

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzické geografie a geoekologie



**Hodnocení krajinných funkcí pomocí
multispektrálních družicových dat
Landsat**

Vedoucí práce:

RNDr. Jakub Langhammer, PhD.

Vypracovala:

Petra Hesslerová

Praha 2008

Prohlašuji, že jsem tuto disertační práci vypracovala samostatně, na základě vlastních výzkumů, za použití literatury a dalších podkladů, uvedených v závěru práce. Disertační práce, ani žádná její podstatná část, nebyla předložena k získání stejného ani jiného akademického titulu.

V Kamenných Žehrovicích 19.září 2008

Petra Hesslerová, v.r.

Děkuji panu RNDr. Jakubovi Langhammerovi, PhD. za odborné vedení, konzultace, rady a připomínky.

Panu RNDr. Martinovi Šimovi za úvod do problematiky dálkového průzkumu a neocenitelné rady a pomoc v oboru, který byl na začátku tvorby disertační práce pro mne oblastí zcela neznámou. Dík mu rovněž patří za inspiraci k této práci.

Dále děkuji panu RNDr. Janu Pokornému, CSc. za ochotu, se kterou se mne ujal, jako neoficiální konzultant. Jeho připomínky k textu byly cennými podněty k zamyšlení při vlastní tvorbě práce. Neocenitelné byly především jeho rady v oblasti krajinné ekologie. Dík mu rovněž patří i za prostor a volný čas, který mi pro tuto práci poskytl.

Svým rodičům a babičce Marii děkuji za psychickou a materiální podporu, bez níž by tuto práci nebylo možné dokončit.

OBSAH

1	ÚVOD	6
2	CÍLE A STRUKTURA PRÁCE	10
3	LITERÁRNÍ ÚVOD A PŘEHLED PROBLEMATIKY	13
3.1	Různá pojetí a definice krajinných funkcí.....	13
3.1.1	Modely samoorganizace ve vztahu k fungování krajiny.....	16
3.1.2	Energomateriálové toky a procesy	17
3.1.3	Produktivita a akumulace	18
3.1.4	Termodynamický přístup a disipativní struktury	19
3.1.5	Disipace sluneční energie.....	26
3.1.6	Koncept gradientů	33
3.1.7	Ekotony	33
3.1.8	Funkce krajiny jako net - effect.....	35
3.1.9	Cykličnost a čas.....	35
3.1.10	Informační principy.....	36
3.2	Způsob disipace sluneční energie jako indikátor ekosystémových funkcí	38
3.2.1	Stanovení parametrů pro hodnocení způsobu disipace sluneční energie v krajině.....	41
3.3	Dálkový průzkum Země a jeho význam pro hodnocení krajiny	44
3.4	Teplota krajiny	50
3.4.1	Dálkový průzkum v tepelné části spektra	51
3.4.2	Radiační (jasová) teplota.....	52
3.5	Krajinný pokryv	55
3.6	Stavové (kvalitativní) parametry krajinného pokryvu	59
3.6.1	Množství zelené biomasy	59
3.6.2	Vlhkost krajinného pokryvu.....	63
3.6.3	Vegetační vodní stres	67
3.7	Disipační schopnost krajiny	70
3.7.1	Wetness-biomass index (WB).....	70
3.7.2	Hodnocení disipační schopnosti krajiny	71
3.8	Krajinná dynamika a vývoj - detekce změn v dálkovém průzkumu	73
4	POSTUP PRÁCE, PŘEHLED POUŽITÝCH METOD, SOFTWARE, CHARAKTERISTIKA MODELOVÉHO ÚZEMÍ	78
4.1	Postup práce	78
4.2	Charakteristika modelového území.....	79
4.3	Použitá data	86
4.4	Software	88
4.5	Přehled použitých metod digitálního zpracování obrazu	89
4.5.1	Předzpracování obrazů	89
4.5.2	Tvorba výřezů zájmového území	92
4.5.3	Tvorba masek vybraných regionů	92
4.5.4	Extrahování tématické informace – klasifikace obrazu	93
4.5.5	Zvýraznění obrazů.....	95
4.5.6	Modelování s obrazovými daty	99
4.6	Tvorba tématických map.....	100
4.6.1	Mapy krajinného pokryvu	100
4.6.2	Mapy relativní teploty	106
4.6.3	Mapy indexu NDVI.....	106
4.6.4	Mapy vlhkosti krajinného pokryvu	107

4.6.5	Mapy indexu wetness-biomass.....	109
4.6.6	Metoda hodnocení disipační schopnosti krajiny	109
4.6.7	Mapy vývoje disipační schopnosti krajiny.....	112
5	ZPRACOVÁNÍ A INTERPRETACE DRUŽICOVÝCH DAT. HODNOCENÍ DOSAŽENÝCH VÝSLEDKŮ.....	114
5.1	Hodnocení krajinného pokryvu.....	114
5.1.1	Hodnocení krajinného pokryvu a interpretace mezitermínových změn.....	114
5.1.2	Hodnocení přesnosti klasifikace.....	124
5.2	Teplota krajinného pokryvu, interpretace teplotních map	126
5.2.1	Regionální hodnocení teploty.....	127
5.2.2	Hodnocení relativní teploty ve vztahu ke krajinnému pokryvu	129
5.3	Analýza stavových parametrů krajinného pokryvu.....	134
5.3.1	Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) jako indikátor množství zelené biomasy	134
5.3.2	Vlhkost krajinného pokryvu.....	146
5.3.3	Index wetness-biomass WB	155
5.4	Metoda hodnocení disipační schopnosti krajiny	158
5.5	Analýza vývoje disipační schopnosti krajiny.....	163
6	DISKUSE	168
7	ZÁVĚR.....	185
8	ABSTRACT	187
9	SEZNAM LITERATURY	190

1 ÚVOD

Žijeme v době, která s sebou přináší rychlé a dynamické změny životního prostředí. Krajina představuje nesmírně složitý a rozmanitý systém, jehož komplexní poznání není a pravděpodobně nebude nikdy zcela možné. Pochopení toho, co se v krajině odehrává, jak se vyvíjí, jak reaguje a jak se vyrovnává se stále méně citlivými zásahy člověka je otázkou, která zaměstnává řady odborníků. Zvláště v době, kdy jsou středobodem zájmu globální změny.

Většina prací hodnotících krajinu se však opírá především o krajinou strukturu a její, mnohdy detailní, analýzy. Ačkoli je pojem krajinných funkcí a fungování krajiny často citován v různých souvislostech, ve většině případů je skryt za mnohdy neurčitý pojem. A tak samotné pojetí krajinných funkcí, a to nejen z pohledu krajinných ekologů, zahrnuje velmi pestré škálu názorů a hypotéz. Existuje velmi málo prací, které by podávaly souhrnný náhled na tuto problematiku. Proto první část práce představuje ucelenější, ne však zcela vyčerpávající přehled, spojující některé názory a různé přístupy na fungování krajiny.

Ekosystémy, a tudíž i krajina, se vyznačují vysokým stupněm komplexity, z čehož vyplývá i různorodost jejich funkcí. Ekosystém, jako každý jiný systém, se vyvíjí a mění svoji strukturu tak, aby se dokázal vyrovnat s četnými vnějšími vlivy a obecně směřuje ke stavu termodynamické rovnováhy. V závislosti na způsobu tohoto vývoje sleduje různé funkce, které jsou většinou definovány jako toky energie, látek a vody ekosystémem. Jinými slovy takovou funkcí může být např. maximalizace veškeré biomasy, či naopak jen trvalé organické složky v ekosystému, maximalizace „emergy“ jakožto kvalitativního ukazatele energie v ekosystému, snaha o maximální produktivitu a akumulaci energie, či její maximální disipace na straně druhé. Mezi další funkce ekosystému dále náleží i snaha ekosystému o co nejvyšší strukturovanost a heterogenitu, nejnižší entropii, uzavřenost cyklů, maximalizaci účinnosti, retenčního času energie a látek v ekosystému.

Snaha o hlubší poznání krajiny je výzvou, která ve své podstatě může být poněkud zrádná. Nejednoznačné definování hlavního předmětu zájmu poskytuje značný prostor pro mnohé myšlenky a hypotézy, jak toto téma uchopit. Na druhé straně však dává důvod k pochybnostem o relevantnosti zvoleného přístupu.

I tato práce si dává za cíl podat pohled na fungování krajiny a navrhnout způsob jejího hodnocení, tak, aby byl dostupný a využitelný v praxi, tzn. v krajinném managementu a

v rozhodovacích procesech, které se krajiny týkají. Jako teoretický podklad pro hodnocení krajinných funkcí byl vybrán způsob disipace sluneční energie v krajině, tzv. Energy – Transport – Reaction model (Ripl 1995). Práce se dále opírá o modely samoorganizace, teorii otevřených systémů a principy nerovnovážné termodynamiky (Schrödinger 2004, Prigogine a Glansdorff 1971, Nicolis a Prigogine 1977, Schneider a Kay 1993, 1994a,b). Všechny tyto modely počítají s nerovnovážným stavem, pro který je charakteristický tok energie a látek systémem a díky němuž jsou systémy schopny měnit svoji strukturu. Disipativní struktury jsou definovány jako otevřené systémy, jenž si neustále vyměňují látky i energii s okolím a udržují se tak v nerovnovážném stavu. Systémy, které existují daleko od termodynamické rovnováhy, účinně disipují teplo a jsou schopny měnit svou strukturu a uspořádání. Tyto nevratné děje potřebují však neustálý přítok energie, aby systém mohl konat práci, a tím je sluneční záření.

V dnešní době je však nezbytné do celého systému zahrnout i další faktor – člověka, a to především způsob, jakým využívá krajinu. Člověk svým hospodařením, neustálou přeměnou krajinného pokryvu i jeho struktury, vytváří podmínky pro disipační procesy v krajině. Do značné míry je jedním z nejdůležitějších činitelů, kteří ovlivňují energomateriálové toky a tím i způsob fungování celého krajinného systému.

Jedním z projevů, kterými lze charakterizovat energomateriálové toky v krajině, je teplota. Teplota krajiny představuje jednu z klíčových charakteristik, vysvětlující řadu biofyzikálních a ekologických procesů, které určují rovnováhu mezi oběhem vody a energetickou bilancí krajiny. Její hodnoty lze účinně kontrolovat přes malý vodní cyklus, a to především zapojením funkční vegetace a zároveň tvorbou vhodné krajinné struktury. Způsob disipace slunečního záření tak lze považovat za hlavní parametr pro obnovu základních ekologických funkcí krajiny.

Stejně tak jako další podobné přístupy vyžaduje i tento stanovení vhodných zástupných parametrů, které by pomohly analyzovat „kvalitu“ krajiny a vyjadřovaly způsob jejího fungování. Hlavní otázka a předmět práce vychází z výše zmíněných principů a spočívá ve sledování vztahů mezi teplotou krajiny a dalšími parametry, které ji budou více či méně ovlivňovat. Těmito parametry jsou především krajinný pokryv, jeho struktura a vodní obsah – tedy faktory, s významným vlivem na způsob disipace sluneční energie v krajině.

Vhodným nástrojem, který umožňuje takové hodnocení, je zpracování digitálních multispektrálních dat dálkového průzkumu Země. Družicová data a jejich vyhodnocení poskytují detailní náhled na krajinu nejen „z vnějšku“, ale i „z vnitřku“. Cílem práce tedy bude navrhnout metodu, kterou by bylo možno sledovat, interpretovat a hodnotit vztahy mezi

vybranými parametry, jejich význam a tím také postihnout krajinné funkce, popřípadě i dynamiku vývoje. Pro hodnocení byla vybrána družicová data Landsat TM, z let 1986, 1995 a 2004. Krajinný pokryv, jakožto jeden z hlavních hodnocených faktorů, je na snímcích zachycen nejen ve vybraném časovém horizontu osmnácti let, ale rovněž v různých etapách fenologické fáze. Tento fakt umožní analýzu změn funkčního chování vegetace v průběhu části vegetačního období.

Zvolený přístup, založený na Energy-Transport-Reaction modelu W. Ripla (1995), výběr relevantních parametrů hodnocení, spolu s využitím metod a dat dálkového průzkumu Země, umožňují poměrně rychlou a víceméně objektivní analýzu a diagnózu krajinných funkcí, a to pro poměrně velké, často heterogenní územní celky. Ačkoli jsou v dnešní době podklady a data dálkového průzkumu Země dostupné téměř komukoli, kdo zvládne základní techniky zpracování, jejich potenciál a možnosti uplatnění v krajinné ekologii jsou stále nedoceny a málo využívány. A to i přes jejich finanční dostupnost. Družicová data mají oproti pozemním měřením řadu nesporných výhod, avšak také vyžadují jiný úhel přístupu a pohledu na krajinu. Je nutné si uvědomit, že jejich význam spočívá především v odhalení vnitřních souvislostí a vztahů v krajině, na úkor získání jednotkové detailní informace. Proto by tato práce měla na jedné straně upozornit na význam a informační potenciál distančních dat a metod DPZ jakožto vhodných nástrojů pro management krajiny a krajinou ekologii vůbec, na straně druhé rovněž zmínit i úskalí a omezení jejich využití.

Jako modelové území byla vybrána přeshraniční oblast severozápadních Čech a přilehlé části Saska, tzn. území, kde se setkává několik odlišných krajinných typů, s velkým antropogenním zatížením. Severní část družicových snímků zahrnuje část Saska – od linie Chemnitz – Drážďany. Střední část tvoří pás Krušných hor a jižní celky Mostecké a Sokolovské pánve, přecházející do Dolnooharské tabule a Doupovských hor. Hodnocené území tak zahrnuje regiony nejen s velmi odlišnými fyzikogeografickými a socioekonomickými podmínkami, ale i historickým vývojem. Všechny tyto tři aspekty se následně promítají do dynamiky a vývoje území, do krajinné struktury a jejího fungování.

Rozmanitost a kontrast vybraného území tak umožňuje zajímavá srovnání. Vedle sebe lze hodnotit zemědělsky využívaná území s rozdílným způsobem hospodaření - dopady socialistické velkovýroby a scelování pozemků na straně jedné (oblast Dolnooharské tabule), oproti relativně zachované malovýrobě Saska. Tyto dva regiony odděluje pás Krušných hor – území na kterém během sedmdesátých a osmdesátých let došlo vlivem silného imisního zatížení k likvidaci a rozpadu lesního porostu. Fenomén představují i Podkrušnohorské pánve

se silně narušenou, nyní však již částečně rekultivovanou krajinou, ke které došlo ve spojitosti s těžbou hnědého uhlí.

Severní Čechy tak patří v rámci České republiky k nejdynamičtějším územím, a to jak v pozitivním, tak negativním směru. Základní problémy oblasti plynou z ekonomického zaměření celého regionu především na energetický a chemický průmysl. V posledních letech se však jedním z ústředních problémů daného regionu stává i zemědělství a jeho negativní vliv na krajinu.

2 CÍLE A STRUKTURA PRÁCE

Jedním z přístupů hodnocení fungování krajiny je působ disipace sluneční energie, založený na modelech samoorganizace, teorii otevřených systémů a principech nerovnovážné termodynamiky, tzv. Energy – Transport- Reaction Model (Ripl 1995). Tento ekologický model je založen na integraci dvou základních složek – chemické a energetické účinnosti krajiny. Chemická účinnost je daná poměrem mezi látkovým odnosem a hrubou produkcí, účinnost energetickou determinuje způsob disipace sluneční energie. Klíčovým faktorem v tomto modelu je povrchová teplota. Její vysoké hodnoty a rozkolísaný denní i roční chod nepříznivě ovlivňují bilanci látek a vody v krajině. Vegetace (její typ, kvalitativní parametry, struktura) a dostupnost vody v krajině jsou jedny z nejdůležitějších faktorů, které vytvářejí její teplotní obraz. Živé organismy jsou schopny sluneční záření vázat do biomasy (proces fotosyntézy) a transpirací ji účinně přeměňovat na latentní složku tepla, která nepřispívá ke zvyšování vlastní teploty krajiny. Typ porostu, který dokáže zajistit menší teplotní výkyvy, lze považovat za efektivní. Maximalní disipace tohoto denního energetického pulsu je považována za hlavní funkci krajiny a způsob disipace slunečního záření v krajině za hlavní parametr pro hodnocení obnovy základních ekologických funkcí. Funkční krajina tedy bude charakterizována takovou strukturou, zajišťující nízkou teplotu, vyrovnanost tepelných rozdílů, dále pak i schopností zadržovat vodu, rozpuštěné i nerozpuštěné látky.

Ke stanovení energetické účinnosti krajiny a tím i způsobu disipace sluneční energie na velkých územích, lze využít multispektrálních družicových dat, a to především tepelné části elektromagnetického spektra. Zvolený přístup, výběr relevantních parametrů hodnocení, spolu s využitím metod a dat dálkového průzkumu Země, umožňují analýzu velkých, často heterogenních územních celků. V souladu s ETR modelem (zohledněna byla jen energetická účinnost) očekáváme u narušené krajiny vysokou teplotu a velké teplotní rozdíly mezi místy, protože redukovaný krátký vodní cyklus nestačí tyto rozdíly vyrovnávat. Podobně očekáváme i přehřívání odvodněných ploch či lokalit bez vegetace. Člověk svým hospodařením, neustálou přeměnou krajinného pokryvu i jeho struktury, vytváří podmínky pro disipační procesy v krajině, proto lze předpokládat přehřívání intenzivně využívané krajiny.

V návaznosti na uvedenou hypotézu byly formulovány tyto **hlavní cíle práce**:

- Rešerše různých pojetí a přístupů ke krajinným funkcím.
- Posouzení informačního potenciálu multispektrálních družicových dat v krajinné ekologii, výhody a limity jejich využití.
- Návrh a výběr parametrů, zjistitelných metodami DPZ, pro hodnocení krajinných funkcí z hlediska disipace sluneční energie.
- Analýza kvality krajiny a jejího fungování. Vliv krajinného pokryvu a vybraných stavových parametrů na teplotní obraz krajiny.
- Vytvoření metody, založené na využití multispektrálních družicových dat Landsat a disipační teorii, umožňující rychlou analýzu a diagnózu krajinných funkcí, pro velké územní celky. Hodnocení by mělo být využitelné v krajinném managementu a plánování.
- Aplikace na případové studii vybraného přeshraničního území Severních Čech a Saska, v osmnáctiletém časovém horizontu (hodnocení tří termínů 1986 – 1995 -2004)

Jednotlivé cíle jsou rozpracovány v dílčích kapitolách a odpovídá jim i **struktura práce**.

