosen Chapters (Draft). Ministry of the Environment of the Slovak Republic, Slovak Association for Landscape Ecology – IALE-SK, Bratislava, CD, 408-414.
- [363] O'Neill, R. V., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D. L., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Christensen, S. W., Dale, V. H., Graham, R. L., 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecol.* 1 (3), 153–162.
- [364] Opdam, P., Steingröver, E., van Rooij, S., 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape Urban Plan.* 75, 322–332.
- [365] Orland, B., Budthimedhee, K., Uusitalo, J., 2001. Considering virtual worlds as representations of landscape realities and as a tools for landscape planning. *Landscape and Urban Plan.* 54, 139–148.
- [366] Ostaszewska, K., et al, 2007. *Role of landscape studies for sustainable development*. Warszawa, Uniwersytet Warszawski Wydział Geografii i Studiów Regionalnych, 722.
- [367] Oľahel, J., 1995. Krajinný (vegetačný) kryt a súčasná krajina. In Trizna, M. (ed.): *Vybrané problémy súčasnej geografie a príbuzných disciplín*. Kartprint, Bratislava, 48-54.

- [368] O'ahel, J., 1996. Landscape, environmental planning and management. *Ekológia (Bratislava)*, 15 (4), 409–417.
- [369] O'ahel, J., Feranec, J., 1998. Landscape structure analysis in environmental planning: Case study – Part of Liptov (Slovakia). In Kovář, P. (ed.), *Nature and culture in landscape ecology*. Karolinum Press, Praha, 155–169.
- [370] O'ahel, J., Poláčik, Š., 1987. *Krajinná syntéza Liptovskej kotliny*. VEDA, Bratislava, 119.
- [371] Pacione, M., 2004. The principles and practice of applied geography. In Bailly, A., Gibson, L. J. (eds.), *Applied Geography: A World Perspective*. Kluwer, Dordrecht, 23–46.
- [372] Paine, D. P., Kiser, J. D., 2003. *Aerial Photography and Image Interpretation*. John Wiley&Sons, New York. 632.
- [373] Palang, H., Alumäe, H., Printsman, A., Sepp, K., 2003. Multifunctionality, landscape values and planning. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. I – theory, values and history*. WIT Press, Southampton, 219–234.
- [374] Palang, H., Fry, G. (eds.), 2003. *Landscape interfaces. Cultural heritage in changing landscapes*. Kluwer, 406.
- [375] Palang, H., Helmfrid, S., Antrop, M., Alumne, H., 2005. Rural landscapes: past processes and future strategies. *Landscape Urban Plan.* 70, 3–8.
- [376] Palang, H., Mander, Ü., Luud, A., 1998. Landscape diversity changes in Estonia. Human impact on rural landscapes in central and northern Europe. *Landscape Urban Plan.* 41 (3–4), 163–169.
- [377] Palang, H., Printsman, A., Konkoly Gyuró, E., Urbanc, M., Skowronek, E., Woloszyn, W., 2006. The forgotten rural landscapes of central and Eastern Europe. *Landscape Ecol.* 21, 347–357.
- [378] Pauditšová, E., 2002. Geografický informačný systém v krajinnoeologickom výskume. In *Acta Env. Univ. Comeniana*, Suppl., 105–110.
- [379] Pauleit, S., Ennos, R., Golding, Y., 2005. Modeling the environmental impacts of urban land use and land cover change – a study in Merseyside, UK. *Landscape Urban Plan.* 71, 295–310.
- [380] Pearson, S. M., Turner, M. G., Urban, D. L., 1999. Effective exercises in teaching landscape ecology. In Klopatek, J. M., Gardner R. H. (eds.), *Landscape ecological analysis – Issues and applications*. Springer-Verlag, New York, 335–370.
- [381] Petříková, G., 2003. *Krajina povodí Křetínky*. (disertační práce) PpF MU, Brno, 155.
- [382] Pietsch, W. H. O., 1998. Landscape changes by lignite mining demonstrated by example of the Lusatian area (Germany). In Kovář, P. (ed.), *Nature and culture in landscape ecology*. Karolinum Press, Praha, 238–251.
- [383] Pinto-Correia, T., Cancela d'Abreu, A., Oliveira, R., 2003. Landscape evaluation: methodological considerations and application within the Portugese national landscape assessment. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. I – theory, values and history*. WIT Press, Southampton, 235–252.
- [384] Pinto-Correia, T., Haines-Young, R., Parris, K., 2003. Values and assessment of multifunctional landscapes. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. I – theory, values and history*. WIT Press, Southampton, 273–276.
- [385] Pixová, K., 2005. The methods of landscape pattern analysis and their implementing in landscape planning practice in the Czech Republic. (disertační práce) FLE CZU, Praha, 121.
- [386] Plesník, J., 1998. Biologická rozmanitost jako součást přírodovědeckého hodnocení krajiny. In *Krajinný ráz – způsoby jeho hodnocení a ochrany*. LF ČZÚ, Praha, 26–31.
- [387] Poštołka, V., 1996. A new approach to the assessment and delimitation of environmentally damaged areas in the Czech Republic. *Geografie – sborník ČGS 101 (2)*, 143 – 157.
- [388] Potschin, M., Haines-Young, R., 2006. “Rio+10”, sustainability science and Landscape Ecology. *Landscape Urban Plan.* 75, 162–174.
- [389] Prieler, S., 1996. Land use change in Europe – scenarios for the project area in East Germany, Poland, and the Czech Republic. IIASA, Laxenburg, 56.
- [390] Průša, E., 1990. *Přirozené lesy České republiky*. SZN Praha, 264.
- [391] Quattrochi, D. A., Pelletier, R. E., 2001. Remote sensing for analysis of landscapes: An Introduction. In Turner, M. G., Gardner, R. H. (eds.), *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag, New York, 51–76.
- [392] Quitt, E., 1971. *Klimatické oblasti Československa*. Geografický ústav ČAV, Brno, 73.

- [393] Rawling, E. M., Daugherty, R., 1996. *Geography into the twenty-first century*. John Wiley, New York, 404.
- [394] Richling, A., 1994. Landscape ecology as a discipline combining investigations on natural environment. In Richling, A., Malinowska, E., Lechnio, J. (eds.), *Landscape research and its application in environmental management*. Warsaw, Poland, 15–19.
- [395] Richling, A., Solon, J., 2002. *Ekologia krajobrazu*. Wydawnictwo Naukowe PWN, 319.
- [396] Risser, P. G., 1999. Landscape ecology: Does the science only need to change at the margin? In Klopatek, J. M., Gardner R. H. (eds.), *Landscape ecological analysis – Issues and applications*. Springer-Verlag, New York, 3–11.
- [397] Rohrmann, B., Bishop, I., 2002. Subjective responses to computer simulations of urban environments. *J. of Environm. Psychol.* 22, 319–331.
- [398] Roper-Lindsay, J., Simmons, E., Solon, J., Jongman, R., Degórski, M., Miller, C., 2003. Biodiversity and landscape diversity. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), *Multifunctional landscapes Vol. II – monitoring, diversity and management*. WIT Press, Southampton, 155–162.
- [399] Ružička, M., 1999a. Princípy a kritéria metódy krajinnokologického plánovania LANDEP. In Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. (eds.), *Krajinnokologické plánovanie na prahu 3. tisícročia*. ÚKE SAV, Bratislava, 31–36.
- [400] Ružička, M., 1999b. Metodika LANDEP a jej uplatnenie v krajinoekologickom výskume a praxi. *Životné prostredie* 33 (1), 5–10.
- [401] Ružička, M., 1999c. My role and the contribution of Slovak landscape ecology to the development of IALE. *IALE Bulletin* 17, 2.
- [402] Ružička, M., Hrnčiarová, T., 1995a. Ekologická stabilita územia východného Slovenska. *Životné prostredie* 29 (1), 255–259.
- [403] Ružička, M., Hrnčiarová, T., 1995b. Metóda klasifikácie ekologickej stability územia. *Životné prostredie* 29 (5), 249–254.
- [404] Ružička, M., Miklós, L., 1982a. Landscape ecological planning, LANDEP, in the process of territorial planning. *Ekológia (Bratislava)* 1 (3), 297–312.
- [405] Ružička, M., Miklós, L., 1982b. Example of the simplified method of landscape-ecological planning (LANDEP) of the settlement formation. *Ekológia (Bratislava)*, 1 (4), 395–424.
- [406] Ružička, M., Miklós, L., 1990. Basic Premises and Methods in Landscape-ecological planning and optimization. In Zonneveld, I. S., Forman, R. T. T., (eds.), *Changing landscapes – an ecological perspectives*. New York, (Springer – Verlag), 233–260.
- [407] Ružičková, J., Šíbl, J. et al., 2000. *Ekologické siete v krajine*. UK Bratislava, 181.
- [408] Seják, J., 2001. Peněžní hodnocení ekologických funkcí. In *Krajina z pohledu dnešních uživatelů*. Studio JB, Praha, 24–35.
- [409] Shapiro, H. A., 1999. Landscape Planning in an East Asian Coastal Region. *Journ. of Environ. Sc.*, 11 (2), 167–174.
- [410] Sheppard, E., McMaster, R. B. (eds.), 2004. *Scale and Geographic Inquiry: Nature, Society, and Method*. Blackwell, Oxford, 272.
- [411] Schmid, W. A., 2001. The emerging role of visual resource assessment and visualisation in landscape planning in Switzerland. *Landscape and Urban Plan.* 54, 213–221.
- [412] Siu, N., Lam, N., 2004. Fractals and scale in environmental assessment and monitoring. In Sheppard, E., McMaster, R. B. (eds.), *Scale and Geographic Inquiry: Nature, Society, and Method*. Blackwell, Oxford, 23–40.
- [413] Sklar, F. H., Constanza, R., 1991. The development of dynamic spatial models for landscape ecology: A review and prognosis. In Turner, M. G., Gardner, R. H. (eds.), *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag, New York, 239–288.
- [414] Sklenička, P. a kol., 1994. *Lokální systém ekologické stability -Příbram pod Bukovou horou, Merboltice, Čáslav u Verneřic, Blankartice, Verneřice, Valkeřice, Loučky u Verneřic Velké stínky, Rychnov u Verneřic*, Praha.
- [415] Sklenička, P., 2002. Význam sledování změn krajinné heterogenity při obnově krajiny narušené povrchovou těžbou. In Němec, J. (ed.), *Krajina 2002 – od poznání k integraci*. Ústí nad Labem, MŽP ČR, 71–78.
- [416] Sklenička, P., 2003. *Základy krajinného plánování*. Naděžda Skleničková, Praha, 321.