Kapitola 3 „Literární úvod a přehled problematiky“ obsahuje osm podkapitol. Kapitola 3.1. je zaměřena na definování a různé přístupy ke krajinným funkcím, řada z nich je v klasických přístupech krajinné ekologie často opomíjena. Hlavní myšlenkové principy, na kterých je tato disertační práce postavena, jsou shrnuty v kapitole 3.1.5 „Disipace sluneční energie“ a následně v kapitole 3.2 „Způsob disipace sluneční energie jako indikátor ekosystémových funkcí“. Zde je rovněž zdůvodněn i výběr parametrů pro hodnocení krajiny. Následující kapitoly 3.3 – 3.6 obsahují dílčí rešerše literatury, charakterizující blíže vybrané parametry hodnocení, jejich význam pro fungování krajiny, včetně jejich propojenost s metodami dálkového průzkumu Země. Kapitola 3.7 „Disipační schopnost krajiny“ je teoretickým podkladem vypracované metodiky pro hodnocení fungování krajiny. V kapitole 3.8 je shrnut význam dálkového průzkumu Země pro detekci krajinných změn.

Kapitola 4 nejprve charakterizuje v podkapitolách 4.1 – 4.4 postup práce, charakteristiku modelového území, použitá data a software. Kapitola 4.5 je přehledem použitých metod digitálního zpracování obrazu. Při tvorbě jednotlivých tématických map bylo nutné použít kombinaci těchto metod, proto postup práce pro každou z nich byl popsán individuálně. Jedná se o mapy krajinného pokryvu, relativní teploty, indexu NDVI, vlhkosti krajinného pokryvu,

indexu wetness-biomass. Kapitola 4.6.6 je popisem metody hodnocení disipační schopnosti krajiny, následující oddíl charakterizuje metodu analýzy jejího vývoje.

Kapitola 5 rozpracovává po jednotlivých parametrech vlastní výsledky hodnocení. Na základě vytvořených tématických map je charakterizována jejich územní diferenciaci, interakce a koincidence (teplota - množství zelené biomasy, teplota – vlhkost), analýza ve vztahu k typům krajinného pokryvu, a to v termínech 1986, 1995 a 2004. V kapitole 5.4 jsou výsledky hodnocení disipačních schopností krajiny navrženou metodou, v následující kapitole 5.5 je analyzován vývoj modelového území v osmnáctiletém časovém horizontu.

Kapitola 6 je diskuzí výsledků práce, případných nedostatků či jiných návrhů řešení.

Kapitola 7 obsahuje stručné závěrečné shrnutí práce.

Kapitola 8 shrnutí práce v anglickém jazyce.

Kapitola 9 je přehledem použité literatury.

3 LITERÁRNÍ ÚVOD A PŘEHLED PROBLEMATIKY

3.1 Různá pojetí a definice krajinných funkcí

Krajina představuje velmi složitý otevřený dynamický systém s určitým stupněm vývoje. Mění se nejen v prostorovém uspořádání jednotlivých složek, ale zároveň i ve své kvalitě a funkcích. Tato dynamika je reakcí na celou řadu procesů – biotických, abiotických i antropogenních, které na ni působí a zároveň ji utvářejí. Tyto procesy mohou být pojmány různě. Záleží na nás, jak k jejich hodnocení a interpretaci přistoupíme, co budeme považovat za rozhodující a určující pro danou krajinu. Důležitou otázkou však není jen „co“ se mění, ale také „proč a jak“.

Systémové pojetí krajiny nás nutí k širšímu pohledu na danou otázku, ke hledání souvislostí studovaných jevů a zhodnocování poznatků v rámci širších hypotéz. Ukazuje, že není možné studovat, natož pak objasnit realitu ze všech možných hledisek (Straškraba 1983). Komplexita celého krajinného systému nám tedy zabraňuje analyzovat všechny jeho složky a procesy v detailech. Studium krajiny jako celku by proto mělo být nadřazeno mikroanalýze jednotlivých složek (Bendoricchio a Jørgensen 1997), při níž však často chybí zohlednění návazností a interakcí. Faktorů, které jednotlivé systémy tvoří a ovlivňují je mnoho a vazby mezi nimi jsou složité. Vybrat proto správný rozměr, ve kterém budou zkoumané procesy a krajinné uspořádání dobře rozlišitelné, je obtížné (Levin 1992). Procesy vytvářející krajinu na nejnižší úrovni, jsou podstatou globálních a regionálních změn. Pokud se pohybujeme napříč systémy, tedy od nejnižší úrovně po nejvyšší, získáme informace, které nám pomohou předvídat vývoj celého systému. Námitkou k tomuto pohledu však může být to, že vlastnosti systémů na lokální úrovni jsou většinou odrazem místních a tedy velmi specifických podmínek. Proto je na druhé straně dobré uvažovat i opačný přístup, kdy z poznání globálního systému můžeme odvozovat a předvídat vývoj a vlastnosti systémů nižších úrovní. A právě snaha odhadnout chování systémů se stává v dnešní době stále důležitější, a zároveň i obtížnější.

K tomu, abychom porozuměli krajině jako celku, je nezbytné najít klíč k jejímu fungování. Studium krajiny, vzhledem k její složitosti a pestrosti, vyžaduje, jak již bylo řečeno, holistický přístup, opírající se o obecnou teorii systémů (Miller 1971). Proto v zásadě nelze od sebe oddělit všechny tři základní aspekty – funkci, strukturu a časovou změnu. V procesu krajinného poznávání tak podstatnou roli hraje analýza jednotlivých krajinných komponent, jejich vzájemné vazby, a zároveň vývoj a změny v čase. O krajinné dynamice

musíme hovořit jako o procesu (Toth 1988), který nám pomáhá identifikovat příčiny a důsledky krajinných změn. Každá krajina má určitou omezenou schopnost vyrovnávat se s disturbancemi, které jsou spouštěcím mechanismem pro krajinné změny. Tato schopnost bývá spojována s lehce kontroverzním pojmem ekologické stability (Míchal 1994, Forman a Goudron 1993) a dynamickým chováním ekosystému.

„Počátek poznání toho, jak fungují ekosystémy, není tvořen souborem empirických dat, ale až testovanou hypotézou na nich postavenou. Změní-li se naše vstupní předpoklady, změní se často i interpretace týchž údajů. Výběr rozhodujících dat závisí na těchto vstupních předpokladech a na testované hypotéze; jinak hrozí sběr a zpracování dat, která se ukáží pro řešení daného problému bezvýznamná“ (Míchal 1994).

Poznání krajinných funkcí a fungování krajiny jako celku by se mělo stát nedílnou součástí všech rozhodovacích procesů, které se krajiny týkají, jejího managementu a využívání. Tento přístup však vyžaduje do jisté míry zjednodušenou analýzu vstupů i výstupů z ekosystému, vnitřních faktorů, mechanismů a procesů ovlivňujících jeho fungování. Pokud opravdu chceme analyzovat ekosystémy a jejich chování, neobejdeme se bez vytvoření takového zástupného modelu, který, do jisté míry, nahrazuje reálné ekosystémy. V konečné fázi poznávání se však už nejedná pouze o otázku akademickou, ale také o smysluplné a praktické využití získaných poznatků. Ty nám mohou pomoci správně pojmenovat, předcházet a následně řešit řadu problémů, spojených se současným, mnohdy nevhodným a nešetrným využíváním krajiny.

Definování toho, co je krajinnou funkcí, popřípadě jakékoli její vyjádření, modelování či kvantifikace, je, jak již bylo uvedeno, velmi obtížné (Wu a Marceau 2002).

Vzhledem ke komplexitě ekosystémů, existuje celá řada přístupů, které se snaží o přesný popis a definování krajinných funkcí (Patten 1995, Wilhelm a Brüggemann 2000). Hodnocení, ale zároveň i jejich vlastní definice, je záležitostí do jisté míry subjektivní, závislé na zvolené hypotéze, teorii i účelu. Funkce krajiny tak lze definovat z různých úhlů pohledů vědních, technických a uměleckých disciplín. Například podle Ústavu územního rozvoje České republiky¹ „se jedná o takové funkce, které korespondují s ekologickými, sociálně-ekonomickými a kulturně-sociálními funkcemi území. Ekologická funkce krajiny spočívá v tom, že krajina je prostředím pro faunu, flóru a člověka. Vlastnosti krajiny ovlivňují funkčnost

¹ www.uur.cz/images/pap/KapitolaB/B23_Krajina_20070509.pdf

ekosystémů a kvalitu prostředí pro bydlení, práci a rekreaci. Ekonomická funkce krajiny spočívá v možnosti využívání přírodních zdrojů, zemědělské produkce, lesního hospodářství a v možnosti realizace funkcí související s rozvojem osídlení, výroby a technické infrastruktury“. Krajinnou funkci proto bude rozdílně vnímat ekonom, zemědělec, ekolog či malíř. Pro někoho bude hlavní krajinnou funkcí její estetická hodnota a *genius loci*, někdo bude oceňovat její rekreační a turistické možnosti, jiný naopak bude spatřovat její hlavní funkci v maximálním využití přírodních zdrojů. Krajina tak může mít různou hodnotu, a to v závislosti na vlastnostech, kterými se vyznačuje a funkcích, které plní. Za přírodní a civilizační hodnoty krajiny je možno označit např. vlastnosti georeliéfu, vegetačního krytu, hydrologického systému, civilizační zásahy, osidlování a kultivace krajiny, rozvoj osídlení, sídel a technické infrastruktury, či historický nebo duchovní význam místa. Charakter, ráz a kulturní identita krajiny vyjadřují její vizuální projev a nesou informaci o jejích přírodních, kulturních a historických hodnotách. Jedná se tedy o vlastnosti, které jsou vnímány především vizuálně. Prostorové vztahy přírodních a civilizačních prvků krajiny spoluvytvářejí obraz různých estetických hodnot. Krajina, kromě toho, vyvábí rámec obytného prostředí a prostor pro uskutečňování obytných i rekreačních funkcí. Proto se kvalita krajiny – zlepšení nebo zhoršení jejích přírodních, kulturních, historických a estetických hodnot – projevuje bezprostředně v kvalitě prostředí pro život člověka. Podle Demka (1974) krajina plní pouze dvě základní funkce, a to funkci hospodářskou a obytnou, která tvoří životní prostředí člověka.

Pravděpodobně žádný přístup nepostihne fungování krajiny komplexně ze všech úhlů a pohledů. Z větší části však lze tvrdit, že jednotlivé přístupy se vzájemně doplňují, definované krajinné funkce jsou komplementární a často vykazující vysoký stupeň závislosti (Fath, Patten a Choi 2001). Ve většině případů nezbývá nic jiného, než nalezení vhodných zástupných parametrů či indikátorů (Dale a Beyeler 2001), které by krajinné funkce pomohly vyjádřit a analyzovat. Řada autorů pracuje s termínem „cílové funkce“ (goal function). Cílová funkce je speciálním indikátorem, o jehož optimalizaci se ekosystém snaží. Zároveň je tento indikátor ovlivněn řadou proměnných - závislá proměnná popisuje vlastnosti celku a obvykle je dána do souvislosti s nezávislou proměnnou, popisující vlastnosti jeho jednotlivých částí (Bendoricchio a Palmeri 2005). Vedle stanovení cílové funkce je tedy nezbytné brát v úvahu omezení, která jsou dána samotnými možnostmi systému (Straškraba 1983).

Většina přístupů však zkoumá aspekty funkce, struktury a časové změny odděleně. Analýzy krajinné struktury jsou založeny především na různých deskriptivních a statistických

metodách (O'Neill et al 1999, Pearson a Gardner 1997, Milne 1988), při nichž je důraz kladen na prostorovou diverzitu a heterogenitu (Turner 1989). Funkční analýzy (Saunders et al 1998) jsou většinou spojeny se studiem toků, rovnováhy, či dynamiky, snaží se vysvětlit a shrnout interakce mezi jednotlivými strukturními složkami ekosystému. Funkční hodnocení tak zahrnuje různé koncepty vycházející např. z termodynamiky (Schneider a Kay 1994a,b, Svirezhev 2000, Svirezhev a Steinborn 2001, Bendoricchio a Jørgensen 1997), analýzy potravních řetězců (Patten, Masahiko a Burns 1990, Kemp a Bonton 2004), teorie informace (Ulanowicz 1986), teorie sítí (Leibowitz et al 2000), teorie biologické samoorganizace (Kutch et al 2001) a mnoha dalších. Některé teorie jsou na jedné straně velmi komplikované, jiné příliš abstraktní či jednostranné. Tyto redukují holistický přístup na analýzu jedné či několika málo proměnných, které jsou často výstupy teoretických modelů, jejichž fungování je v praxi obtížně ověřitelné a měřitelné. Při hodnocení krajiny je tedy vhodné zahrnout nejen teoretické přístupy, ale následně uvažovat i o jejich praktickém využití. Jedním z komplexnějších modelů je např. Energy-Transport-Reaction (ETR) model W. Ripla (1995), který zahrnuje dvě základní kritéria hodnocení ekologické funkčnosti krajiny – tzv. chemickou a energetickou účinnost či koncept gradientů (Müller 1998).

3.1.1 Modely samoorganizace ve vztahu k fungování krajiny

Základy samotné teorie samoorganizace jsou spojeny s počátky kybernetiky, která se soustřeďovala na nelineární jevy, jimiž jsou zpětnovazebné smyčky a neuronové sítě. Prvním, kdo se zabýval touto teorií byl Hainz von Foerster v 50. letech. Samoorganizace se postupně stala ústředním pojmem systémových teorií, z nichž v 80. letech 20. století byla vytvořena řada modelů, popisující živé soustavy. Všechny tyto modely počítají s nerovnovázným stavem, pro který je charakteristický tok energie a látek systémem a díky němuž jsou systémy schopny měnit svoji strukturu. Vývoj různých modelů samoorganizace a jejich charakteristiky popisuje Capra (2004). Samoorganizaci systémů definuje jako „spontánní vznik nových struktur a nových forem chování otevřených systémů vzdálených od rovnováhy, charakterizovaných vnitřními zpětnovazebnými smyčkami a matematicky popsány nelineárními rovnicemi“. Pojem samoorganizace se pak prolíná přímo či nepřímo všemi uvedenými přístupy, modely a teoriemi.

3.1.2 Energomateriálové toky a procesy

Jako jeden z prvních, se krajinnou funkcí (v dnešním pojetí), zabýval Ludwig von Bertalanffy. Jeho teorie otevřených systémů byla definována ve 40. letech 20. století. Živé struktury definoval jako otevřené systémy, závislé na kontinuálním toku energie a zdrojů (Bertalanffy 1973). Termín „plynoucí rovnováha“, je vyjádřením součinností rovnováhy a toků, struktury a změny. Na základě této teorie byl koloběh látek a energie v ekosystémech zaveden jako jeden ze základních ekologických principů (Capra 2004).

Krajinná funkce proto bývá nejčastěji definována jako toky energie a látek ekosystémem (Turner 1989, Forman a Godron 1993). V zásadě se jedná o interakci mezi jejími prostorovými složkami, jež si lze představit jako výměnu energie, látek, organismů a informací na různé hierarchické úrovni.

Další definice charakterizuje krajinnou funkci jako fyzikální, chemické a biologické, procesy, které přispívají k samoudržitelnosti ekosystému. Lze si je představit jako procesy produkce, dekompozice, oběh živin, resistenci či rezilienci systému. Hemond a Benoit (1988) krajinnou funkcí rozumí procesy sedimentace a akumulace živin, degradaci znečištění a povodňovou ochranu. Schulze a Money (1994) rozšiřují pojem funkce ekosystému na funkci biogeochemickou. Ta v sobě zahrnuje, podobně jako v předchozím pojetí, primární a sekundární produkci, dekompozici, oběh, akumulaci a spotřebu živin, hydrologické procesy, vznik, vývoj a úrodnost půd, intenzitu a frekvenci disturbancí. Všechny tyto procesy ovlivňují a zároveň umožňují výměnu energie a materiálu přes hranice ekosystémů.

Pro každý ekosystém jsou tedy charakteristické interakce abiotického prostředí s biotickým, jejichž výsledkem jsou energomateriálové toky. Sluneční záření představuje hlavní a zároveň jednosměrný zdroj energie pro všechny fyzikální, chemické i biologické procesy. Směřuje přes potravní řetězec od primárních producentů k rozkladačům, přičemž dochází k jeho postupné degradaci. Energie je systémem využita jednorázově, ve většině případů přeměněna na teplo, které systém rychle ztratí (Odum 1963). Tepelná energie, vyzařovaná do atmosféry, je tak jediným odpadem, který ekosystém produkuje. Na rozdíl od energetických toků, jsou toky látek, jejichž zdrojem je atmosférický a půdní systém či biotická složka, do značné míry cyklické a rozmanité dle různých prvků (cyklus uhlíku, dusíku, minerálních živin apod.) (Slavíková 1986, Moldon 1983, Duvigneaud 1988). Produkty těchto biogeochemických cyklů mohou být v systému využity opakovaně, na rozdíl od energetických toků. Zároveň je jejich průchod celým cyklem nárazovitý.

Poněkud rozdílný pohled na cykličnost energie v ekosystémech představuje pohled B.C.

Pattena (1985). Patten vyvrací teorii, podle níž je cyklicky pojímán pouze tok látek, nikoli však energie. Na základě experimentu se společenstvo ústřic tvrdí, že cykličnost energie je v přímé souvislosti s délkou jejich cest v ekosystému. Toky energie tedy nelze považovat za jednosměrné.

Organismy a podmínky, ve kterých žijí, jsou tedy do značné míry ovlivněny třemi základními faktory - velikostí energomateriálových toků, mírou jejich cirkulace uvnitř systému a intenzitou výměny mezi sousedními systémy. Rozhodujícím činitelem energomateriálových toků všemi ekologickými cykly jsou zelené rostliny. Kořeny přijímají z půdy vodu a živiny, v listech je poután oxid uhličitý, probíhá v nich syntéza cukrů, celulózy a dalších organických sloučenin. Sluneční energie je procesem fotosyntézy přeměňována na energii chemickou a vázána do organických látek, do vzduchu je uvolňován kyslík. Zelené rostliny následně vstupují do potravního řetězce, stávají se potravou živočichů. Jejich odumřelé zbytky jsou rozkládány rozkladači opět na základní živiny (Capra 2004). Koloběh látek a toky energie tak mají určující roli pro produktivitu systému (Odum 1963) a spolu s jeho rostoucí heterogenitou se zvyšují (Forman a Godron 1993).

Velmi důležitým činitelem, který však je ve většině definic často opomíjen, je voda. Toky energie a vody jsou totiž neoddělitelně propojeny, stejně tak jako jsou s vodním cyklem spjaty toky látek (Pokorný - ústní sdělení). Přes vodní cyklus dochází k disipaci energie, voda je rovněž významným transportním a autoregulačním činitelem, na kterém závisí fungování ekosystémů na všech hierarchických úrovních. Zvláště důležitá je s ohledem na geochemické cykly (Míchal 1994). Kvalita vody a její složení může být významným funkčním ukazatelem, podle něhož lze sledovat některé krajinné změny a procesy (Gergel 1990).

3.1.3 Produktivita a akumulace

Jeden z prvních pokusů, založených na maximalizaci dostupných zdrojů, které jsou následně využity pro růst ekosystému rozvinul Lotka (1922) jako „princip maximálního výkonu“ (maximum power principle), jenž popisuje velikost energetických toků systémem, v návaznosti na jednotlivé trofické úrovně. Snahou každého ekosystému je maximalizovat, v rámci svých možností, energetické toky. Tuto teorii následně modifikovali Odum a Pinkerton (1955) ve spojitosti s poměrem produktivity a účinnosti ekosystému, v níž zohlednili vztahy mezi biomasou organismů a produktivitou, vliv vodního cyklu jako pomocného zdroje primární produkce a jako poslední faktor, poměr mezi primární produkcí a

respirací. Rovněž zavádějí pojem TST (total system throughflow), jakožto sumu všech energetických toků, mířících do, ale zároveň i ze systému.

Množství biomasy lze tedy považovat za určitý ukazatel energie v systému (Margalef 1968). Tato energie však může být posuzována i z kvalitativního hlediska. Stejně množství energie, ale v různé kvalitativní formě, při transformaci různými mechanismy může představovat rozdílné množství práce. V případě lineárního potravního řetězce množství energie, které je k dispozici pro vyšší úroveň sice klesá, avšak její „kvalita“ roste. Pro účel kvalitativního vyjádření energie byla zavedena veličina „*emergy*“, která je definována jako množství kalorií ze slunečního záření, které je potřeba pro vznik jedné kalorie vyšší trofické úrovně. Z termodynamického hlediska je to vzdálenost daného typu energie od primární formy, tzn. od slunečního záření, které má daný systém k dispozici (Odum 1983, 1996, Brown a Ulgati 2004, Hau a Bakshi 2004, Herendeen 2004). Podrobnější analýze potravních řetězců ve vztahu k transformaci energie se věnovali i Patten, Masahiko a Burns (1990), Kemp a Boyton (2004), Pimm et al (1991). Roli biomasy jakožto hlavní proměnné, která má největší vliv na dynamiku a vlastnosti ekosystémů vyzdvihuje Pahl-Wostl (1997). Autor však zcela zanedbává topologii ekosystému a toků.

Jørgensen a Mejer (1979) navrhují **princip maximální akumulace**. Množství akumulované hmoty a energie se odráží ve struktuře, funkci gradientech, informaci a organizaci systému. Systém se zároveň snaží maximalizovat vzdálenost od určitého počátečního termodynamického bodu tím, že se snaží akumulovat co možná největší množství využitelné energie. Pro biotické systémy toto znamená opět maximalizaci biomasy.

3.1.4 Termodynamický přístup a disipativní struktury

Termodynamický přístup je jednou z teoretických metod, analyzující funkci ekosystémů. Zároveň také může být jakýmsi příslibem, který ekologii posunuje od vědy spíše deskriptivní, k vědě umožňující hlubší analýzu fungování ekosystémů a do jisté míry i předpověď budoucího vývoje.

Teplotní analýzy ekosystémů se tak mohou stát průlomem v jejich komplexním hodnocení a důležitým nástrojem pro management krajiny. Příkladem může být experiment s termálním skenerem TIMS (Thermal Infrared Multispectral Scanner) (Luvall a Holbo 1989a). Na základě tohoto pokusu byl vysledován trend a zároveň i velmi těsný vztah mezi vyspělostí ekosystému a povrchovou teplotou. Čím vyšší je sukcesní stádium ekosystému, tím nižší je jeho povrchová teplota a zároveň i množství vyzařované energie.

Jako první se otázkou implementace zákonů termodynamiky do biologie zabýval Schrödinger (2004). Živé systémy jsou podle jeho předpokladu „pořádek z chaosu“ velmi dobrým příkladem tohoto uspořádání. Nelze však na ně bezvýhradně aplikovat druhý termodynamický zákon², který platí pro uzavřené rovnovážné systémy. Schrödinger rozpoznal, že živé systémy se nachází daleko od rovnovážného stavu. Proto tento rozpor vyřešil definováním nerovnovážné termodynamiky. Živé systémy existují ve světě energomateriálových toků. Množství energie, kterou získávají z okolního prostředí, je skoro stejně velké, jako to, které systém opouští, avšak její kvalita je rozdílná. Ekosystémy využívají tuto energii ke snížení entropie, tím zvyšují svoji organizovanost a uspořádanost. Vytvářejí tak složitější struktury, a to od primárních trofických úrovní, které vznikají procesem fotosyntézy, po nejvyšší trofické úrovně. Pokud má systém plynulý přísun energie, neustále se vyvíjí, až dosáhne optimalizovaného stádia - klimaxu, ve kterém je v souladu s podmínkami prostředí. Energie, kterou systém v tomto stádiu získává, je rovna množství biomasy, které se mění v detritus. Pokud je tento rovnovážný přísun narušen, ekosystém reaguje např. změnou své struktury, druhového složení a to do doby, než dosáhne nového rovnovážného stavu.

Ze Schrödingera následně vycházely další teorie a modely, snažící se o popsání fungování živých systémů.

3.1.4.1 Prigoginova teorie disipativních struktur

Jednou z nejdůležitějších teorií, která se zabývá samoorganizujícími se systémy a navázala na Bertalanffyho teorii otevřených systémů, je teorie disipativních struktur Ilyi Prigogina (Prigogine a Glansdorff 1971, Nicolis a Prigogine 1977).

² Při každém fyzikálním či chemickém procesu, který zahrnuje transformaci energie, dochází k určitému úbytku energie. Je tedy nemožné veškerou dostupnou energii systému přeměnit v práci, tzn. část energie je vždy přeměněna na nevyužitou energii tepelnou a účinnost nikdy není 100 %. Toto je určující pro nevratnost přírodních procesů.

Druhý zákon termodynamiky může být rovněž definován na základě entropie. Tato funkce definuje stav celého systému, jinými slovy je mírou jeho neuspořádanosti. Entropie byla zavedena pro měření disipace energie na teplo a tření. Celková změna entropie v uzavřeném systému je součtem změny entropie uvnitř systému a entropie, která je do systému přenesena z jeho okolí. Entropie přenášená do systému se definuje jako $dS = dQ/T$, kde dQ je dodané teplo a T je teplota. Je zřejmé, že změna entropie systému při konstantní hodnotě tepla je větší při nižší teplotě. Pro reverzibilní procesy a rovnovážné stavy platí, že změna entropie je nulová $dS = 0$. Pro spontánní proces v systému pak platí $dS > 0$. Entropie *uzavřeného systému* roste při ireverzibilním ději a zůstává konstantní při ději vratném, neboli entropie uzavřeného systému nikdy neklesá. Celkový růst entropie představuje „šipku času“ přírodních systémů a určuje míru jejich neuspořádanosti a náhodnosti.

Disipativní struktury jsou definovány jako otevřené systémy, jenž si neustále vyměňují látky i energii s okolím a udržují se tak v nerovnovážném stavu. Systémy, které existují daleko od termodynamické rovnováhy (na rozdíl od klasické termodynamiky),³ účinně disipují teplo a jsou schopny měnit svou strukturu a uspořádání. Růst a vývoj těchto systémů je závislý na tom, jaké množství tepla rozptýlí. Tyto nevratné děje mají konstruktivní a zcela nepostradatelnou úlohu, potřebují však neustálý přítok energie, aby systém mohl konat práci.

V otevřených systémech se tedy disipace stává zdrojem pořádku. Náhodné fluktuace, které v systému mohou vzniknout na několika místech současně, pak podmiňují vznik dalších nových disipativních struktur a zároveň i zvyšují složitost celého systému.

Celý systém je propojen mnohonásobnými zpětnovazebnými smyčkami a lze ho popsat nelineárními matematickými rovnicemi. Vzhledem k tomu, že rovnice mohou mít i několik řešení, i vývoj celého systému může mít několik zcela odlišných směrů, a to v závislosti na jeho předchozím vývoji. Chování systému je proto jedinečné a neurčité. K těmto nepředvídatelným událostem dochází v tzv. bifurkačních bodech (bodech nestability), v souvislosti s již zmíněnými fluktuacemi systému (Capra 2004).

3.1.4.2 Termodynamický přístup – exergy model

Pro kvantifikaci a charakterizování funkce ekosystémů lze použít speciálně definované funkce, podle níž se mění dopadající sluneční záření. Vzhledem k tomu, že je často využívána mnohými autory ve vztahu ke krajinné funkci a bývá často citována, bude jí věnována tato subkapitola. Maximalizace exergy či její disipace jsou považovány za hlavní funkce ekosystémů (Schneider a Kay 1993, Jørgensen a Mejer 1979).

Poměr a vlastnosti dopadajícího a odraženého slunečního záření jsou výsledkem jeho interakce s aktivním povrchem. Na základě této interakce je možné definovat tzv. exergy (množství vnitřní práce) jako funkci, která charakterizuje tuto změnu radiace. Jinými slovy je mírou, která určuje množství energie, které je schopno přeměnit se v práci a zároveň je odrazem „kvality“ dodávané energie. Ekosystém se bude udržovat daleko od stavu termodynamické rovnováhy tím, že se bude snažit využívat co možná nejvyššího množství energie, kterou pak následně a co možná nejúčinněji, přemění v práci. Během procesu samoorganizace se tedy ekosystém snaží maximalizovat míru exergy, při daném množství dopadajícího slunečního záření (Jørgensen a Müller 2000).

Exergy, kromě volné energie z biomasy obsahuje i volnou informační energii. Lze si to

³ Klasická termodynamika, vzhledem ke své lineární povaze, není vhodná pro popis nerovnovážných systémů. Uvažuje systém směřující ke stacionárnímu stavu, s co nejmenší entropií a tedy neuspořádaností. Minimalizuje tak svoje toky a zůstává co nejblíže rovnovážnému stavu.

představit na následujícím příkladu. Různé organismy totiž mají různé strategie, jak získat určité množství exergy. Např. rostliny rostoucí ve stínu budou mít buď větší listy či vyšší koncentraci chlorofylu, aby byly schopny získat to samé množství, jako rostliny na přímém slunci (Bendoricchio a Palmeri 2005).

K tomu, abychom mohli exergy využít jako kritérium pro hodnocení, je třeba nalézt vhodný způsob kvantifikace (Svirezhev a Steinborn 2001).

Evans (1980) tento termodynamický indikátor definuje jako (1.1):

$$Ex = T_a (S_o - S) \quad (1.1)$$

T_a – absolutní teplota prostředí, S_o a S – entropie v rovnovážném a aktuálním stavu

Jørgensen a Mejer (1979) navrhuje vztah (1.2):

$$Ex = RT \sum_{i=0}^N c_i \ln (c_i/c_i^{eq}) - (c_i - c_i^{eq}) \quad (1.2)$$

R – plynová konstanta, T – absolutní teplota prostředí, N – počet složek systému, c_i – koncentrace či hustota biomasy i -té komponenty, c_i^{eq} - koncentrace či hustota biomasy ve zvoleném počátečním bodě

Tento vztah (1.3) následně modifikuje Svirezhev (2000)

$$Ex = Ex_{inf} + Ex_{mat} \quad (\text{zjednodušená forma}) \quad (1.3)$$

Bendoricchio a Jørgensen (1997) v dalším vyjádření zohledňují kromě množství biomasy i její kvalitu, a to pomocí genetické informace daného druhu a chemického potenciálu detritové složky. Zjednodušeně je exergy vyjádřena jako (1.4)

$$Ex = \sum_{i=1}^N q_i B_i \quad (1.4)$$

q_i – kvalitativní faktor, B_i – množství biomasy

Pro všechny uvedené postupy je charakteristické, že zohledňují nejen samotné množství energie z biomasy, ale i její kvalitativní aspekt. Praktické využití těchto metod pro hodnocení funkcí krajiny z termodynamického hlediska, je však značně komplikované, nepřehledné a mnohdy je prováděno pouze na teoretické či laboratorní úrovni, neboť tyto postupy vyžadují velmi přesné a detailní informace o ekosystémech a jejich fungování.

3.1.4.3 Život je manifestací druhého zákona termodynamiky

Velmi specifický přístup, ve kterém kromě hodnocení biomasy, byla zahrnuta i data o dopadající a odražené radiaci, vyvinuli Schneider a Kay (1994a,b).

Autoři se zaměřili na přímou aplikaci rozšířeného druhého termodynamického zákona do ekologie. Navázali především na Schrödingera a Prigoginovu teorii disipativních struktur. V jejich pojetí je tento zákon považován za podpůrný a určující, ale nikoli však za jedinou hybnou sílu řady ekosystémových procesů. Rovněž jako Prigogine, vycházejí z teorie „Bénardovy nestability⁴“, jako klasického příkladu disipativní struktury a tím i samoorganizace. Problém však vidí především ve využití entropie, která je, ve výše zmíněných principech, definována pro rovnovážný stav, a to pomocí lineární funkce. Aby se vyhnuli tomuto rozporu, navrhují, aby nerovnovážné systémy byly popisovány pomocí gradientů. Podle jejich teorie se systém samovolně vyvíjí ke složitější struktuře za předpokladu, že je udržován ve stavu termodynamické nerovnováhy pomocí gradientů energie a materiálu.

Ekosystémy tedy vnímají jako otevřené termodynamické systémy, v nichž existují různě velké gradienty, jejichž vznik je spojen s intenzitou slunečního záření. Jejich snahou však je zmenšit tyto gradienty všemi dostupnými fyzikálními i chemickými procesy. Z tohoto důvodu ekosystémy vyvíjejí takové struktury a využívají veškeré funkce, vedoucí v co možná nejefektivnější disipaci těchto gradientů. Pojem disipativní struktury tak získává zcela nový význam. Neznamena pouze disipaci materiálu a energie, ale zároveň gradientů. V tomto bodě je pak důležité rozlišovat mezi pojmy disipace energie a degradace energie. Disipace znamená způsob šíření energie celým systémem, ve smyslu „Bénardovy buňky“, při kterém gradienty mohou či nemusí zůstat zachovány. Příkladem mohou být hurikány, tornáda a rovněž celý globální klimatický systém. Ten je konfigurován do stavu maximální možné disipace a stejně tak jako ostatní disipativní struktury, vlivem neustálého přísunu slunečního záření, nikdy nedosáhne stavu rovnováhy (Paltridge 1981, Ozawa et al 2003). Degradace naopak znemožňuje vytvoření jakýchkoliv gradientů.

Schneider a Kay (1994a) rovněž do své teorie zahrnuli sukcesní stáří ekosystému. Podle nich se s rostoucím sukcesním stářím zvyšuje:

- množství akumulované energie a materiálu
- intenzita energetických toků
- cykličnost energomateriálových toků - zvyšuje se počet a délka cyklů

⁴ *Bénardova nestabilita* vysvětluje vedení tepla a je založena na ohřevu tenké vrstvy kapaliny. Pokud rovnoměrně odspodu zahříváme vrstvu kapaliny, vzniká stálý tok tepla směrem vzhůru. Kapalina zůstává v klidu a disipace tepla je uskutečňována pouhou kondukcí (vedením). Pokud však teplotní gradient vzrůstá, tzn. rozdíl teplot mezi svrchní chladnou a teplou spodní vrstvou se zvyšuje, až dosáhne určité kritické hranice, změní se v konvekci (tepelné proudění). V tomto bodu se v kapalině objevuje specifické strukturní uspořádání, v němž teplejší kapalina stoupá středem, chladnější naopak klesá po okrajích. Systém je tak velmi vzdálený od stavu rovnováhy.

- složitost a účinnost trofického řetězce
- transpirace a respirace
- množství biomasy
- diverzita

Všechny tyto atributy zralých ekosystémů vedou k intenzivnější disipaci a degradaci energie. Stresové faktory a raná sukcesní stádia naopak tuto schopnost ekosystému snižují, zároveň urychlují i ztráty materiálu.

Můžeme tedy předpokládat, že komplexnější ekosystémy budou snižovat množství vnitřní práce (exergy). Její pokles, představovaný disipací daného gradientu je funkcí rozdílu teploty černého tělesa, tzn. mezi sluneční energií pohlcenou ekosystémem a množstvím, které ekosystém vyzařuje. Jestliže ekosystém bude vyzařovat energii na nejnižší možné úrovni exergy, znamená to, že zároveň bude mít i nejnižší radiační teplotu, tzn. povrchovou. Pomocí radiační bilance lze toto vyjádřit vztahem (1.5):

$$R_n = K^* + L^* \quad [\text{vše ve } W/m^2] \quad (1.5)$$

R_n – čistá radiace transformovaná do neradiační energie povrchu, K^* - čistá krátkovlnná radiace, L^* - čistá dlouhovlnná radiace

Schneider a Kay (1994a) navrhují poměr R_n/K^* jako funkční míru, vyjadřující schopnost systému disipovat přicházející sluneční energii. Čím vyšší je tento poměr, tím nižší bude povrchová teplota systému a tím vyšší je schopnost disipace radiačních gradientů. Oba dva ukazatele - povrchová teplota, spolu s poměrem R_n/K^* jsou velmi dobrými indikátory ekologické integrity, avšak doplnění dalších ukazatelů je nezbytné. Navrhují proto dvě další míry vztažitelné k disipaci energie – respiraci a transpiraci. Transpirace nepředstavuje pouze ukazatel spotřeby vody, ale zároveň slouží jako přenosový činitel látek z půdního prostředí do rostlin. Na rozdíl od evaporace a intercepce má nejen disipační, ale i „konstrukční“ funkci. Sami autoři pak dále diskutují nezbytnost zavedení dalších absolutních parametrů do komplexního hodnocení např. množství srážek, nadmořskou výšku a podobně.

Ukázkou toho, jak komplikované teorie mohou na termodynamickém základě vznikat, pokud integrují vyšší počet parametrů, je model LCA (Life Cycle Assessment). Wagendorp et al (2006) navrhuje tento teoretický koncept pro hodnocení vlivu využití krajiny (land use), a to pomocí výběru indikátorů, založených na termodynamickém přístupu a maximální disipaci

exergy. Parametry rozdělili do tří skupin – na stavové (stupeň „přirozenosti“ půd a její vliv na biocenózu a sukcesí, čistá primární produkce, druhová diverzita, ukazatel socio-ekonomických a kulturních hodnot), na funkční (odolnost vůči erozi, filtrační a nárazníková kapacita systému vztažená k míře disipace) a hybridní. Hybridní metoda bere maximalizaci exergy jako řídicí sílu sukcese ekosystému. Další indikátory, rozděluje do tematických kategorií - půda, voda, vegetační struktura a biodiverzita. Tyto ukazatele měří integritu ekosystému tím, že je porovnává s tzv. referenčními hodnotami – např. potenciální přirozenou vegetací. Jako většina podobných přístupů je i tento velmi komplikovaný, indikátory zcela náhodně zvolené, často i nerelevantní a špatně měřitelné.