- [417] Sklenička, P., Kovář, P., Křovák, F., 2001. Vliv změn užívání krajiny na její ekologickou stabilitu a retenční potenciál. In *Tvář naší země - dodatky*. Studio JB, Praha, 60–64.
- [418] Sklenička, P., Lhota, T., 2002. Landscape heterogeneity – a quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape and Urban Plan.* 58, 147–156.
- [419] Skowronek, E., Krukowska, R., Swieca, A., Tucki, A., 2005. The evolution of rural landscapes in mid-eastern Poland as exemplified by selected villages. *Landscape Urban Plan.* 70, 45–56.
- [420] Smits, P.C., Annoni, A., 1999. Spatial analysis of land-use changes as knowledge tools to support European policies. *Ecosystems Health.* 5 (4), 275–284.
- [421] Sočava, V. B., 1978. Vvedeniye v učenije o geosistemach. Nauka Novosibirsk, 317.
- [422] Solon, J., 2003. Landscape diversity evaluation: land cover approach versus ecosystem approach. In Brandt, J., Vejre, H.: *Multifunctional landscapes Vol. II – monitoring, diversity and management*. WIT Press, Southampton, 141–154.
- [423] Stamp, L. D., 1962. *The Land of Britain - its Use and Misuse*. Third Edition. Longmans, Green & Co. Ltd, London.
- [424] Sukačev, V. N., 1949. O sootnošeniji ponjatij „geografičeskij landšaft“ i „biogeocenoz“. *Voprosy geografiji* 16, Moskva, 45-60.
- [425] Sukačev, V. N., Dylis, N., 1964. *Fundamentals of forest biogeocoenology*. Oliver and Boyd, Edinburgh, 350.
- [426] Supuka, J., Feriancová, L., 2003. Utilisation of landscape ecology in planning and landscape creation. *Ekológia (Bratislava)*, 22, Suppl., 47–53.
- [427] Svatoňová, H., 2006. *Hodnocení krajiny Dolního Podyjí*. (disertační práce) PpF MU, Brno,
- [428] Šindelář, J., 1995. Pěstebně-technické a organizační předpoklady pro úpravu druhové skladby lesních porostů. *Zprávy lesnického výzkumu svazek XL/3-4*, 40-43.
- [429] Štěpánek, V., 1996. Data o struktuře ploch: Jejich spolehlivost a vypovídací schopnost. *Geografie – Sborník ČGS 101 (1)*, 13–21.
- [430] Šúriová, N., Izakovičová, Z., 1995. Territorial system of anthropogenic stress factors in landscape ecological planning. *Ekológia (Bratislava)* 14 (2), 181–189.
- [431] Terkenli, T. S., 2005. New landscape spatialities: the changing scales of function and symbolism. *Landscape Urban Plan.* 70, 165–176.
- [432] Thienemann, A., 1918. *Lebensgemeinschaft und Lebensraum*. *Naturwissenschaftliche Wochenschrift, Neue Folge* 17, 281–290, 297–303.
- [433] Thomasius, H., 1992. Prinzipien eines ökologisch orientierten Waldbaus (Principles of ecologically orientated silviculture). *Forstwissenschaftliches Centralblatt (Germany)* 111(3), 141-155.
- [434] Tlapáková, L., 2006. *Návrh postupu analýzy území z hlediska krajinného rázu s využitím nástrojů GIS a shlukové analýzy*. (Disertační práce) PpF UK, Praha.
- [435] Tomášek, M., 1995. *Atlas půd České republiky*. Praha, Český geologický ústav, 36.
- [436] Toth, R. E., 1988. Theory and language in landscape analysis, planning, and evaluation. *Landscape Ecol.* 1 (4), 193–201.
- [437] Tremboš, P., 1992. Environmentálne limity, významná súčasť informácií o krajine. *Životné prostredie* 26 (6), 317–318.
- [438] Tremboš, P., 1993. Potenciál krajiny, jeho hodnotenie a využitie v územno-plánovacej praxi. *Životné prostredie* 27, 41–43.
- [439] Tremboš, P., 1995. Krajinnokoekologické regulatívy jako efektívny nástroj územného plánovania v SR. *Životné prostredie* 29 (5), 265–267.
- [440] Tremboš, P., 2003. Model štúdia geoekológie a krajinného plánovania na Prírodovedeckej fakulte Univerzity Komenského v Bratislave. In Herber, V. (ed.), *Fyzickogeografický sborník 1 – fyzická geografie (vzdělávání, výzkum, aplikace)*. MU Brno, 100–102.
- [441] Tress, B., Tress, G., Fry, G., 2005. Integrative studies on rural landscapes: policy expectations and research practice. *Landscape Urban Plan.* 70, 177–191.
- [442] Tress, B., Tress, G., 2000. Recommendations for Interdisciplinary Landscape Research... Brandt, J., Tress, B., Tress, G. (eds.) *Multifunctional Landscapes: Interdisciplinary Approaches to Landscape Research and Management*. Centre for Landscape Research, Roskilde, 151-156.
- [443] Tress, G., Tress, B., Fry, G., 2004. Claryfying integrative research concepts in landscape ecology. *Landscape Ecol.* 20, 479–493.