3.1.4.4 Kvantifikace biologické samoorganizace

Teorie biologické samoorganizace (Schneider a Kay 1994a, Camazine et al 2003, Fontana a Buss 1994) vychází z teorie termodynamiky (Schrödinger 2004) a jejího přizpůsobení biologickým procesům. Popisuje strukturní i funkční uspořádání ekosystému, tzn. rozložení energie, materiálu a informací, s ohledem na jejich vývoj. Samoorganizace ekosystémů je nedílnou součástí ekologické integrity, jejich managementu (Woodley, Kay a Francis 1993, Jørgensen a Müller 2000) a bývá citována i v souvislosti s principy trvale udržitelného rozvoje WCED (1991).

O kvantifikaci biologické samoorganizace se pokusili Kutsch et al (2001). Pro analýzu funkce a struktury ekosystému a stupně biologické samoorganizace ekosystému vybrali osm parametrů.

Funkční aspekt představuje metabolismus ekosystému. Vychází z termodynamického přístupu Schneidera a Kaye (1994a,b) a zároveň z energetické bilance ekosystému, která je definována (1.6):

$$R_n = H + \lambda E + G + M \quad (1.6)$$

R_n - energetická bilance ekosystému [W/m^2], H – tepelná konvekce, tzn. turbulentní tok tepla a jeho výměna s atmosférou, λE – latentní tok tepla (evapotranspirace), G – tok tepla do podloží, M – metabolický tok tepla (fotosyntéza a respirace), tzn. přeměna radiační energie na biochemickou

Na základě této bilance byl zvolen jako jeden z ukazatelů poměr mezi transpirací a evapotranspirací, dále pak povrchová teplota a poměr R_n/K^* . Vztah mezi strukturou ekosystému a jeho funkcí je definován jako **účinnost systému**, tzn. jako množství energie,

kteří je potřeba k udržení určitého množství biomasy respirací. K jejímu vyjádření se používá uhlíkových jednotek (qCO_2) na jednotku biomasy a času. Jako další ukazatel termodynamické samoorganizace byl zvolen poměr mezi hrubou produkcí ekosystému a dostupností dusíku v půdě. Z ukazatelů hodnotících strukturu ekosystému bylo vybráno celkové množství biomasy, počet druhů a obsah živin v systému (především dusíku a fosforu).

V porovnání s ostatními toky v ekosystému, je množství energie získané fotosyntézou, velmi malé. Přesto je tento proces významným zdrojem chemické energie, která je nezbytná pro vytvoření určité struktury ekosystému. Každý systém má určitou informační strukturu, která umožňuje vytvoření příslušných disipačních gradientů. Vitousek a Hooper (1994) navrhli vztah mezi počtem druhů a funkcí ekosystému. Zatím však nebyla nalezena jednoduchá korelace mezi biodiverzitou a krajinnými funkcemi jako stabilita, produktivita a energomateriálovými toky. Funkce ekosystému je pravděpodobně ovlivněna spíše určitým dominantním druhem, než počtem druhů. Vztah biodiverzita versus krajinná funkce tedy stále předmětem odborných diskusí, bez konkrétnějšího závěru (Yue et al 2005).

3.1.5 Disipace sluneční energie

3.1.5.1 Radiační bilance

Sluneční záření je hlavním zdrojem energie pro zemský geosystém. Ostatní zdroje – vnitřní energie Země, kosmické záření, záření hvězd, jsou téměř zanedbatelné (Brown, Odum a Jørgensen 2004). Při střední vzdálenosti od Slunce, na Zemi dopadá asi $1,73 \cdot 10^{17}$ W za rok. Tato energie je hybnou silou většiny abiotických i biotických procesů – od zvětrávání, vodní cyklus po fotosyntézu a existenci všech rostlinných i živočišných druhů.

Krátkovlnné sluneční záření (zpracováno dle Netopil a kol. 1984)

Celková intenzita elektromagnetického záření, která dopadá na horní hranici atmosféry na jednotkovou plochu kolmou k paprskům, při střední vzdálenosti Země od Slunce je definována jako solární konstanta. Její hodnota se pohybuje mezi 1350 – 1400 W/m², a to v závislosti na sluneční aktivitě. Intenzita slunečního záření, která dopadá na jednotku horizontální plochy se nazývá insolance. Její hodnota je ovlivněna zenitovým úhlem a vzdáleností Země – Slunce a v porovnání se solární konstantou je její hodnota nižší.

Sluneční krátkovlnné záření se při průchodu atmosférou mění v kvalitativním i kvantitativním smyslu. Na zmenšování jeho intenzity se podílí dva hlavní procesy –

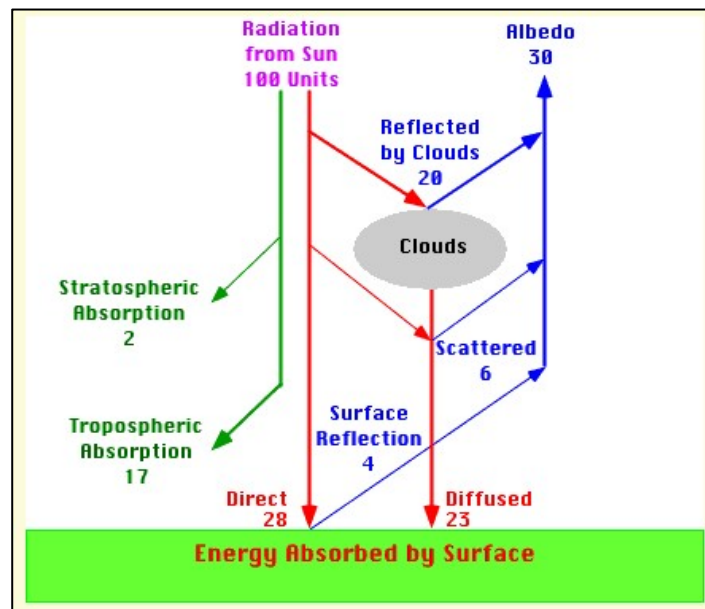
pohlcování a rozptýl (molekulární i aerosolový). K pohlcování dochází především v ultrafialové a infračervené části spektra, z největší části ozónem, kyslíkem, oxidem uhličitým a vodní párou. Na zemský povrch se tak dostává pouze část záření – přímé a rozptýlené, tzn. záření celkové (globální). Určité množství záření je ještě přímo odraženo zpět. K tomuto odrazu dochází na zemském povrchu, i v atmosféře – tzv. albedo (Hoobs 1980).

Bilance krátkovlnného slunečního záření (**Obr. 1**) je následující (Pidwirny 2006):

- ze 100 % (2881,5 kW/m²/rok), které dopadají na horní hranici atmosféry je cca:

- 30 % odraženo (průměrné albedo Země), z toho:
 - 0 % od oblačnosti
 - 6% od prachu a mlhy
 - 4% přímo zemským povrchem
- 19 % absorbováno z: (následně transformováno na teplo)
 - 2% ozonem a dalšími plyny ve stratosféře
 - 17 % oblačností (troposférická absorpce)
- 51 % se ve formě přímého a rozptýleného záření dostává na zemský povrch

Obr. 1 Bilance krátkovlnného slunečního záření (Pidwirny 2006)



Dlouhovlnné záření zemského povrchu a atmosféry

Zemský povrch není dotován pouze krátkovlnným slunečním zářením (0,1 – 4 μm), ale rovněž dochází k jeho vlastnímu vyzařování, a to ve větších vlnových délkách. Elektromagnetické záření emitují nebo odrážejí všechny objekty, s teplotou vyšší než

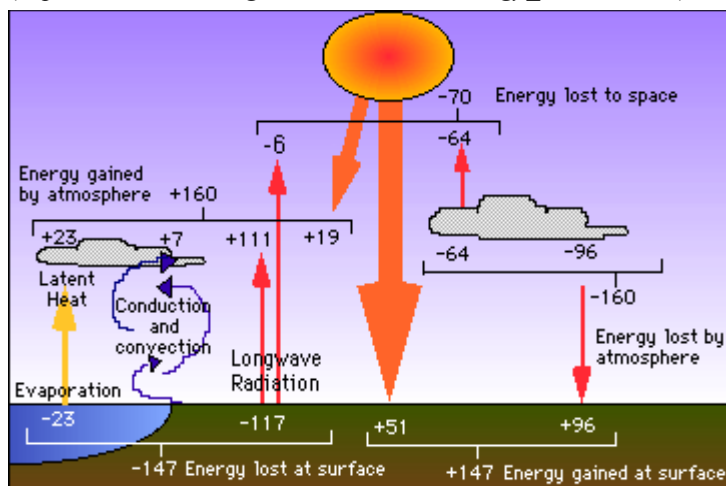
absolutní nula a jeho charakteristiky vyplývají z následujících základních zákonů záření:

Podle Stefan – Boltzmanova zákona je intenzita vyzařování tělesa přímo úměrná čtvrté mocnině jeho teploty. Vlnová délka, jíž přísluší maximální intenzita vyzařování (λ_{\max}) je nepřímo úměrná teplotě tělesa T - Wiennův zákon posuvu. Uvedené zákony jsou platné pouze pro absolutně černé těleso (těleso, které při přeměně tepelné energie na zářivou přemění či pohltí maximální množství energie při dané teplotě). Reálné objekty však v porovnání s černým tělesem budou, při stejné teplotě, vyzařovat menší množství energie. Tuto skutečnost odráží Kirkhofův zákon, definující i tzv. emisivitu, jako poměr mezi intenzitou vyzařování reálného a černého tělesa o teplotě T.

Roční úhrn intenzity vyzařování aktivního povrchu je cca 3371,4 (kW/m²/rok), což je, v porovnání intenzity slunečního záření na horní hranici atmosféry, asi o 17 % více. Dlouhovlnné záření zemského povrchu je v atmosféře pohlcováno převážně oxidem uhličitým a vodní párou (111%), kde se mění na teplo, část prochází atmosférickými okny přímo do meziplanetárního prostoru (6%).

Atmosféra má k dispozici 160% (z toho 111% tvoří dlouhovlnné záření zemského povrchu zachycené skleníkovými plyny, 19% představuje absorbované krátkovlnné záření, zbytek připadá na různý poměr latentního tepla a teplo, vyrovnávající rozdíly), z čehož část orientuje do meziplanetárního prostoru (64%) a část vrací k zemskému povrchu (96 %).

Obr. 2 Bilance systémů aktivní povrch – atmosféra
(http://www.shodor.org/metweb/session2/energy_balance.html)



Bilance krátkovlnného i dlouhovlnného záření systémů aktivní povrch – atmosféra (**Obr. 2**) však není vyrovnaná. Aby byla zachována průměrná teplota na Zemi, tzn., aby nedocházelo k soustavnému oteplování zemského povrchu a naopak k ochlazování atmosféry, je třeba mechanismů, které by vyrovnávaly tyto rozdíly. V systému musí docházet k neustálé přeměně energie slunečního záření na vlastní energii tepelnou, latentní tok tepla a tok do podloží.

Takto je přeměněno cca 98 % celkového dopadajícího záření. 1 - 3% připadá na proces fotosyntézy (přeměna na energii chemickou) a akumulaci do biomasy. Roční primární produktivita je však závislá na množství dopadajícího slunečního záření, dostupnosti vody a živin, proto se její rozložení na Zemi výrazně liší. To, na jakou formu energie bude v konečné fázi sluneční záření přeměněno, záleží především na vlastnostech aktivního povrchu a dostupnosti vody v daném systému.

3.1.5.2 Disipace sluneční energie

Živé systémy mají nezastupitelnou úlohu v disipaci energie a schopnost snižovat radiační gradientů na Zemi. Největší roli v tomto procesu hrají zelené rostliny, a to především prostřednictvím evapotranspirace, v zanedbatelné míře pak i procesem fotosyntézy. Většina případových studií, které se zabývají energomateriálovými toky v ekosystémech, většinou začíná na primární trofické úrovni – tj. u rostlin a následně studuje transformaci energie na úrovních vyšších. Potravním řetězcem však protéká jen malý podíl dopadající sluneční energie (1-3 %). Hlavní energetické děje v měřítku krajiny se odehrávají při disipaci sluneční energie na povrchu krajiny, tzn. na povrchu vegetace, vodních, zastavěných či zemědělsky využívaných plochách. Disipace sluneční energie je tak velmi těsně spjata s krajinným pokryvem, se strukturou a diverzitou ekosystému, jeho sukcesním stářím, s možnou existencí stresových faktorů, ale hlavně s dostupností a obsahem vody v ekosystému. V pravém slova smyslu se jedná o proces využívání a distribuce sluneční energie v živých systémech.

Schneider a Kay (1994a) uvádějí, čím složitější je struktura ekosystému, tím efektivněji bude disipovat. Pokud srovnáme dva ekosystémy, které jsou dotovány stejným množstvím záření, mají stejné pedologické vlastnosti, vláhovou bilanci, avšak liší se svojí strukturou, složitější systém bude vyzařovat energii s nízkou úrovní exergy – tzn. že jeho teplota bude nižší (Kutsch et al 2001).

Vegetace, jakožto aktivní povrch, hraje spolu s vodním obsahem velmi významnou roli při disipaci energie, a to především v určování poměru složky vlastního tepla a tepla latentního. Evapotranspiraci lze považovat za jeden z nejdůležitějších a nejúčinnějších způsobů přeměny sluneční energie. Voda převedená do formy vodní páry z povrchu či půdy do atmosféry, tvoří vlhkost vzduchu. Její maximální objem je určen teplotou – teplý vzduch pojme větší množství vodní páry. Při jeho ochlazení dochází ke kondenzaci a voda se ve formě srážek vrací zpět na povrch. V době, kdy nefunguje frontální přenos srážek, zajišťuje tento malý koloběh vody jejich stálý přísun a zároveň i chlazení povrchu.

Při výparu se energie spotřebovává na přeměnu vody v páru, uvolňuje se latentní teplo a dochází tak k ochlazení aktivního povrchu. Pokud tyto chladnější plochy zaujímají v krajině větší plochy, odpařená voda se nad nimi opět sráží a voda se tak udržuje v neustálém uzavřeném koloběhu. Pokud je v ekosystému zastoupeno dostatečné množství vody, až 80 % záření je transformováno evapotranspirací v latentní teplo.

Při jejím nedostatku k výparu nedochází, uvolňuje se „klasické“ teplo, způsobující přehřívání povrchu. Voda se z krajiny ztrácí a její cyklus je otevřený. Tímto způsobem může být v teplo přeměněno až 60 % dopadajícího slunečního záření, které je procesy konvekce a kondukcce předáváno do atmosféry.

Kromě přeměny na teplo a latentní teplo, zhruba 5 – 20 % připadá na tok tepla do podloží. V případě holých povrchů tento tok zahrnuje 5 -10 %, 20% u mokrých povrchů. Do biomasy jsou vázána 1-3% záření (Pokorný et al 2008).

Na disipaci bude mít, kromě vodního obsahu, vliv i charakter vlastního povrchu – tzn. jinak se budou chovat holé či zastavěné povrchy, jinak pole, les, mokřady. Pokorný (2001) uvádí příklad rozdílného způsobu disipace různých typů krajinného pokryvu, s odlišným obsahem vody. Při horkém letním dni dopadá v našich zeměpisných šířkách 4-6 kWh/m². V případě holého povrchu či odvodněných zemědělských ploch, je většina této energie přeměněna v teplo a způsobuje zvýšenou konvekci. Tato uvolněná tepelná energie (počítáno na 100ha) představuje 750 -1000 t hnědého uhlí. V případě, že k disipaci záření dochází na plochách pokrytých funkční vegetací, s dostatečnou zásobou vlhkosti, je většina energie přeměněna evapotranspirací na latentní teplo (na výpar 1 l vody se spotřebuje 0,7 kWh). Přepočteno na ekvivalent hnědého uhlí – 0,7 – 1 kg (100 ha). Hodnota transpirace se však liší podle rostlinných druhů, průměrně hodnota pro suchozemské rostliny je 2 – 5 l/m². Např. staletý dub je schopen odpařit během jednoho slunného dne až 400 l vody (cca 5 l/m²), vrba však odpaří až 16-27 l/m². Vegetace tak v krajině působí jako chladicí médium.

Proč je vlastně způsob disipace sluneční energie v krajině tak důležitý? Teplota krajiny a její rozložení souvisí s celou řadou procesů, které jsou vzájemně propojeny systémem pozitivních i negativních zpětných vazeb. Teplota ovlivňuje přímo i nepřímo vodní cyklus (rozložení a intenzitu srážek, kvalitu vody), klima (větrné proudění, vlhkost vzduchu), odnos látek a živin z krajiny. Je tedy žádoucí, aby struktura krajiny zajišťovala co možná nejmenší teplotní výkyvy a celkově nízkou teplotu krajiny. Ztráty funkční vegetace na rozsáhlejších území mohou vést i k ovlivnění pohybu významných vzduchových mas a cirkulace. S tím je spojen i výskyt extrémních události jako jsou sucha či povodně.

Uvedené předpoklady pro fungování krajiny vysvětluje tzv. Energy – transport - reaction model W. Ripla (1995, 2003). Sledování koloběhu látek na plochách s různým způsobem obhospodařování, doplněné o teplotní analýzy družicových dat, se věnuje např. Hakrová a Procházka (1999).

*Pozn. Při disipaci energie je nutné vedle termodynamických gradientů, zmínit i **gradienty chemické**. Existence chemických gradientů má za následek disipaci energie pomocí různých katalytických reakcí – např. syntézu proteinů, oxidativní fosforylaci⁵, polymerizaci či hydrolytické katalytické reakce. Tyto reakce fungují na principu pozitivní zpětné vazby a hrají důležitou roli při zvyšování disipativní kapacity celého systému. Tato problematika je však záležitostí jiných oborů.*

Energy – transport – reaction model a ekologická účinnost krajiny

Na funkčnost krajiny lze pohlížet i z hlediska její **ekologické účinnosti**. Tato účinnost v sobě integruje dvě základní složky. Chemická účinnost je daná poměrem mezi látkovým odnosem a hrubou produkcí, účinnost energetickou determinuje způsob disipace sluneční energie. Obě dvě složky jsou ve vzájemné interakci.

Energy-transport-reaction (ETR) model představuje ekologický model disipace denního pulsu sluneční energie (charakterizovaném určitou frekvencí a amplitudou), ve spojitosti s odnosem látek z krajiny. Maximální disipace tohoto denního energetického pulsu je považována za hlavní funkci krajiny.

Činitelem, který má největší podíl na způsob disipace v krajině, je voda a její cyklus. Jejím prostřednictvím by energie měla být disipována tak, aby vytvořila dynamickou rovnováhu teploty, srážek, odtoku a chemických procesů. Účastní se fyzikálních procesů evaporace – kondenzace, chemických procesů rozpouštění – krystalizace a biotických procesů fotosyntézy – respirace. Disipativní strukturu ekosystému kromě vody tvoří primární producenti, kteří mají dvojí funkci – akumulují energii, produkují biomasu a zároveň transportují vodu (evapotranspirací), jsou kontrolním mechanismem jejich zásob, oxidačně-redukčního potenciálu a mineralizace v půdě. Detritová složka představuje zásobu živin, minerálů a energie, rozkladači jsou odpovědní za její mineralizaci. V neposlední řadě jsou to vyšší trofické úrovně jakožto kontrolní mechanismus účinnosti ekosystému.

⁵ Vnitřní membrána mitochondrií je pro vodíkové ionty neprostupná. Díky činnosti protonových pump dýchacího řetězce se na membráně tvoří gradient, ionty mají snahu vyrovnat koncentrace na obou stranách membrány. Jediný způsob, jak se mohou vodíkové ionty dostat na druhou stranu membrány, je projít skrze ATP-syntézu, enzym, který je zakotvený v membráně a tvoří kanál pro průchod iontů. Zároveň využívá jejich energie k syntéze ATP. (zdroj: WIKIPEDIA)

Stav ekosystému je podmíněn velikostí ztrát rozpuštěných látek. Nerozpuštěné látky nehrají tak velkou roli. Proto při jeho hodnocení je důležitý aspekt množství rozpuštěných látek v horní vrstvě půdy, které jsou disponibilní pro rostliny. Vlastní intenzita odnosu je do jisté míry závislá na teplotě povrchu a tím i na charakteru vegetačního krytu. Typ porostu, který dokáže zajistit menší teplotní výkyvy, lze považovat za efektivní. Vysoké teplotní výkyvy negativně ovlivňují bilanci látek a vody v krajině. Provázanost živých struktur s vodním cyklem je ukazatelem termodynamické účinnosti ekosystému a úrovně disipace na daném území. Proto je teplota dalším významným indikátorem při hodnocení ekosystému.

Ripl (1995, 2003) ve svém modelu ukazuje vývoj ekosystému, v návaznosti na paleolimnologickou studii Digerfeldta (1972). Studie zkoumá vývoj povodí ve vztahu k vegetačnímu pokryvu, množství a kvalitě transportovaného a sedimentovaného materiálu v jezerech, a to od poslední doby ledové. I podle stratigrafie sedimentů lze charakterizovat toky látek a vody v krajině.

Po ústupu ledovce byla krajina pokryta velmi řídkou vegetací, což způsobovalo nízkou retenční schopnost krajiny, rychlý odtok vody spolu se zvýšeným odnosem rozpuštěných i nerozpuštěných látek (především dusíku, fosforu, hořčíku, železa a alkalických kovů). Půda byly nevyvinuté, s malým množstvím organických látek. Vodní cyklus byl poměrně otevřený a dlouhý, krajina ztrácela živiny.

Postupující sukcesí v krajině přibývá vegetace, vytváří se humusová vrstva, objevují se klimaxová společenstva. Vegetace je schopna zadržet větší množství vody, vodní cyklus se uzavírá, je kratší, což má vliv i na klima. Snižuje se odnos látek, vzrůstá účinnost ekosystémů.

Ve třetí fázi vývoje dochází opět k porušení uzavřenosti vodního cyklu a látek. Ve spojení se zemědělskou činností dochází k likvidaci klimaxových společenstev. Odvodnění půdy způsobuje zrychlený rozklad organických látek, oxidaci anorganických, což má za následek okyselení půdy. V důsledku odstranění trvalé vegetace dochází ke zrychlenému odtoku a zvýšenému látkovému odnosu. Výrazný pokles evapotranspirace se neobejde bez následků na klima, jenž začíná být značně rozkolísané. Objevují se extrémní události – sucha a povodně. Voda z krajiny odtéká rychle a nepravidelně.

V konečné fázi je krajina zbavena funkční vegetace a tudíž chladících mechanismů. Vlivem acidifikace a uvolňováním těžkých kovů se půda stává toxickou, odtok vody je velmi rychlý a cyklus vody otevřený. Postupně dochází ke kolapsu celého systému.

Na základě této teorie Rippl (1995) diskutuje otázku globálního oteplování. Růst teploty v krajině by mohl být daleko účinněji kontrolován přes vodní cyklus a zapojením funkční

vegetace. Větší teplotní amplitudy mají za následek růst turbulentního proudění, snížení evapotranspirace a poškozování vegetace, zvýšený odnos látek. Obnova základních ekologických funkcí, jakými je právě způsob disipace slunečního záření přes vodní cyklus, je proto možným aktivním obranným krokem proti klimatickým změnám (Ripl a Hildmann 2000).

3.1.6 Koncept gradientů

Koncept gradientů F. Müllera (1998) vychází z principu termodynamické nerovnováhy a strukturních vlastností ekosystémů, již chápe jako koncentraci gradientů v prostoru a čase. Je nástrojem, který integruje termodynamický přístup, samoorganizaci a teorii hierarchie. Zároveň je spojujícím článkem mezi teoretickými a empirickými metodami ekologie.

Struktura, stejně jako funkce, mohou být chápány jako soustavy gradientů, jež jsou v neustálé interakci. Gradient je obecně definován jako vektor udávající stupeň změny dané veličiny se vzdáleností. Z tohoto hlediska představuje prostorové, funkční a časové změny ve struktuře nebo v energetických a materiálových tocích v ekosystému. Gradienty jsou řídicími silami všech ekologických procesů a dynamika ekosystému je závislá na jejich existenci a prostorovém uspořádání. Funkci ekosystému lze proto charakterizovat a vyjádřit pomocí vlastností a dynamiky ekosystémových gradientů.

Vznik gradientů je spojen s disipativními procesy samoorganizace. Systémy, které jsou blízké stavu termodynamické rovnováhy lze charakterizovat nízkou heterogenitou, stupněm uspořádání a organizace, ale vysokým stupněm entropie. Díky těmto vlastnostem se v nich nevyvinuly téměř žádné gradienty. V otevřených systémech je sluneční energie částečně degradována procesy v potravním řetězci a přeměněna v entropii pomocí nevratných reakcí respirace, transpirace či látkové výměny. Všechny tyto procesy vedou ke vzniku hierarchicky uspořádaných strukturních i funkčních gradientů. Se vzrůstající intenzitou vzniku gradientů se systém vzdaluje od stavu termodynamické rovnováhy, vytváří struktury, schopné účinněji disipovat energii a tím i zvyšuje schopnost samoorganizace a rezilience celého systému.

3.1.7 Ekotony

Specifické postavení v pojetí funkce krajiny představuje koncept a teorie ekotonů. Gradienty představují přechodné zóny mezi dvěma ekologickými systémy, ve kterých dochází, v porovnání s vnitřním prostředím daného systému, k více či méně náhlé změně

stupně a rozměru transferů živin, vody, energie, genetického materiálu a biologických druhů (Hansen a di Castri 1992). Jsou tedy jakousi „semipermeabilní membránou“ a klíčovou strukturou pro fungování krajiny, proto je lze ztotožnit s ekotony.

Ekotony mohou být definovány jako strukturní a funkční diskontinuity v krajině. Jejich vznik a existence jsou spojeny jak s přírodními, tak i s antropogenními zásahy, s určitými limitujícími faktory či lokálními specifiky. Odlišnost pak spočívá v gradientu změny. V případě přírodních ekotonů je tento pozvolnější, než v případě antropogenních. Gosz (1992) uvádí, že ekotony vznikají zejména na místech, kde: je velký gradient mezi odlišnými typy prostředí, nelineární odezva společenstev na různé podněty, rozdílná historie vývoje, rozdílné tlaky na organismy či zcela různá společenstva na každé straně této přechodové zóny. Můžeme vymezit ekoton v horizontálním (mezi biomy, krajinami, ploškami, populacemi i mezi jedinci) i vertikálním směru (např. teplotní chod v půdě, vodě, vzduchu). Ekoton tedy může představovat nejenom změna struktury či typu vegetace, ale i změna na gradientu prostředí, jako jsou teplota, pH, salinita apod. Každý ekoton má své strukturní a funkční parametry (Bowersox a Brown 2001). V případě strukturálních parametrů se sleduje jeho velikost, tvar, biologická struktura, vnitřní heterogenita a dále jeho návaznost na krajinou mozaiku (hustota ekotonů v mozaice, míra spojitosti, rozmanitost a velikost plošek mozaiky). Mezi funkční parametry náleží stabilita, rezilience, energetika, funkční kontrast a porozita (Hesslerová a Kučera 2006).

Primární význam ekotonů je spojen s determinací jednotlivých krajinných plošek krajinné mozaiky a lze si je představit jako hranice, které potenciálně stabilizují a oddělují společenstva. Ekotony tak budou mít vlastnosti obou sousedících systémů, roste zde druhová diverzita.

Zároveň představují zóny velmi silných interakcí, které mezi jednotlivými sousedícími ploškami vznikají. Funkce krajiny následně vyplývá z této interakce. Některé procesy se v těchto místech mohou zeslabovat (např. produktivita), jiné naopak zesilovat. Ekotony jsou místy, kde se náhle mění intenzita ekologických přenosů, tzn. energetického toku či látkové výměny (Johnston 1993). Představují tak velmi aktivní prvek v krajině, který tyto toky usměrňuje, co do směru i velikosti (Wiens 1992). Intenzita těchto toků je spojena s velikostí a tvarem jednotlivých krajinných plošek, a tím i vlastnostmi ekotonů (Ryszkowski 1992). Tím, že se mění energomateriálové toky mezi ploškami, je tímto ovlivňována i dynamika celé krajiny.

Ekotony jsou poměrně citlivé na změny okolního prostředí, proto jejich podrobnější zkoumání může poskytnout odpovědi na otázky související se změnami ekosystémů různých

hierarchických úrovní – od mikroúrovně po změny globální (Delcourt a Delcourt 1992). Studium dynamiky ekotonů je tedy závislé na časoprostorovém měřítku a jeho charakteru. Různé ekotony však budou mít i odlišnou reakci na různé podněty. Časové měřítko v řádech tisíců let je spojeno s ekotony, které jsou tvořeny např. vegetačním posunem, který byl způsoben klimatickými změnami v průběhu pleistocénu. Stoleté měřítko se projeví v souvislosti s říční či pobřežní dynamikou, vznik sezónních ekotonů je spojen např. s klimatickými událostmi jako je tání sněhu, denní jsou ovlivněny teplotními rozdíly v půdě (Hesslerová a Kučera 2006).

Empirický i teoretický studií, které by se zabývaly analýzou ekotonů ve vztahu k ekologickým procesům a fungování krajiny, je stále málo (Fagan, Fortin a Soykan 2003). Detailní studie takovýchto zpětných vazeb by mohly být návodem pro předpovědi chování a vývoje ekosystémů, pro analýzy procesů, které v nich probíhají. Důležité pro management je skutečnost, že ekotony lze do jisté míry přizpůsobovat tak, aby plnily požadované funkce – a to od minimalizování predace, po maximalizaci sorpční schopnosti škodlivin či udržování příznivého mikroklimatu v krajině (Hansen, Risser a di Castri 1992).

3.1.8 Funkce krajiny jako net - effect

Leibowitz et al (2000) pro definici krajinné funkce využívá modelu **source – sink** (zdroj – spotřeba) (Pulliam 1988, Farina 1998). Model vysvětluje rozdílné využití dostupných zdrojů jednotlivými organismy a zároveň vystihuje i jejich míru zapojení do distribuce těchto zdrojů. Z tohoto hlediska lze rozlišit tři základní typy ekosystémů. Zdrojový ekosystém (source) se vyznačuje převahou produkce nad spotřebou, tudíž do systému dodává materiál, energii i informace a slouží jako tzv. „exportní jednotka“ přebytečné produkce. Systém spotřeby (sink) naopak přebytečnou produkci spotřebovává, čímž snižuje množství toků. Produkce a spotřeba jsou v případě neutrálního systému buď vyrovnány, nebo rovny nule. Všechny tři druhy ekosystémů je však nutno definovat vzhledem k určitému typu materiálu. Funkce krajiny, v tomto pojetí, se odvíjí a zároveň závisí na kvalitě zdroje a „místa spotřeby“, jejich prostorovém umístění a propojenosti. Zároveň je charakterizována jako výsledek interakce ekosystémů s určitými vnějšími vlivy okolního prostředí a lze ji vyjádřit jako net - effect (síťový účinek) všech ekosystémů na celkový průchod určitého materiálu krajinou.

3.1.9 Cykličnost a čas

Toky energie jsou jednou z příčin cykličnosti materiálových toků a zároveň v systému

vytvářejí určitý způsob organizace (Morowitz 1968). Cykličnost předpokládá existenci pozitivních i negativních zpětných vazeb, které hrají roli kontrolních mechanismů systému.

Cheslak a Lamara (1981) navrhuji ekosystémy a jejich funkci hodnotit podle doby, po kterou látky a energie setrvávají v systému. Ekosystémy se snaží vyvinout svoji strukturu tak, aby umožňovala co nejdelší setrvání látek i energie. Celkový čas lze, dle autorů, vyjádřit jako poměrnou část z celkového energetického toku, která v systému zůstane akumulována.

Analýze cykličnosti a účinnosti ekosystému se věnuje Higashi (1986), a to ve spojitosti s přímými i nepřímými vlivy a akumulační schopností ekosystému. Vasconcellos et al (1997) diskutují korelaci konceptů stability a komplexity ve vztahu k detritovému cyklu. Cykličnost považují za určující charakteristiku pro stabilitu ekosystému. Vysoký stupeň cykličnosti vyjadřuje zároveň vysokou regenerační schopnost ekosystému.

3.1.10 Informační principy

Mezi další vyjádření krajinných funkcí náleží koncept „**převahy, vzestupnosti**“ (ascendency) založený na teorii růstu ekosystémů a jejich vývoje (Ulanowicz 1986). Zavádí indikátory NC (network capacity), který vyjadřuje míru potenciální kapacity pro výměnu informací, AMI (average mutual information) jako aktuální úroveň informační výměny a OH (overhead), jakožto zbývající potenciál. Všechny tyto proměnné charakterizují toky na jednotlivých trofických úrovních. „Ascendency“ jako výsledná míra, kvantifikuje organizaci systému ve vztahu k celkovému energetickému toku a může být jednou z hlavních funkcí popisující dynamiku a funkci ekosystémů (Ulanowicz a Abarca-Arenas 1997).

Na podobném informačním principu je založen „index maturity“ (Pérez-Espana a Arreguín-Sánchez 1999, Christensen 1995). Jeho podstatou je analýza toku biomasy systémem, zahrnující určitý stupeň nejistoty. Nejistotou se v tomto smyslu rozumí nemožnost přesné a předem definované cesty energomateriálových toků ekosystémem. Se stoupající zralostí systému a jeho sukcesním stářím (Odum 1969) se však tato míra nejistoty snižuje.

Bendoricchio a Palmeri (2005) se snaží odpovědět na otázku - kdy se ekosystém nachází v optimálním stavu a jak tohoto stavu dosáhne? Pro analýzu funkcí ekosystému a zodpovězení této otázky zavedli dva parametry.

První ukazatel BC (benefit/cost) indikátor vychází z integrace několika výše uvedených přístupů a proměnných, a to exergy, emergy, AMI a NC. Funkce ekosystému je zde vyjádřena jako funkce zmíněných proměnných a podává (podle autorů) velmi dobrý náhled na chování a

stav celého ekosystému. Nevýhodou je však jeho složitý výpočet a nemožnost praktického využití v krajinném managementu.

Z tohoto důvodu autoři navrhují ukazatel SDB (supply demand balance), založený na jednoduchém vztahu (1.7) biomasy a energetického toku, směřujícího ze systému.

$$SDB = \log_B E \quad (1.7)$$

B – množství biomasy, E – veškerá energie směřující ze systému

Vysoké hodnoty indexu (0,75 – 1) znamenají vysoký poměr zásob/požadavků systému, vysokou strukturovanost systému, nadbytek energetických toků, vysokou cykličnost látek a vysokou rezilienci systému vůči stresovým faktorům. Na rozdíl od předchozího indexu je tento aplikovatelný při různých analýzách a rozhodovacích procesech, je snadno interpretovatelný. Jeho použití však bylo zatím omezeno na akvatické ekosystémy (Walline et al 1993) a nezahrnuje hodnocení nejvyšších trofických úrovní.

Rovněž Herendeen (1989) ve snaze o co největší komplexnost, kombinuje více indikátorů, jimž přisuzuje různou citlivost na změny a disturbanční faktory. Jeho hypotéza je založena na kombinaci čtyř faktorů, z nichž nejcitlivěji reaguje množství dodávané energie do systému, nejméně indikátor vzestupnosti (ascendency). Model doplňují ukazatele retenčního času a exergy.

3.2 Způsob disipace sluneční energie jako indikátor ekosystémových funkcí

O způsobu disipace sluneční energie jako o jednom z možných indikátorů krajinných funkcí, pojednává již kapitola 3.1 „Různá pojetí a definice krajinných funkcí“. Proto si jen připomeneme hlavní důvody, které vedly k výběru této teorie jako hlavní nosný myšlenkový základ.

Disipace je chápána ve smyslu Prigoginovy teorie disipačních struktur a samoorganizace (Capra 1996) jako přeměna energie slunečního záření na další formy energie. V tomto procesu mají nezastupitelnou úlohu živé organismy. Právě jejich produkci energie nazval Prigogine (Prigogine a Glansdorff 1971, Nicolis a Prigogine 1977) disipací. Živé organismy jsou schopny sluneční záření vázat do biomasy (proces fotosyntézy) a transpirací ji účinně přeměňovat na latentní složku tepla. Maximalní disipace tohoto denního energetického pulsu je považována za hlavní funkci krajiny.

Sluneční záření je hlavním zdrojem energie pro zemský systém a způsob jeho distribuce (**Obr. 3**) má vliv na celou řadu abiotických i biotických procesů v krajině. Dopadající sluneční záření (I) se z části odráží (R), částečně je propouštěno (T) a část je absorbována (A).