- [444] Troll, C., 1939. Luftbildplan und ökologische Bodenforschung. *Zeitschr. d. Gesellsch. f. Erdkunde*, Berlin, 7/8, 241-298.
- [445] Turner, B. L., 1995. Land-use and Land-cover Change. Science/Research Plan. IGBP Report No. 35, HDP Report No. 7, Stockholm and Ženeva, 131.
- [446] Turner, M. G., 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecol.* 4 (1), 21–30.
- [447] Turner, M. G., Gardner, R. H. (eds.), 1991. Quantitative methods in landscape ecology. Springer-Verlag, New York, 536.
- [448] Turner, M. G., Gardner, R. H., O’Neil, R. V., 2001. Landscape ecology in theory and practice. pattern and process. Springer-Verlag, New York, 416.
- [449] Turner, S. J., O’Neill, R. V., Conley, W., Conley, M. R., Humphries, H. C., 1991. Pattern and scale: statistic for landscape ecology. In Turner, M. G., Gardner, R. H. (eds.), Quantitative methods in landscape ecology. Springer-Verlag, New York, 17–50.
- [450] Veen, van H. A. H. C., Distler, H., Braun, S. J., Bühlhoff, H. H., 1998. Navigating through a virtual city: Using virtual reality technology to study human action and perception. *Future generation. Comp. Systems* 14, 231-242.
- [451] Veihe, A., 2003. Integrated land use planning in northern Ghana – on the road to a holistic approach? In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), Multifunctional landscapes Vol. II – monitoring, diversity and management. WIT Press, Southampton, 253–270.
- [452] Vejre, H., Aaby, B., Olwig, K., 2003. Ecological aspects of multifunctional landscapes in historical perspective. In Brandt, J., Vejre, H. (eds.), Multifunctional landscapes Vol. I – theory, values and history. WIT Press, Southampton, 159-164.
- [453] Vos, W., Meekes, H., 1999. Trends in European cultural landscape development: perspectives for a sustainable future. *Landscape Urban Plan.* 46, 3–14.
- [454] Voženílek, V. et al., 2001. Integrace GPS/GIS v geomorfologickém výzkumu. Olomouc, Univerzita Palackého, 185.
- [455] Voženílek, V., 2000. Geografické informační systémy I. UP, Olomouc, 173.
- [456] Vroom, M. J., 1994. Landscape architecture and landscape planning in Europe: developments in education and the need for a theoretical basis. *Landscape Urban Plan* 30, 113–120.
- [457] Vuorela, N., Toivonen, T., 2003. Using the past to characterise the present-day biotopes – detecting and classifying change transitions in the landscape. In Mander, Ü., Antrop, M. (eds.), Multifunctional landscapes. Vol. III – Continuity and change. WIT Press, Southampton, 135–166.
- [458] Weaver, K., Perera, A. H., 2004. Modelling land cover transitions: A solution to the problem of spatial dependence in data. *Landscape Ecol.* 19, 273-289.
- [459] Weinstoerffer, J., Girardin, P., 2000. Assessment of the contribution of land use pattern and intensity to landscape quality: use of a landscape indicator. *Ecol. Modelling* 130, 95-109.
- [460] Weng, Y., 2007. Spatiotemporal changes of landscape pattern in response to urbanization. *Landscape and Urban Plan.* 81, 341–353.
- [461] Wiens, J. A., 1992. What is landscape ecology really? *Landscape Ecol.* 7, 149–150.
- [462] Wiens, J. A., 1999a. The science and practice of landscape ecology. In Klopatek, J. M., Gardner R. H. (eds.), Landscape ecological analysis – Issues and applications. Springer-Verlag, New York, 371–384.
- [463] Wiens, J. A., 1999b. Toward a unified landscape ecology. In Wiens, J. A., Moss, M. R. (eds.), Issues in landscape ecology. Snowmass, USA, 148–151.
- [464] Wiens, J. A., Milne B. T., 1989. Scaling of „landscapes“ in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle’s perspective. *Landscape Ecol.* 3 (2), 87–96.
- [465] Wiggering H., Müller K., Werner A., Helming K., 2003. The concept of multifunctionality in sustainable land development. In Helming, K., Wiggering, H. (eds.): Sustainable development of multifunctional landscapes. Springer, New York, 3–18.
- [466] Williams, K. J. H., Ford, R. M., Bishop, I. D., Loiteron, D., Hickey, J., 2007. Realism and selectivity in data-driven visualisations: A process for developing viewer-oriented landscape surrogates. *Landscape and Urban Plan.* 81, 213–224.

- [467] With, K. A., 2003. Landscape connectivity and metapopulation dynamics. In Gergel, S. E., Turner, M. G.: *Learning landscape ecology. A practical guide to concepts and techniques*. Springer, New York, 208-227.
- [468] Withers, M. A., Meentemeyer, V., 1999. Concepts of scale in landscape ecology. In Klopatek, J. M., Gardner R. H. (eds.): *Landscape ecological analysis – Issues and applications*. Springer-Verlag, New York, 205–252.
- [469] Wohlmeyer, H., 2003. The unconscious driving forces of landscape perception and formation. In Helming, K., Wiggering, H. (eds.), *Sustainable development of multifunctional landscapes*. Springer, New York, 79–94.
- [470] Wragg, A., 2000. Towards Sustainable Landscape Planning. *Landscape Res.* 25 (2), 183–201. Wrocław: 109-147.
- [471] Wu, J., 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecol.* 19, 125-138.
- [472] Wu, J., 2006. Landscape ecology, cross-disciplinarity, and sustainability science. *Landscape Ecol.* 21, 1–4.
- [473] Xiao, J., Shen, Y., Ge, J., Tateishi, R., Tang, Ch., Liang, Y., Huang, Z., 2006. Evaluating urban expansion and land use change in Shijiazhuang, China, by using GIS and remote sensing. *Landscape Urban Plan.* 75, 69–80.
- [474] Zai-Zhi, Z., 1999. Rural landscape planning – case study of Nanhu state farm. *Journ. of Environm. Sc.* 11 (2), 174–185.
- [475] Zee, D. van der, 1996. GIS and the land unit in land evaluation. *Ekológia*, Vol. 15, No. 1, 129–137.
- [476] Zee, D. van der, 1998. The use of GIS in the study of nature-culture interactions in landscapes. In Kovář, P. (ed.), *Nature and culture in landscape ecology*. Karolinum Press, Prague, 319–326.
- [477] Zerbe, S., 2003. The role of land use in the differentiation of cultural landscapes – a historical perspective. In Mander, Ů., Antrop, M. (eds.), *Multifunctional landscapes. Vol. III – Continuity and change*. WIT Press, Southampton, 95–114.
- [478] Zlatník, A., 1975. *Ekologie krajiny a geobiocenologie*. VŠZ, Brno, 172.
- [479] Zlatník, A. et al., 1973. *Základy ekologie*. SZN, Praha, 270.
- [480] Zonneveld, I. S., 1988. Landscape ecology and its application. In Moss, M. R. (ed.): *Landscape ecology and management. Proceedings*, Montreal, 3-15.
- [481] Zonneveld, I. S., 1989. The land unit – A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecol.* 3 (2), 67–86.
- [482] Zonneveld, I. S., 1995. *Land ecology*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 191.
- [483] Zonneveld, I., 1998. How I became a landscape ecologist. *IALE Bulletin* 16, 6.
- [484] Žigrai, F., 1996. The relationship between basic and applied landscape-ecological research in Slovakia. *Ekológia (Bratislava)* 15 (4), 387–400.
- [485] Žigrai, F., 2003a. Integrovaná funkcia štúdia využitia zeme v krajinskej ekológii (Vybrané metavedné, teoreticko-metodické a aplikačné aspekty). In Herber, V. (ed.), *Fyzickogeografický zborník 1 – fyzická geografia (vzdělávání, výzkum, aplikace)*. MU Brno, 30–35.
- [486] Žigrai, F., 2003b. The meaning of meta-landscape ecology for the development of the theory, methodology, application and education of the landscape ecology. *Ekológia (Bratislava)*, 22, Suppl., 20–33.

Databáze a další dokumenty

Bičfk, I., Jeleček, L., Jančák, V., Chromý, P., Štěpánek, V., Kupková, L., Winklerová, J., 1999. Výstupy projektu Land Use /Land Cover Change in Czechia 1845 – 1990. Textové a grafické soubory za okresy a kraje ČR. PŘF UK, Praha.

Geofond - Česká geologická služba (geologická stavba, surovinové zdroje, poddolovanost, sesuvy a další)

ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav

VÚV - Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka (základní hydrologické údaje, pásma hygienické ochrany, chráněné oblasti akumulace vod, zdroje, zásoby a kvalita podzemních vod, jakost vody v tocích a další)

VÚMOP - Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy (BPEJ, cena půdy, potenciální eroze)

ÚHÚL (OPRL – oblastní plány rozvoje lesů)

AOPK (biodiverzita, NATURA 2000)

ČSÚ – Český statistický úřad (SLDB 2001)

VTOPÚ - Vojenský topografický ústav v Dobrušce (letecké snímky ve třech časových horizontech, DMÚ 25)

Návrh zákona o krajinom plánovaní MŽP SR a MVRR SR (Miklós)

Správa CHKO Labské pískovce: Péče o krajinu a přírodu v CHKO Labské pískovce

Správa CHKO České středohoří: Plán péče CHKO České středohoří, Litoměřice, 1999.

Územní plán sídelního útvaru Petrovice. 1997 Ústí nad Labem.

Územní plán sídelního útvaru Tisá. 1999 Ústí nad Labem.

Územní plán sídelního útvaru Třebenice. 1994 Ústí nad Labem.

Územní plán obce Čížkovice. 2001 Ústí nad Labem.

Územní plán vyššího územního celku, okres Litoměřice. 1996 Ústí nad Labem.

Územní plán vyššího územního celku Severočeská hnědouhelná pánev. 2002 Ústí nad Labem.

www:

<http://www.landscape-tomorrow.net/>, <http://www.atlas-eu.org/>, <http://www.elcai.org/>,

<http://www.landscape-europe.net/>, <http://www.sensor-ip.org/>,

<http://www.earthobservations.org/index.html>, <http://moland.jrc.it/index.htm>,

<http://www.sustainability4europe.org/index.htm>, <http://www.intecol.net/>,

<http://212.158.143.149/index.php>, <http://heis.vuv.cz/>,

<http://geoportal.cenia.cz/mapmaker/cenia/portal/>

14. Přílohy

Všechny fotografie, včetně leteckých snímků, byly pořízeny autorem práce.