Obr. 3 Distribuce dopadajícího slunečního záření
(*Fundamentals of Remote Sensing*)



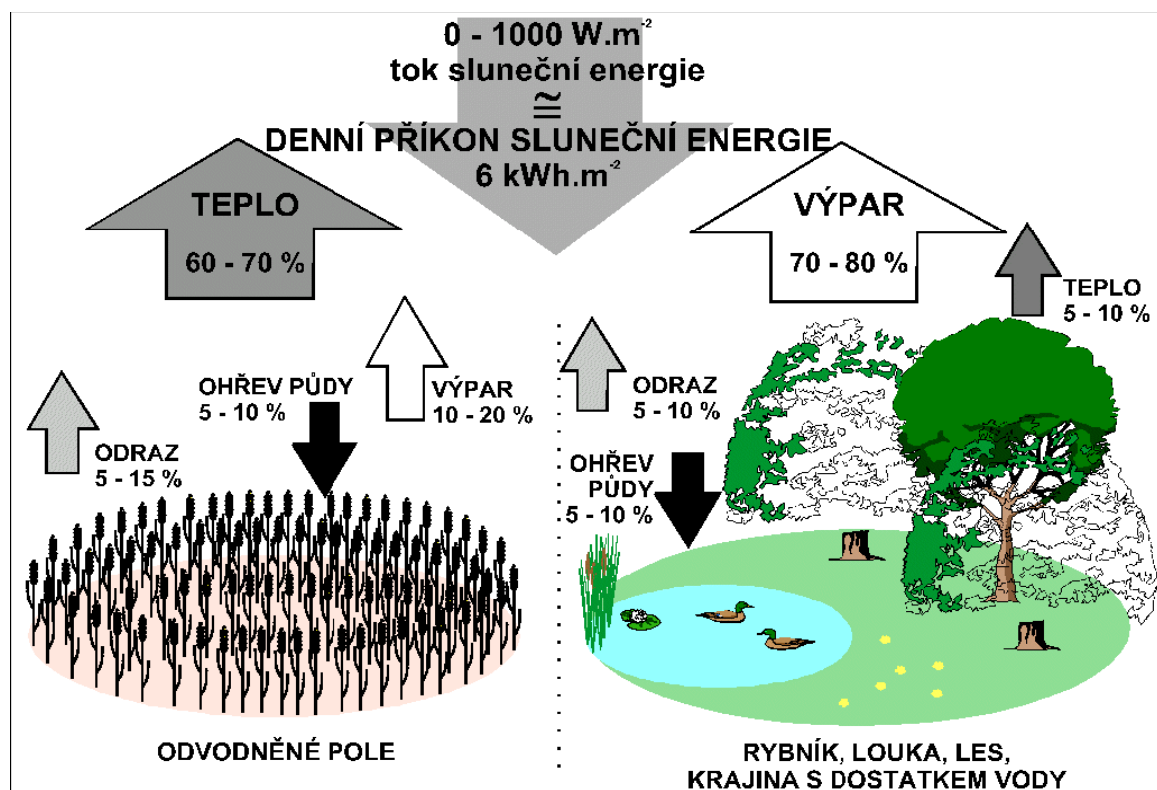
Toto absorbované záření se nazývá čistá radiace a prochází další transformací. Způsob této transformace má vliv na fungování krajiny a velmi těsně souvisí s vlastnostmi zemského povrchu, tzn. s krajinným pokryvem a množstvím disponibilní vody. V závislosti na těchto parametrech je absorbované sluneční záření částečně:

- odvedeno do půdy (5 – 10 %)
- evapotranspirací přeměněno na latentní teplo (20 – 80%)
- přeměněno na „pocitové“ teplo (20 – 80 %)
- akumulováno v biomase fotosyntézou (odlišnosti dle zeměpisné polohy, cca 0,45 % - 3 %)

Průměrná rostlina obsahuje 80 – 90 % vody, jejíž výdej je schopna pomocí průduchů

regulovat a tím ovlivňovat a optimalizovat míru transpirace. Zároveň však mají vliv i na intenzitu evaporace (výparu z půdy). Rostliny se však ve schopnosti transpirovat vodu poměrně liší. Průměrná hodnota evapotranspirace se v našich zeměpisných šířkách pohybuje okolo 3 l / den z 1m² (což odpovídá skupenskému teplu 2,1 kWh = 7,5 MJ, které je zemskému povrchu odňato; na výpar 1 l vody je třeba 0,7 kWh). Nejvyšší schopnost transpirace mají mokřadní rostliny a dřeviny (např. vrba 16 – 27 l/m², olše 13 – 21 l/m²), obecně pak převažuje transpirace listnatých stromů nad jehličnatými. Strom s průměrem koruny 10 metrů, který obdrží 450 kWh dopadajícího slunečního záření, dokáže za den vypařit až 400 litrů vody. Toto odpovídá 280 kWh, které jsou spotřebovány na přeměnu vody v páru. Oproti tomu zemědělská krajina, která je často odvodněná, je schopna vypařit cca 0 – 2,5 l/m²/den (Pokorný – ústní sdělení).

Obr. 4 Energetická bilance odvodněného pole a porostu zásobeného dostatkem vody.



© Jan Pokorný, ENKI, o.p.s.

Funkční krajina (**Obr. 4**) bude disipovat sluneční energii tak, že bude schopna vyrovnávat tepelné rozdíly, zadržovat vodu, rozpuštěné i nerozpuštěné látky. Klíčovým činitelem v tomto procesu bude voda a její krátký, neboli uzavřený koloběh, ve kterém voda cirkuluje pouze na krátké vzdálenosti. Důležitým předpokladem tohoto koloběhu je nejen její samotný dostatek (vodní plochy, vyšší hladina podzemní vody), ale rovněž přítomnost trvalé a funkční

vegetace, s vysokým obsahem vlhkosti. Ta slouží nejen jako evapotranspirační, ale zároveň jako kondenzační jednotka v krajině, jež je schopna vyrovnávat lokální i časové tepelné rozdíly a zadržovat vodu v krajině. Za funkční vegetaci jsou většinou považovány lesní porosty a mokřadní společenstva. V ideálním případě je evapotranspirací přeměněno až 80% dopadající sluneční energie.

Krajinná struktura však není často, z hlediska disipace sluneční energie, plně funkční. Hospodářské aktivity člověka v krajině (zemědělství, těžba nerostných surovin, rozšiřování zástavby, sídel, technogenních ploch, výstavba komunikací, atd.) vedou k narušení či úplnému odstranění přirozeného funkčního vegetačního pokryvu z krajiny. Tento faktor je dále provázen i odvodněním rozsáhlými částmi krajiny (např. v České republice se jedná o území cca 10 000 km²). Důsledkem změny krajinného pokryvu a odvodnění je ztráta důležitých kondenzačních míst v krajině a otevřenost vodního cyklu. Vodní deficit vede ke snížení podílu evapotranspirace (cca na 10 – 20%). Z hlediska disipace sluneční energie to znamená růst podílu vlastní tepelné složky, což vede k následnému zvýšení teploty krajiny a tepelných výkyvů, srážkové rozkolísanosti a rychlejšímu odnosu i rozkladu látek.

Shrnutí:

Vegetace a dostupnost vody v krajině představují dva nejdůležitější klíčové faktory v tomto procesu, protože:

- vegetace je hlavním činitelem, který dokáže pomocí koloběhu vody ovlivňovat distribuci sluneční energie
- přes evapotranspiraci ovlivňují poměr složky vlastního tepla a tepla latentního, což se následně promítne do teploty krajiny
- teplota krajiny přímo i nepřímo ovlivňuje:
 - vodní cyklus (rozložení a zdroj srážek, jejich intenzitu, kvalitu vody, hladinu podzemní vody)
 - klima na všech hierarchických úrovních – od mikroklimatu po globální cirkulační systémy, větrné proudění, vlhkost vzduchu
 - odnos látek a živin (vyšší teplota půdy snižuje její retenční schopnost z hlediska vody, tak látek, urychluje rozklad organické složky)

Krajina by měla mít takovou strukturu a dostatek funkční vegetace, která by zajistila existenci zpětnovazebných autoregulačních mechanismů. Tyto mechanismy by měly být

schopny obnovit a udržovat základní ekologické funkce tím, že budou:

- účinně disipovat sluneční záření, tzn. udržovat nízkou teplotu krajiny a vyrovnávat teplotní výkyvy
- v krajině vytvářet jak „evapotranspirační“, tak plošně rozsáhlejší „kondenzační“ místa mající vliv na uzavřenost malého koloběhu vody a tím udržovat vodu v krajině
- snižovat výskyt extrémních událostí, jakými jsou sucha, povodně, zesílené proudění vzduchu
- vyrovnávat a uzavírat tok látek a živin

3.2.1 Stanovení parametrů pro hodnocení způsobu disipace sluneční energie v krajině

Vzhledem ke složitosti ekosystémů, je velice obtížné vybrat parametry hodnocení tak, aby tyto systémy byly zachyceny komplexně se všemi složkami, vazbami a faktory jejich fungování. Výběr ukazatelů je do jisté míry subjektivní, měl by se však řídit několika základními parametry. V první řadě je to účel, pro který se dané ukazatele stanovují. Od něho se dále odvíjí časoprostorové měřítko a hierarchická úroveň. V ideálním případě by klíčové ukazatele měly vystihovat informace o struktuře, složení, funkcích a časoprostorové změně systému. Je však složité, stanovit jejich celkový počet. Ve výsledku rovněž dochází k integraci ukazatelů získaných na různých hierarchických úrovních – tzn. od jednotlivého organismu po krajinu.

Při výběru ukazatelů bychom se měli řídit několika základními pravidly (Dale a Beyeler 2001). Ukazatel by měl:

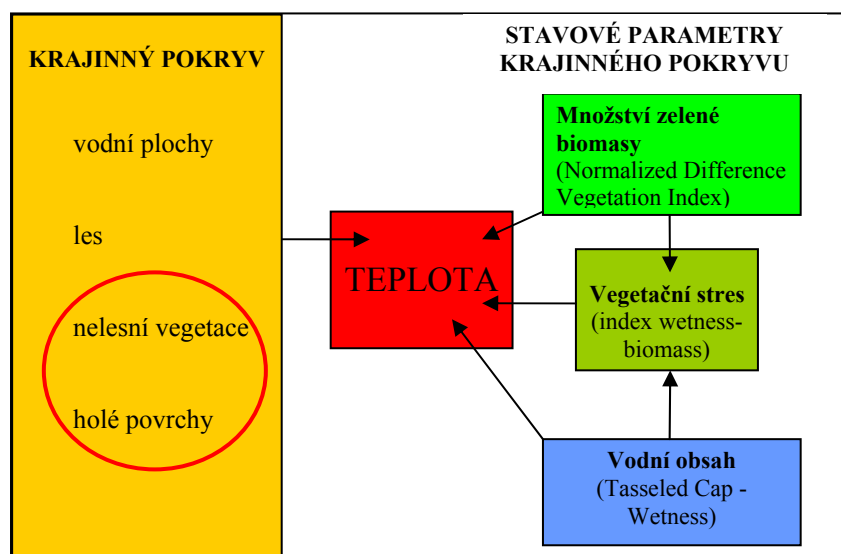
- být relevantní k řešenému problému
- být snadno získatelný a měřitelný
- být citlivý na stresové faktory, disturbance, změny okolního prostředí
- reagovat na stres alespoň částečně předvídatelným způsobem
- naznačovat změnu klíčových charakteristik ekosystému
- mít nízkou variabilitu reakce na stresové faktory

Při komplexním hodnocení krajinných funkcí je tedy vhodné kombinovat řadu relevantních ukazatelů. Parametry pro hodnocení základních ekologických funkcí krajiny byly vybrány na teoretickém základě modelu disipace denního pulsu sluneční energie, tzv. Energy

- Transport – Reaction modelu (Ripl 1995), dále se opírají o modely samoorganizace, teorii otevřených systémů a principy nerovnovážné termodynamiky (Schrödinger 2004, Prigogine a Glansdorff 1971, Nicolis a Prigogine 1977, Schneider a Kay 1993, 1994a,b). Jejich výběr byl zároveň přizpůsoben i možnostem a zároveň limitům multispektrálních družicových dat Landsat a metod jejich zpracování.

Na základě výše uvedených teorií byly brány následující parametry hodnocení (**Obr.5**):

Obr. 5 Parametry pro hodnocení disipace sluneční energie v krajině



1. Relativní teplota krajinného pokryvu

- představuje jednu z klíčových charakteristik při hodnocení fungování krajiny
- může pomoci vysvětlit řadu biofyzikálních a ekologických procesů, které určují rovnováhu mezi oběhem vody a energetickou bilancí krajiny. Do jisté míry ovlivňuje i oběh látek v ekosystémech (Ripl 1995).
- je funkční mírou, vyjadřující schopnost systému disipovat přicházející sluneční energii

2. Krajinný pokryv

- Je základním ukazatelem, vyjadřujícím nejen fyziologii ekosystémů tvořících krajinnou mozaiku, ale zároveň i „kvalitu“ území. Podrobnější analýza vegetace, jakožto aktivního povrchu, její struktury a stavu mají velký vliv na toky energie a vodní cyklus a tím i na disipaci sluneční energie.
- Nelesní vegetace jako velice proměnlivá kategorie vegetačního pokryvu, s pozitivně-negativním významem pro krajinné funkce; holé povrchy a jejich negativní význam
- Disipace sluneční energie je ovlivněna nejen diverzitou a heterogenitou krajinného pokryvu, ale zároveň jeho prostorově-funkčním uspořádáním (pattern)

- Vztah mezi vyspělostí ekosystému a povrchovou teplotou. Čím vyšší je sukcesní stádium ekosystému, tím nižší je jeho povrchová teplota a zároveň i množství vyzařované energie. Atributy zralých ekosystémů vedou k intenzivnější disipaci a degradaci energie, raná sukcesní stádia naopak tuto schopnost ekosystému snižují, zároveň urychlují i ztráty materiálu

3. Stavové (kvalitativní) parametry krajinného pokryvu

a) Množství zelené biomasy

- Vyjadřuje biochemickou strukturu ekosystému
- Složení fotosyntetických pigmentů může být indikátorem fyziologického stavu rostliny a tím ovlivňuje její fungování v rámci ekosystému
- Množství a koncentrace chlorofylu je dáváno do souvislosti především s teplotními a vlhkostními charakteristikami a lze jej tedy použít jako pomocný ukazatel při stanovení způsobu disipace sluneční energie v krajině

b) Vlhkost krajinného pokryvu

- Přes vodní cyklus dochází k disipaci energie, voda je rovněž významným transportním a autoregulačním činitelem, na kterém závisí fungování ekosystémů na všech hierarchických úrovních
- Obsah vody v krajině ovlivňuje disipaci tzn. záleží na něm poměr latentní teplo / teplo

c) Ukazatel případného vegetačního stresu

- Stresové faktory snižují schopnost disipace energie, zvyšují teplotu, snižují autoregulační schopnosti a rezilienci systému
- Pro indikaci vegetačního stresu a fungování krajiny je často využíváno kombinace termálních dat s daty z viditelné červené a blízké infračervené části elektromagnetického spektra

4. Analýza vztahů a souvislostí mezi jednotlivými hodnocenými parametry

- Vzhledem k tomu, že jednotlivé indikátory se zpětnovazebně ovlivňují, nelze je hodnotit izolovaně. Důležité jsou vzájemné vztahy ve vztahu k dynamice a fungování krajiny
- Vztah teplota – množství zelené biomasy – vlhkost je podkladem pro metodu, na jejímž základě lze hodnotit disipační schopnost krajiny, její fungování a energetickou účinnost

5. Analýza časoprostorové změny

- Mezitermínové hodnocení vývoje 1986 – 1995 – 2004
- Zohlednění aspektu různé fáze vegetačního období (květen – červenec – srpen)

3.3 Dálkový průzkum Země a jeho význam pro hodnocení krajiny

Pro analýzu krajinných jevů na různé hierarchické úrovni, pro hodnocení krajinných změn a dynamiky se v dnešní době stále častěji využívá dat získaných pomocí dálkového průzkumu Země (DPZ). V nejobecnějším smyslu znamená dálkový průzkum získávání informací o objektech a jevech na dálku – bez přímého kontaktu s těmito jevy či objekty.

DPZ je nástrojem, který umožňuje analýzu, dokumentaci a následný management environmentálních, přírodních i kulturních jevů. Může být určitým spojovacím článkem mezi ekologickým výzkumem, plánováním a managementem krajiny. Oblastí využití distančních dat je celá řada. V zemědělství jsou vhodná pro zjišťování výnosů, inventarizaci plodin, monitoring a účinnost zavlažovacích systémů, erozních rizik. Široké využití mají v různých lesnických a vegetačních studiích (např. rozšíření druhů, zdravotní stav vegetace). Dálkový průzkum se uplatňuje v geologii, geomorfologii, využívá se při studiu gravitačního i magnetického pole Země, i při studiu teploty (vulkanické oblasti, teplota krajiny, antropogenní jevy a vlivy). V neposlední řadě hrají tato data nezastupitelnou úlohu v plánování, managementu a hodnocení stavu životního prostředí. Jsou vhodná zejména pro klasifikaci a sledování změn krajinného pokryvu, dále pro hodnocení kvality a znečištění vodních zdrojů, rozložení sněhové pokrývky a ledovců, s jejich pomocí lze dobře monitorovat hydrologické epizodické události, provádět inventarizaci a analýzu přírodních stanovišť apod. (Quatrochi a Pelletier 1991).

Jaké jsou výhody využití dat dálkového průzkumu, proč je vlastně využívat? Družicová data mají oproti klasickým pozemním měření několik výhod. Ve stejný časový okamžik získáváme jednou metodou stejnocenná a spojitá data (bez nutnosti interpolací) pro velká území. Zároveň je měření prováděno opakovaně, v určité časové periodě. Takto pořízená časová řada dat umožňuje provádět multitemporální hodnocení krajiny, detekovat krajinné změny. Další výhodou je, že je zamezeno ovlivnění naměřených dat pozorovatelem, a to díky velké vzdálenosti mezi senzorem a snímaným objektem. V neposlední řadě družicová data, díky snímání zemského povrchu v odlišných částech elektromagnetického spektra, umožňují analýzu a detekci jevů, které jsou lidským okem neviditelné.

Dálkový průzkum je tedy schopen poskytnout data pro různé krajině-ekologické analýzy a zároveň odpovědět na celou řadu otázek, kterými se krajinná ekologie zabývá. A to na otázky ohledně prostoru (co je v krajině, jaké je její uspořádání), stavu (v jakém je krajina stavu,

kondici, tzn. hodnocení kvalitativní, vypovídající o vlastnostech krajiny, jejích schopnostech plnit krajinné funkce či schopnostech autoregulace), času (kdy došlo ke změně) i jejího fungování a dynamiky (jak intenzivní změna byla, které procesy ji způsobily). Všechny tyto roviny jsou ve vzájemné interakci. Proto prostorový rámec prováděné krajinné analýzy musí být dán do časové souvislosti a dynamika musí být spojována s krajinnými procesy. Dle těchto parametrů se potom můžeme rozhodnout, jaká data (z jakého senzoru), budou pro řešené téma vhodná.

Základní úloha DPZ spočívá ve stanovení souvislosti mezi radiometrickými veličinami (intenzita záření, zářivý tok), naměřenými pomocí čidel a druhovými a stavovými parametry objektů (vyzařování, odrazivost). Jinými slovy se jedná o hledanou souvislost mezi naměřenými hodnotami a realitou.