14. 1. Fotodokumentace modelových území – Petrovicko



Foto 14.1.1.: Zarovnaný povrch vrcholové oblasti východních Krušných hor – utvářející se mozaika lučních enkláv ohraničených úzkými lesními biokoridory.



Foto 14.1.2.: Lesně-luční krajina u Tisé – postupně expandující lesní enklávy.



Foto 12.4.3.: Dálnice D8 – přemostění Rybného potoka u Krásného Lesa.



Foto 14.1.4.: Petrovice – stánkařský prodej kýčovitých produktů podél hlavní silnice č. 248 do Drážďan.



Foto 14.1.5.: Ostrovský rybník, v pozadí Ostrovské skály.



Foto 14.1.6.: Ostrovský rybník.



Foto 14.1.7.: Podmáčené louky v okolí Rájce.



Foto 14.1.8.: Niva Olšového potoka, břehové porosty olší.



Foto 14.1.9.: Rájecký potok.



Foto 14.1.10.: Rájecký rybník.



Foto 14.1.11.: Obhospodařovaná krajina v okolí Tisé.

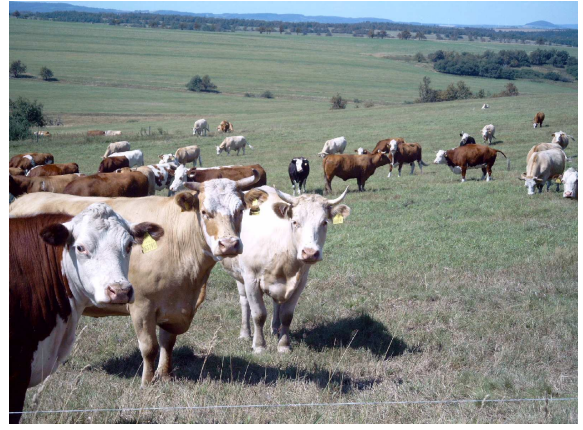


Foto 14.1.12.: Obhospodařovaná krajina v okolí Tisé.



Foto 14.1.13.: Letecký pohled na území severně od Tisé, Severní stěny a Ostrovské skály.

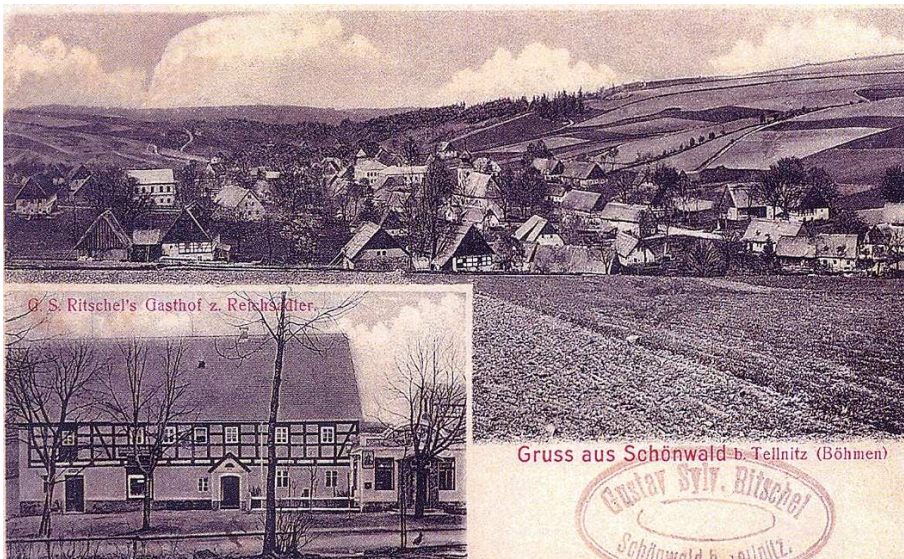


Foto (dvojice) 14.1.14.: Krásný Les v Krušných horách založili němečtí kolonisté ve 13. st., (1. pol. 20. století a současnost).





Foto (dvojice) 14.1.15.: Nakléřov vznikl ve 13. st. jako horská ves se staveními, políčky a loukami, roztroušenými ve zvlněné části zarovnaného povrchu.



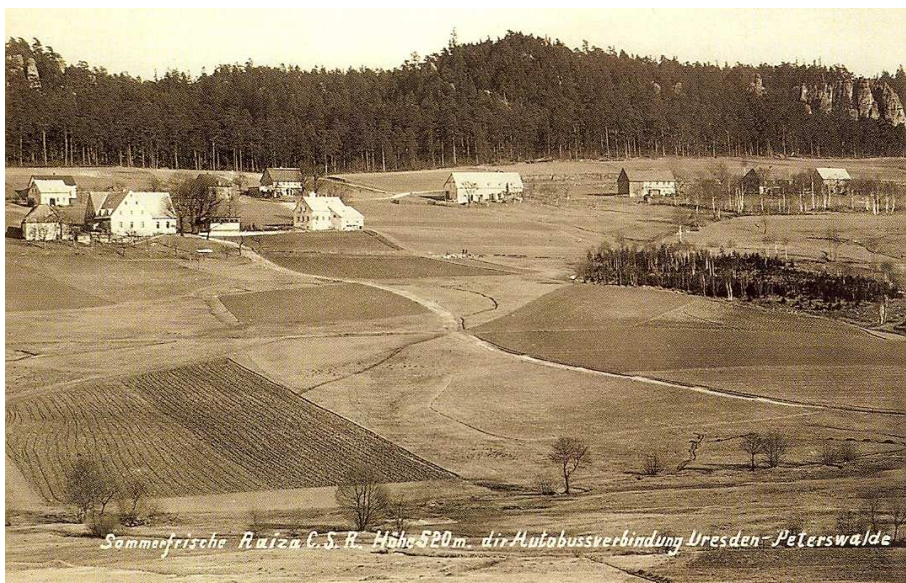


Foto (dvojice) 14.1.16.: Rájec 30. léta – pole zanikla a mnoho domů již bylo zbořeno.





Foto (dvojice) 14.1.17.: Tisá 1900 – význam zemědělství byl v 19. století potlačen rozvíjejícím se průmyslem, výrobou knoflíků, přezek, lžic a jiných výrobků kovoprůmyslu, přesto je znatelná mozaika polí a luk.





Foto 14.1.18.: Petrovice 1918 – založili němečtí kolonisté ve 13. st., 1. zmínka 1352, 6 km dlouhá obec rozkládající se při silnici směřující k hraničnímu přechodu do Saska.

14. 2. Fotodokumentace modelových území – Verneřicko



Foto 14.2.1. Letecký pohled na krajinu na Verneřicku.



Foto 14.2.2. Letecký pohled na Verneřice.

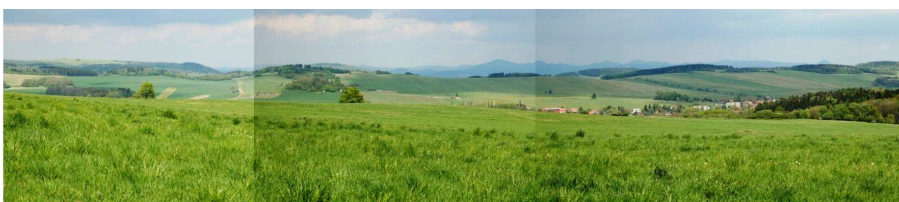


Foto 14.2.3. Panoramatický pohled na luční krajinu v centrální oblasti modelového území.



Foto 14.2.4. Smrkové a modřínové monokultury u Valkeřic.



Foto 14.2.5. Lesně luční typ krajiny u Blankartic a Fojtovic.



Foto 14.2.6. Původní architektura v Blankarticích.



Foto 14.2.7. Rychnov – objekty individuální rekreace.



Foto 14.2.8. Původní architektura v Rychnově.



Foto 14.2.9. Verneřice náměstí.



Foto 14.2.10. Verneřice kostel, původní dům a v pozadí panelová výstavba.



Foto 14.2.11. Valkeřice – zatopený lom po těžbě znělcce v 19. století.



Foto 14.2.12. Valkeřice – zatopený lom, dnes možnost lokální rekreace u vody.



Foto 14.2.13. Extenzivní chov skotu na pastvinách u Čáslavi.

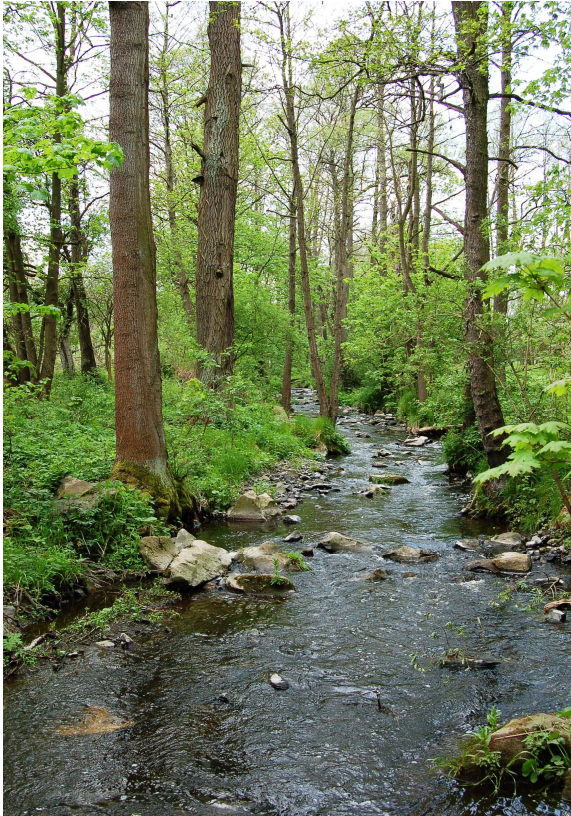


Foto 14.2.14. Bobří potok pod Loučkami.

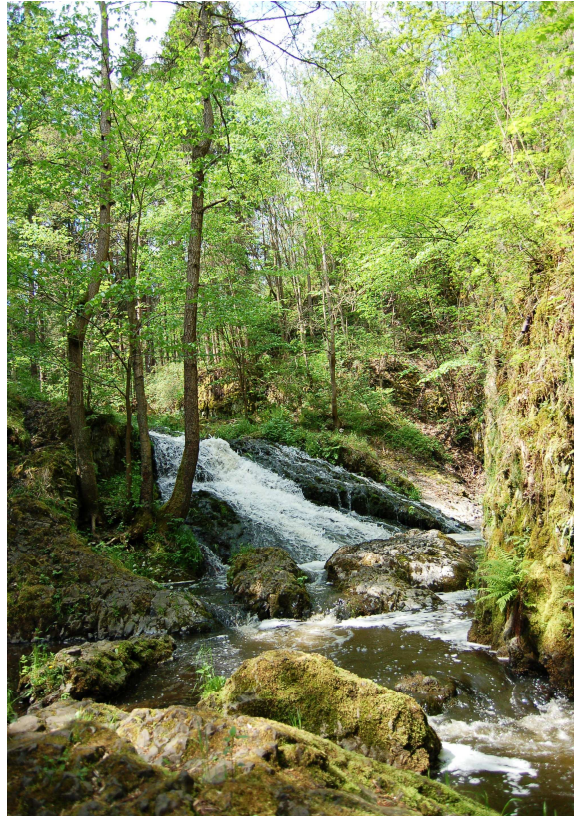


Foto 14.2.15. Bobří soutěska s vodopádem.