Podle vztahu (1. 8) je měřená veličina f_m v bodě (x,y) funkcí polohového vektoru, vlnové délky, času a polarizační roviny. Hodnota f_m je nezáporná a omezená radiometrickou rozlišovací schopností dat (6,8,16,24-bitová data).

$$f_m = f(r, \lambda_j, t_k, p_e) \quad (1. 8)$$

Kde $j = 1,2,3,\dots,M_1$, $k = 1,2,3,\dots,M_2$, $e = 1,2,3,\dots,M_3$ a

f_m ...měřená veličina, r ...polohový vektor, λ ...vlnová délka, t ...čas, p ...polarizační rovina

Velikost funkce f_m se porovnává s druhovými a stavovými parametry, které jsou funkcí daného místa. Vnitřní parametry měření popisují druh nebo stav měřeného objektu, vnější jsou dány možnostmi přístroje, atmosférickými vlivy, intenzitou dopadajícího záření a geometrickým uspořádáním měření.

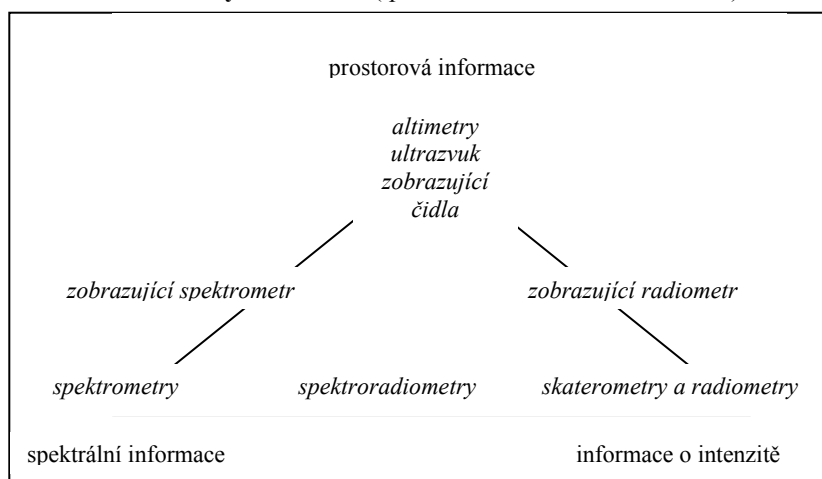
Úloha dálkového průzkumu Země má dvě roviny. Přímou úlohu lze definovat následovně: „Nechť jsou v každém místě zemského povrchu známy všechny stavové parametry s_p . Úkolem DPZ je určit příslušné hodnoty radiační veličiny $f_{(x,y)}$, za předpokladu, že všechny charakteristiky odraženého záření jsou známy.“ Ze známých parametrů zemského povrchu tedy určujeme hodnoty radiační veličiny. Předmětem DPZ je však tzv. obrácená úloha. „Na základě známých hodnot radiační veličiny $f_{(x,y)}$ je nutno stanovit soubor stavových parametrů $s(x,y)$ zemského povrchu, a to za známých charakteristik dopadajícího záření“ (Halounová 2004).

Obrazové informace se dříve dělily podle toho, v jaké formě byla data pořízena a

poskytována. Klasickými (konvenčními) metodami vznikají analogová data, tzn. fotografie. V dnešní době se však již klasické letecké snímkování nepovažuje za obor dálkového průzkumu Země a vyčleňuje se jako samostatný obor. V druhém případě jsou data pořizována postupně, po úzkých řádcích, tzv. nekonvenčními metodami. Snímání je ve většině případů založeno na měření množství odraženého elektromagnetického záření pomocí různých snímacích zařízení, jakými jsou např. skenery a radiometry. Vzniká tak snímek v digitální podobě. Takto pořízené obrazové záznamy v sobě obsahují dva druhy informací. První z nich podává informace o poloze objektů, jejich tvaru, velikosti, vzdálenosti, tzn. že získáme určitou obrazovou informaci – snímek určitého zájmového území. Druhým typem je informace tématická, tzn. informace o kvalitě vody, vegetace, jejím druhu apod. (Dobrovolný 1998).

Podle zdroje elektromagnetického záření, lze metody DPZ dále dělit na aktivní a pasivní. U pasivních metod je zdrojem snímaného záření sluneční záření odražené od zemského povrchu. Aktivní snímací zařízení (radary) mají vlastní zdroj záření a měří jeho změny po zpětném odrazu. Přehled systémů DPZ podává **Obr. 6**.

Obr. 6 Přehled systémů DPZ (zpracováno dle Halounová 2004)



V dnešní době jsou k dispozici data z desítek družicových systémů, s různou, prostorovou, spektrální, radiometrickou a časovou rozlišovací schopností digitálních obrazových záznamů.

Největší posun nastal především v oblasti prostorového rozlišení dat, kde jsou k dispozici snímky s přesností pod 1 metr. Avšak velmi vysoké rozlišení je kompenzováno omezeným rozlišením spektrálním, menší velikostí scény a vyššími finančními náklady. Jejich nevýhodou je i fakt, že většina těchto družicových systémů (IKONOS, Quick Bird, OrbView, EROS A, Formosat-2, Cartosat-1) byla vypuštěna v letech 1999 – 2005, data jsou pořizována na objednávku a nelze z nich sestavit delší časové řady, umožňující sledování trendů vývoje krajiny. Hodí se tedy spíše pro jednorázové lokální analýzy a podrobné mapování v měřítku

1:5 000 – 1: 25 000, než pro rozsáhlejší studie na regionální úrovni.

Proto stále nejvýznamnějším zdrojem informací o přírodních zdrojích Země jsou družice poskytující data s vysokým rozlišením, tj. v řádech desítek metrů. Data jsou vhodná právě pro využití v krajině-ekologických studiích, v měřítku 1 : 100 000 – 1 : 25 000. Jejich výhodou jsou dlouhé časové řady a pravidelný interval snímkování. Tyto družice snímají v panchromatickém i multispektrálním režimu, který pokrývá řadu intervalů infračervené i optické části elektromagnetického spektra, proto jsou vhodným podkladem pro zjišťování řady stavových charakteristik krajiny.

K nejvýznamnějším systémům se bezesporu řadí družice Landsat, jejíž první snímky jsou k dispozici od 70.let. 20. století. První generace družic Landsat 1-3 byla vybavena mechanooptickým skenerem MSS (Multi-Spectral Scanner), pracujícím ve 4 spektrálních pásmech a velikostí pixelu 80 x 60 metrů a televizním systémem RBV. Další generace Landsat 4 -5 již snímá ve 7 spektrálních pásmech, a to díky mechanooptickému multispektrálnímu skeneru TM (Thematic Mapper), vyznačuje se vyšší rozlišovací schopností pixelu (30 x 30 m). Významné je především termální pásmo TM-6, zaznamenávající termální radiaci z povrchů (rozlišovací schopnost je však nižší – 120 x 120 m). Landsat 7 se snímáním zařízením ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus) poskytoval i data v panchromatickém módu (rozlišení 15 m) a zlepšené rozlišení teplotního kanálu (60 m). Od poruchy na snímání zařízením v roce 2003 je však snímán jen úzký, cca 15 km široký pás podél osy letu dráhy. V dnešní době tak data poskytuje již přesluhující Landsat 5. Snímání však, na rozdíl od Landsatu 7, není celoplanetární. V devadesátých letech došlo k zastavení příjmu pro komerčně slabé regiony (např. Afrika).

Určitou náhradou v budoucnu mohou být data ze senzoru ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer), na družici Terra. Tato družice byla vypuštěna v roce 1999 jako součást NASA projektu EOS (Earth Observing System). V porovnání s Landsatem však nesnímá zemský povrch nepřetržitě, ale pouze „na objednávku“ (on-demand). V praxi to znamená, že uživatel je nucen nejen přesně specifikovat území (60 x 60 km), které požaduje nasnímkovat, ale zároveň musí splňovat řadu podmínek, aby vůbec mohlo být snímání uskutečněno. V případě archivních dat je zájemce omezen na výběr území, které se nachází v databázi již zpracovaných objednávek. Možnosti výběru jsou tak velmi limitovány. Aster snímá zemský povrch ve čtrnácti spektrálních pásmech. Pásma 1 – 3 zahrnují viditelnou a blízkou infračervenou část elektromagnetického spektra (0,52 – 0,86 μ m), s prostorovou rozlišovací schopností 15 metrů. Pásma 4 – 9 snímají ve středním

infračerveném pásmu (1,6 – 2,42 μm). Jejich prostorová rozlišovací schopnost je však nižší, a to 30 metrů. Pro záznam elektromagnetického záření v tepelné části spektra slouží pásma 10 – 14 (8,125 – 11,65 μm). Prostorová rozlišovací schopnost je 90 metrů.

Pro globální studie (klimatu, oceánů, přírodních katastrof apod., v měřících okolo 1 : 1 000 000) jsou k dispozici data nízkého a středního rozlišení, tj. okolo jednoho kilometru. Pořizována jsou v multispektrálním režimu, s denní až několikadenní frekvencí. Jedná se o systémy NOAA AVHRR, OrbView2, SPOT Vegetation, MERIS, Terra MODIS, RESURS – 01.

Specifickou kategorií dat představují radarová data pořizovaná v mikrovlnné části spektra. Tato výhoda umožňuje jejich použití za jakéhokoli počasí a noční snímování. Vyžadují však specifický způsob zpracování a interpretace, což lehce limituje možnosti jejich využití. V dnešní době jsou k dispozici již data s rozlišením od 1 m (Terra SAR-X) do 150 m (ENVISAT Wide), dalšími zdroji jsou systémy ERS 1/2, Radarsat, či COSMO-SkyMed.

Abychom mohli získaná data interpretovat, je dobré mít znalosti technik digitálního zpracování obrazu, které zahrnují čtyři základní typy operací (Jensen 1986, Lillesand a Kiefer 2000).

1. Předzpracování obrazu slouží k odstranění radiometrických, atmosférických a geometrických zkreslení a šumu.
2. Zvýraznění obrazů slouží pro vylepšení vizuální interpretace s cílem zvýšit kontrast mezi jednotlivými prvky scény a vytvořit nový obraz s vyšším obsahem informace, kterou lze interpretovat.
3. Extrahování informace zahrnuje především různé metody klasifikace obrazu. Automatická analýza je založena na rozhodovacích pravidlech, jejichž podstatou je spektrální rozpoznávání či prostorově spektrální princip.
4. Postklasifikačními úpravami, modelováním a integrací s GIS vznikají různé tematické mapy s větším množstvím informací. Lze odvozovat kvantitativní i kvalitativní vztahy mezi dalšími doplňkovými daty a daty DPZ, popřípadě je využívat k predikcím různých jevů.

Pro správnou interpretaci dat dálkového průzkumu, však nestačí zvládnutí výše zmíněných technik. Podle předmětu zájmu je nutné tyto znalosti doplnit o poznatky z botaniky, rostlinné fyziologie, ekologie, krajinné ekologie, hydrologie, geomorfologie, geologie a dalších oborů.

Ani data DPZ se neobejdou bez propojení s terénními a pozemními měřeními, která jsou nezbytná pro verifikaci vstupních údajů i výstupů. Každá metoda i sběr dat v sobě nesou určitou míru nepřesnosti, zkreslení, mají své výhody i nevýhody. V případě získávání klasických pozemních dat mohou sice jejich sběr provádět s velmi malým časovým krokem (např. automatické měření průtoků každou hodinu), avšak tato data jsou platná většinou bodově, či pro malá území. Interpolací či dalším statistickým zpracováním dochází často k příliš velké generalizaci dat, které při použití v regionálním měřítku neodpovídají skutečným hodnotám. Družicová data sice poskytují data s větším časovým rozestupem, avšak v závislosti na jejich prostorové rozlišovací schopnosti získám hodnoty např. pro každých 30 m na území 185 x 175 km (družice Landsat) či 15 m (30m) na území 60 x 60 km (Terra ASTER). V případě, že hlavním předmětem zájmu je hodnocení regionálních krajinných změn v průběhu několika let, lze pracovat i s časovou řadou, zahrnující jen několik členů. Důvod je prostý – krajina se většinou nemění ze dne na den, trendy jsou dlouhodobé a lze pominout detaily. V případě nenadálých událostí je zde možnost využití pořízení flexibilních dat (letecké snímky, QuickBird apod.) postihující tyto události (povodně, sopečné výbuchy atd.), avšak za cenu vyšších finančních nákladů.

3.4 Teplota krajiny

Teplota krajiny představuje jednu z klíčových charakteristik, vysvětlující řadu biofyzikálních a ekologických procesů, které určují rovnováhu mezi oběhem vody a energetickou bilancí krajiny (Schmugge, Hook a Coll 1998). Hraje tedy významnou roli při hodnocení fyziologické aktivity, fungování a zdravotního stavu ekosystémů (Wagendorp et al 2006). Do jisté míry ovlivňuje i oběh látek v ekosystémech (Ripl 1995), přímo ovlivňuje i hydrologický cyklus (Melesse 2004). Povrchová teplota je funkčním indikátorem, který vyjadřuje schopnost systému disipovat sluneční energii a lze jí považovat za vhodnou charakteristiku pro hodnocení energetické účinnosti krajiny. Zároveň je i parametrem při určování evapotranspirace a jejích změn, způsobené stresovými faktory. Stále se zvyšující antropogenní tlak na krajinu má za následek snížení evapotranspirace za současného zvýšení teploty. Snížení či úplná ztráta této chladicí schopnosti je účinným ukazatelem fungování a stavu celého ekosystému.

Práci, které by se zabývaly povrchovou teplotou jako hlavním indikátorem fungování ekosystému dosud není mnoho. Existuje přímá souvislost povrchové teploty s typem krajinného pokryvu (Melesse 2004, Carlson a Arthur 2000, Lambin a Ehrlich 1997, Saunders et al 1998), množstvím biomasy (Smith a Choudhury 1991), či vyspělostí a komplexností ekosystému (Holbo a Luvall 1989). Čím vyšší je sukcesní stádium ekosystému, tím nižší je jeho povrchová teplota a zároveň i množství vyzařované energie (Schneider a Kay 1994a). Atributy „zralých“ ekosystémů tedy vedou k intenzivnější disipaci energie, stresové faktory a raná sukcesní stádia naopak tuto schopnost snižují, zároveň urychlují i ztráty materiálu. Teplotní analýzy jsou často zaměřeny na homogenní, zemědělsky využívaná území a vztaženy k parametrům půdní i vegetační vlhkosti, výnosům, či evapotranspiraci (Moran et al 1994, Riecosky, Brown a Moran 1994, Mihailovic a Eitzinger 2007). Lze je však využít např. i v epidemiologii při stanovení směru šíření různých chorob (Goetz, Prince a Small 2000).

Velmi často bývá používán vztah mezi povrchovou teplotou a vegetačním indexem, a to jako ukazatel „energetického a vodního stavu“. Informace získané metodami dálkového průzkumu z teplotních pásem a poměru červené viditelné k infračervené části elektromagnetického spektra, poskytují podklady pro hodnocení stavu vegetace a jejího stresu v souvislosti s vláhovým stresem (Carlson, Gillies a Perry 1994, Julien, Sobrino a Verhoef 2006, Sandholt, Rasmussen a Andersen 2002, Vadász 1994, Ripl 2003 a 2004, Procházka et al

2001, Šíma a Pokorný 2004, 2006, Pokorný a Šíma 2006).

Teplotní analýzy ekosystémů tak mohou sloužit jako nástroj jejich komplexního hodnocení a fungování. Ke stanovení energetické účinnosti krajiny a tím i způsobu disipace sluneční energie na velkých územích, lze využít multispektrálních družicových dat, a to především tepelné části elektromagnetického spektra. Nejteplejší místa na snímcích představují lokality se sníženou disipační schopností pomocí evapotranspirace, omezenými chladícími účinky a sníženou autoregulací. U nejchladnějších míst tomu bude naopak. Proto by teplotní analýzy ekosystémů měly být důležitým nástrojem managementu krajiny. Zároveň je lze uplatnit i při vyhodnocování vlivu způsobu hospodaření či rekultivačních zásahů.

3.4.1 Dálkový průzkum v tepelné části spektra

Je velmi obtížné, získat data o parametrech energetické a radiační bilanci na regionální či globální úrovni. Data dálkového průzkumu, především ty v tepelné části elektromagnetického spektra však tyto možnosti hodnocení poskytují. Oproti snímkům pořízených v kratších vlnových délkách, se termální data obecně vyznačují menší prostorovou rozlišovací schopností, odlišným vzhledem a vlastnostmi, z nichž rovněž vyplývají odlišné způsoby interpretace a následného zpracování. Jejich význam spočívá především v prostorové spojitosti, která nevyžaduje použití interpolačních metod. Další výhodou je, že je lze pořizovat ve dne i v noci. Pokud nejsou data přesně kalibrována, poskytují většinou pouze kvalitativní informace pro komparativní analýzy. Avšak pro mnohé studie jsou tyto relativní hodnoty dostačující.

V dnešní době lze využít pro teplotní měření celou řadu systémů, na družicových i leteckých nosičích, pro pozemní měření na lokální či mikroúrovni i termovizní kamery. K nejpoužívanějším patří následující systémy:

- Všechny meteorologické družice, např. NOAA - AVHRR Advanced Very High Resolution Radiometr s prostorovou rozlišovací schopností 1,1 km a termálními pásmy 3B, 4 a 5 a družice METEOSAT
- LANDSAT TM a ETM⁺ - pásmo TM-6 10,4 – 12,5 μm zaznamenává termální radianci z povrchů. V prvním případě je prostorové rozlišení 120 m, ve druhém 60 m.
- TERRA - ASTER Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometr má pět termálních pásem (B10 – B14) v intervalu 8,125 – 11,65 μm , s prostorovým rozlišením 90 m.
- TERRA, AQUA – MODIS s širokou škálou různých produktů

- RESURS-02 s multispektrálním skenerem MSU-SK2 s jedním termálním pásmem 10,4 – 12,6 μm s rozlišením 600 m
- TIMS Thermal Infrared Multispectral Scanner je snímací zařízení umístěné na leteckých nosičích, se šesti kanály, které zaznamenávají elektromagnetické záření ve vlnových délkách 8,2 – 12,2 μm .
- Hyperspektrální systém TASI 600 s 32 termálními kanály 8 – 11,5 μm
- HCMM The Heat Capacity Mapping Mission s jedním termálním kanálem 10,5 – 12,5 μm . V roce 2000 byl nahrazen systémem GOES-11.