Foto 14.2.16. Napřímené koryto Bobřího potoka nad Verneřicemi.



Foto 14.2.17. Úprava Fojtovického potoka.



Foto 14.2.18. Barokní poutní kostel na Božím vrchu u Verneřic (1947).



Foto 14.2.19. Boží vrch (2007).

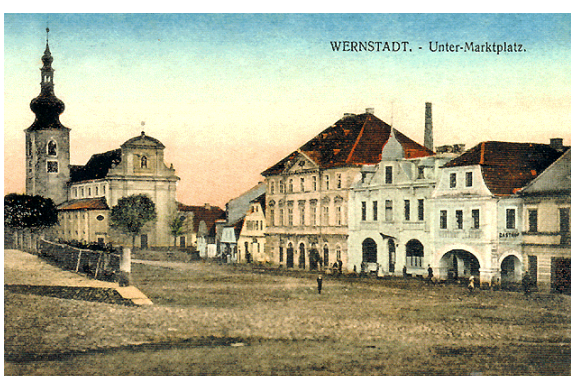


Foto 14.2.20. Verneřice (1920) – náměstí.



Foto 14.2.21. Verneřice (2007) – náměstí.



Foto 14.2.22. Verneřice – středně mozaikovitá lučně polní krajina ze 40. let 20. století.

14. 3. Fotodokumentace modelových území – Třebenicko



Foto 14.3.1. Úpohlavý lom – těžba vápnitých slínovců a jílovitých vápenců.



Foto 14.3.2. Dlažkovice – zemědělská krajina.



Foto 14.3.3. Hazmburk – kompoziční dominanta, vlevo vrch Planík, 260 m.

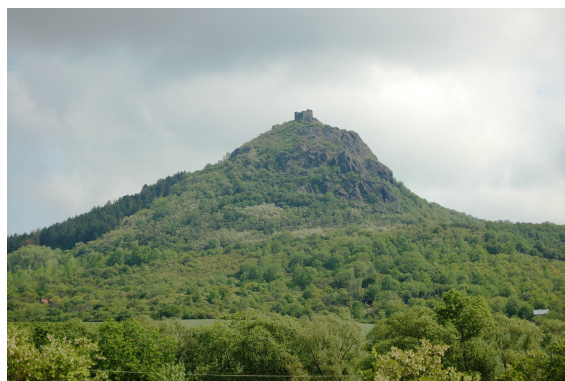


Foto 14.3.4. Košťál, vrch, zřícenina hradu, kompoziční dominanta – 481 m.



Foto 14.3.5. Sedlec – boží muka, častý doprovodný drobný artefakt dotvářející ráz zemědělské krajiny Třebenicka.



Foto 14.3.6. Chodovlice – v pozadí ovocné sady, v popředí pole a potok Voračovka s nově vysazovaným úzkým pruhem dřevin.



Foto 14.3.7. Želechovice – Modla.



Foto 14.3.8. Podsedický potok – výsadba dřevin.



Foto 14.3.9. Dlažkovice – Voračovka potok, vysazované dřeviny a biokoridor.



Foto 14.3.10. Dlažkovice – zakládání biokoridor s šířkou 10 m.



Foto 14.3.11. Třebenice – nová zástavba s dominantou kostela.



Foto 14.3.12. Sulejovice – Lafarge cementárna.



Foto 14.3.13. Třebenice (2003), vrch Košťál – hrubě zrnitá zemědělská krajina, v pozadí opuštěné zarůstající sady.

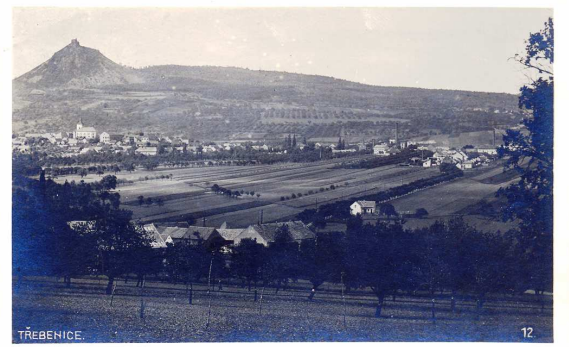


Foto 14.3.14. Třebenice (1947), vrch Košťál – středně zrnitá mozaika zemědělské krajiny, v pozadí plošně rozsáhlé ovocné sady na jižních svazích.



Foto 14.3.15. Třebenice (1905), vrch Košťál – jemně zrnitá mozaika zemědělské krajiny, políčka oddělená přístupovými cestami lemovanými dřevinným doprovodem, v pozadí plošně rozsáhlé ovocné sady na jižních svazích.