3.4.2 Radiační (jasová) teplota

(Lillesand a Kiefer 2000)

Teplotní snímky, pořizované v intervalu cca 3 – 14 μm , představují užitečný nástroj pro stanovení povrchové teploty krajiny, a to především v regionálním měřítku. V těchto vlnových délkách převažuje již vlastní vyzařování objektů nad odraženým slunečním zářením. Intenzita tohoto vyzařování je funkcí teploty tělesa (viz. základní zákony termodynamiky – Wiennův zákon posuvu a Stefan-Boltzmannův zákon). Teplotní snímky podávají informace o radiační (jasové) teplotě objektů. Tato teplota však nemá nic společného s teplotou kinetickou („meteorologickou“), která je měřena běžným způsobem, např. teploměrem a je projevem energie molekul tvořících těleso. Toto měření je kontaktní, ve většině případů se jedná o teplotu vzduchu měřenou ve stínu standardizované meteorologické budky.

Každé těleso, jehož teplota je vyšší než absolutní nula ($-273,15^{\circ}\text{C}$) emituje záření, jehož intenzita a spektrální složení jsou funkcí jeho teploty a materiálu, z něž se těleso skládá. Obecně platí, že vlnová délka o maximální intenzitě vyzařování (λ_{max}), je nepřímo úměrná teplotě tělesa (Wienův zákon posuvu 1. 9).

$$\lambda_{\text{max}} = c / T \quad (1. 9)$$

c- rychlost světla T - teplota tělesa

Druhým základním zákonem, kterým se řídí přeměna tepelné energie na zářivou, je Stefan – Boltzmannův zákon (1. 10). Podle něj je množství vyzařené objektem funkcí jeho teploty.

$$M = \sigma * T^4 \quad (1. 10)$$

M – intenzita vyzařování σ – Stefan-Boltzmannova konstanta
T – absolutní teplota tělesa

Z uvedeného vyplývá, že čím vyšší bude teplota tělesa, tím více bude vyzařovat v kratších vlnových délkách. Uvedené vztahy jsou však platné pro tzv. model absolutně černého tělesa, které při přeměně tepelné energie na energii zářivou přemění a pohltí maximální množství energie při dané teplotě. V případě reálného tělesa však toto vyzářené množství energie bude vždy menší, než v případě černého tělesa (Kirkhořův zákon). Specifický problém totiž představuje emisivita zemského povrchu.

Podle tohoto zákona je intenzita vyzařování reálného tělesa o teplotě T menší, než intenzita vyzařování tělesa černého, o stejné teplotě. Tento poměr je definován právě jako emisivita $\varepsilon(\lambda)$.

$$\varepsilon = M_R(T) / M_A(T) \quad (1. 11)$$

$M_R(T)$ – intenzita vyzařování reálného objektu o teplotě T
 $M_A(T)$ – intenzita vyzařování absolutně černého tělesa o teplotě T

Emisivita nabývá hodnot 0 až 1 a mění se s vlnovou délkou a teplotou – toto je charakteristické pro většinu reálných objektů. Např. pro čerstvý sníh má hodnotu 0,99, hliník pod 0,5.

Dopadající záření je po dopadu na zemský povrch nejen odraženo, ale také pohlceno a dále vedeno. Při měření teplotní charakteristiky je však nutné měřit pouze tu část energie, vyzařovanou zemským povrchem. Pro intenzitu dopadajícího záření platí vztah (1. 12):

$$M_I = M_A + M_R + M_T \quad (1. 12)$$

M_I - intenzita záření dopadajícího na povrch tělesa
 M_A - intenzita pohlceného záření
 M_R - intenzita odraženého záření
 M_T - intenzita propouštěného záření

Pokud uvedené intenzity dělím hodnotou M_I , získám charakteristiky pohltivost $\alpha(\lambda)$, odrazivost $\rho(\lambda)$ a propustnost $\tau(\lambda)$. V případě dálkového průzkumu lze však hodnotu propustnosti zanedbat. Podle Kirkhořova zákona je emisivita objektu rovna pohltivosti při dané vlnové délce, proto platí vztah (1. 13):

$$\varepsilon(\lambda) + \rho(\lambda) = 1 \quad (1. 13)$$

Pro tepelné záření tedy platí - čím nižší je odrazivost tělesa, tím vyšší je jeho emisivita. V

důsledku toho mohou mít stejně teplé objekty s rozdílnou emisivitou, rozdílné hodnoty naměřeného signálu. Reálná teplota těles může být tedy stejná, avšak v důsledku různé emisivity se bude lišit jejich teplota radiační. Ta bude vždy nižší – viz. následující vztah (1. 14).

$$T_{\text{rad}} = \varepsilon^{0,25} T_{\text{kin}} \quad (1. 14)$$

Rozdíl reálné (kinetické) teploty a radiační (jasové) mohou ovlivnit i procesy, které probíhají na povrchu (ve vrstvě cca 50 μm) – např. evapotranspirace.

Teplotní data však v sobě obsahují určité nepřesnosti, způsobené především atmosférickými vlivy (pohlcování, rozptyl a vyzařování), meteorologickými podmínkami, topografií a vlastnostmi povrchů (vodivost, tepelná kapacita a setrvačnost, vodní obsah).

Termální data jsou tak ovlivněna nejen emisivitou zemského povrchu, která je však obtížně zjištělná, ale zároveň i atmosférou. Při zpracování dat je tedy nutné zvážit potřebu získání absolutních dat, neboť zmíněné vlivy způsobují, že naměřené hodnoty neodpovídají vlastnostem skutečným. Získání reálných hodnot umožňuje následnou kvantifikaci vybraných jevů. Před vlastním zpracováním je však nutné provést atmosférické korekce (Fallah-Adl 1996, Liang et al 1997, Kalluri et al 2000) a korekce emisivity (Hook et al 1992, Kealy a Hook 1993, Lundén 1989). Savige et al (2005) uvádějí, že rozdíl korigovaných a nekorigovaných teplotních dat může v závislosti na druhu a vlastnostech aktivního povrchu činit 1 – 3°C. Pokud je však cílem práce určitá komparace a kvalitativní srovnávání, není nezbytné tyto metody předzpracování dat použít.

3.5 Krajinný pokryv

Existuje řada definic, které se snaží vystihnout podstatu krajinného pokryvu. Ve většině případů se jedná o různé varianty definice OECD (United Nations et al. 2005), podle níž je krajinný pokryv odrazem (bio)fyzikálního charakteru zemského povrchu, včetně různých antropogenních prvků, do jisté míry korespondující s představou ekosystému. Je rovněž nezbytné zdůraznit, že krajinný pokryv by měl být uvažován ve spojitosti s určitým geografickým prostorem.

Krajinný pokryv lze považovat za základní ukazatel, vyjadřující nejen fyziognomii ekosystémů tvořících krajinnou mozaiku, ale zároveň i „kvalitu“ území (Guth a Kučera 1997). Podrobnější analýza vegetace, jakožto aktivního povrchu, její struktury a stavu mají velký vliv na toky energie a vodní cyklus a tím i na disipaci sluneční energie.

Informace o krajinném pokryvu jsou nezbytnou součástí krajinného plánování, managementu, i monitoringu. Slouží jako datové podklady pro celou řadu environmentálních analýz a modelování životního prostředí, a to díky přímé souvislosti a vztahům s globálními i regionálními procesy. Krajinný pokryv je tak často dáván do souvislostí s různými studiemi o změně klimatu, a to díky biogeofyzikálním, biogeochemickým procesům i samotnému způsobu energomateriálových toků. Analýza změn krajinného pokryvu může být odrazem případných změn a ovlivňuje tak klima na regionální i globální úrovni. Klíčovými, a navzájem propojenými procesy, jsou uvolňování skleníkových plynů terestrickými ekosystémy, a to procesy fotosyntézy, respirace a evapotranspirace; uvolňování částic a aerosolů z povrchu; způsob a změny disipace sluneční energie. Změny krajinného pokryvu rovněž hrají velmi podstatnou roli při hodnocení ekosystémů - jejich produktivity i diverzity. Krajinný pokryv je rovněž jedním z rozhodujících prvků při modelování uhlíkového cyklu a rovnováhy. Jeho analýza může být i parametrem při hodnocení hydrologického cyklu či kvality vody.

Znalosti krajinného pokryvu jsou rovněž důležité nejen pro indikaci a predikci, ale i pro následné řešení problémů, které byly způsobeny nešetrným a nekontrolovatelným využíváním krajiny a jsou tak často spojeny se zhoršováním životního prostředí. Porozumění a pochopení faktorů, které jsou příčinami změn krajinného pokryvu, je nezbytné k predikci globálních environmentálních změn.

Pro obecnější použití a možnost komparací, existují standardní nomenklatury hodnocení krajinného pokryvu. Nelze však říci, že by existovala jediná, všeobecně a mezinárodně akceptovatelná. Každé klasifikační schéma je nutné přizpůsobit potřebám uživatele a účelu, pro který je zhotovené. Existují nomenklatury zaměřené na vegetaci (UNESCO 1973, Anderson et al 1976), na specifické činnosti (např. zemědělství), vyznačují se různým detailem pohledu apod. Některé byly přizpůsobeny přímo snímacímu zařízení (např. IGBP-DISCover, založeno na datech NOAA-AVHRR). K nejvíce používaným patří CORINE Land Cover (CEC 1993) či FAO Land Cover Classification Concept (LCCS) (DiGregorio a Jansen 2000).

Při sestavování obecněji použitelné nomenklatury pro hodnocení krajinného pokryvu, by se měly brát v úvahu následující parametry. Klasifikační schéma by mělo být (DiGregorio a Jansen 2000, Anderson et al 1976):

- Vyčerpávající, schopné popsat co největší množství typů krajinného pokryvu, prakticky orientované.
- Brát v úvahu široké spektrum potenciálních uživatelů.
- Potenciálně aplikovatelné jako obecný referenční systém.
- Použitelné na různých hierarchických úrovních, a to beze ztráty informace.
- Založeno na co možná nejjasnějším a nejstručnějším popisu vymezených kategorií, s jasně definovanými kritérii.
- Minimální úroveň interpretační přesnosti jednotlivých kategorií z dat dálkového průzkumu, by měla být alespoň 85 %, a to zhruba pro každou vymezenou kategorii.
- Výsledky by měly být pořizovány opakovaně.
- Vytvořené klasifikační schéma by mělo být aplikovatelné na velkých územích.
- Klasifikační systém by měl být aplikovatelný na data pořízená kdykoli v průběhu roku (eliminace mezitermínových rozdílů).
- Efektivní vymezení subkategorií, a to nejen na základě pozemních a terénních výzkumů, ale i pomocí dat dálkového průzkumu. Možnost agregace jednotlivých subkategorií.
- Možnost použití navrženého klasifikačního schématu i v budoucnu.

Krajinný pokryv je v pravém smyslu to, co vidí a snímají různé systémy dálkového průzkumu. Proto je také analýza krajinného pokryvu základní úlohou a nejčastěji

extrahovanou tématickou informací. Zpracování může být, v závislosti na sledovaném účelu či použitém senzoru, provedeno v různém prostorovém i obsahovém detailu. Je důležité si uvědomit, že družice posuzuje aktuální stav a reálnou situaci v krajině, v daný okamžik snímání, odpovídající momentálním spektrálním charakteristikám povrchu. Není proto schopna rozlišit způsob, jakým je území využíváno. Ze samotných družicových snímků, bez dalších doplňkových znalostí lze proto tyto kategorie využití území (land use) rozlišit jen velmi těžko. „Využití půdy“ je úředně evidovaným druhem pozemku či kultury, a tak mezi krajinným pokryvem a samotným využitím půdy často existují poměrně velké rozdíly. Tyto údaje jsou však z velké části používány pro různé typologie krajiny a hodnocení území, často se k nim přihlíží právě ve smyslu hodnocení funkcí krajiny, její stability či struktury.

Sukcesní stádium ekosystému se rovněž odráží i ve způsobu disipace sluneční energie. Jak již bylo uvedeno v kapitole 3.1 „Různá pojetí a definice krajinných funkcí“, s rostoucí komplexitou ekosystému roste i efektivita disipace sluneční energie. Pokud srovnáme dva ekosystémy, které jsou dotovány stejným množstvím záření, mají stejné pedologické vlastnosti, vláhovou bilanci, avšak liší se svojí strukturou, složitější systém bude vyzařovat energii s nízkou úrovní exergy – tzn. že jeho teplota bude nižší (Kutsch et al 2001). Všechny atributy zralých ekosystémů, jak je uvádí Schneider a Kay (1994a), vedou k intenzivnější disipaci a degradaci energie. Stresové faktory a raná sukcesní stádia naopak tuto schopnost ekosystému snižují, zároveň urychlují i ztráty materiálu.

Podle tohoto předpokladu lesní ekosystémy, jakožto relativně stabilní dospělá sukcesní stádia, budou mít nejvýznamnější vliv na fungování krajiny. Pro krajinu má největší význam vysoké množství trvalé biomasy. Rozsáhlejší lesní celky jsou významným disipačním činitelem, ovlivňují klima, koloběh uhlíku, hydrologický cyklus, mají půdoochrannou funkci a v neposlední řadě i hospodářský význam. Jejich úpadek (zhoršování jejich zdravotního stavu, změny metabolismu, reprodukční problémy, předčasné stárnutí a změna barvy listů, pokles rychlosti růstu, změny v morfologii větví a koruny, ztráty listoví a v konečné fázi i úhyn) způsobený rozličnými stresovými faktory, může mít negativní a omezující vliv na tyto funkce (Ardö 1998).

Nelesní vegetace představuje spíše raná sukcesní stádia, a to zejména díky zásahům člověka, který proces přirozené sukcese brzdí. Jednoletá společenstva jsou specifickým, vázaným především na zemědělskou půdu, přirozená sukcese je potlačována i na intenzivně využívaných loukách. Se zvyšujícím se heterogenizací společenstev dochází i ke zvyšování účinnosti disipace sluneční energie. Lze tedy předpokládat, že trvalé travní porosty, přirozené louky či křovinná společenstva budou efektivněji disipovat, a vykazovat nižší teplotu a vyšší

míru evapotranspirace, než společenstva zemědělských plodin (Ryszkowski a Kedziora 1987). Toto lze předpokládat i u opuštěných, dlouhodobě neobdělávaných zemědělských ploch.

Na některých holých plochách, především výsypkách, povrchových dolech apod. lze zaznamenat procesy sukcese. Některé studie ukazují (Šíma, Pokorný 2004), že již nepatrné množství, a to nejen zelené vegetace, ale i tzv. vegetační stařiny je schopno pozitivně ovlivnit efektivitu disipace.

3.6 Stavové (kvalitativní) parametry krajinného pokryvu

Každá krajina má svoji strukturu, která má podstatný vliv na její funkční vlastnosti. Určují ji nejen individuální a skupinové parametry krajinných složek, tzn. jejich typ, rozloha, tvar, heterogenita, konfigurace, počet, ale i parametry stavové (kvalitativní), vypovídající o vlastnostech krajiny, jejich schopnostech plnit krajinné funkce či vyrovnávat se s disturbancemi. Disturbance jsou často transformovány do podoby stresových procesů, které následně a většinou negativně, ovlivňují nejen krajinnou diverzitu, ale rovněž její funkce. Stresem se rozumí všechny situace, které představují odchýlení od určité normy a zároveň nadměrnou zátěž (Slavíková 1986).

3.6.1 Množství zelené biomasy

Vegetace, její typ a rovněž kvalita, představuje klíčovou strukturu v procesu disipace sluneční energie (viz. kapitola „Způsob disipace sluneční energie jako indikátor ekosystémových funkcí“). Složení fotosyntetických pigmentů může být indikátorem fyziologického stavu rostliny a tím ovlivňuje její fungování v rámci ekosystému.

3.6.1.1 Spektrální chování vegetace a vegetační indexy

K charakterizování spektrálního chování vegetace se využívá především odrazových vlastností listů. Ve skutečnosti však odrazivost vegetace dále modifikují i ostatní části rostliny, půdní vlastnosti a vnější faktory jako iluminace. Její spektrální křivka (**Obr. 7**) má několik výrazně odlišných částí, které jsou ovlivněny již zmíněnými faktory.

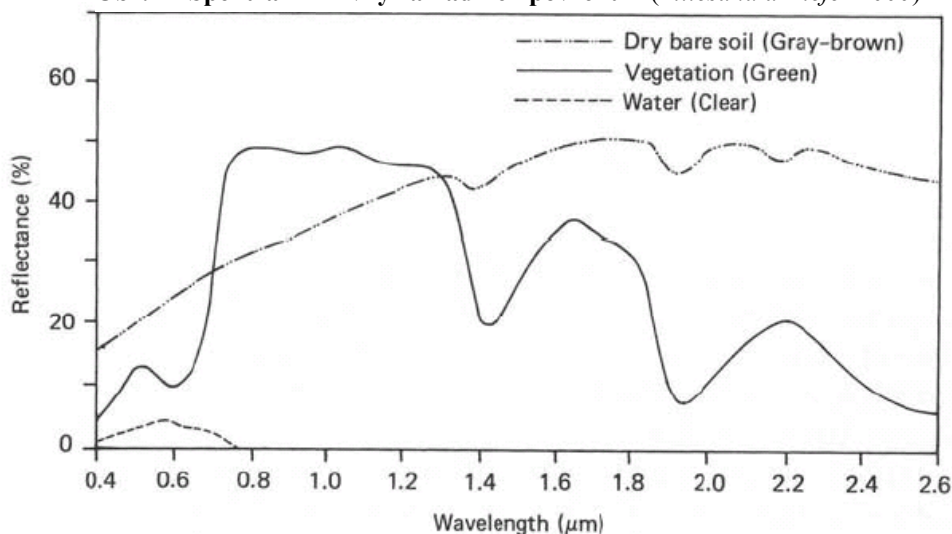
Oblast pigmentační absorpce se nachází ve viditelné části spektra (0,4 – 0,7 μ m). Pigmentační látky, především chlorofyl a karoteny, pohlcují záření v modré a červené části spektra, a to ze 70 – 90%. V zelené části se nachází lokální maximum odrazivosti.

Ve vlnových délkách okolo 0,7 μ m dochází k výraznému nárůstu odrazivosti vegetace tzv. red edge. Interval 0,7 – 1,3 μ m se nazývá oblastí buněčné struktury, neboť morfologie listů je klíčovým faktorem, ovlivňující odrazivost této části spektra. Ta je u jednotlivých rostlinných druhů velmi proměnlivá, proto lze v těchto vlnových délkách dobře odlišovat vegetaci, včetně jednotlivých druhů, od ploch ostatních. Zdravá a nepoškozená vegetace v tomto intervalu odráží až 50% dopadajícího slunečního záření. Rozdíl v odrazivosti červené a infračervené části slouží k indikaci stresu.

Vodní obsah v rostlině lze dobře zjišťovat ve vlnových délkách 1,3 – 3,0 μ m (oblast vodní

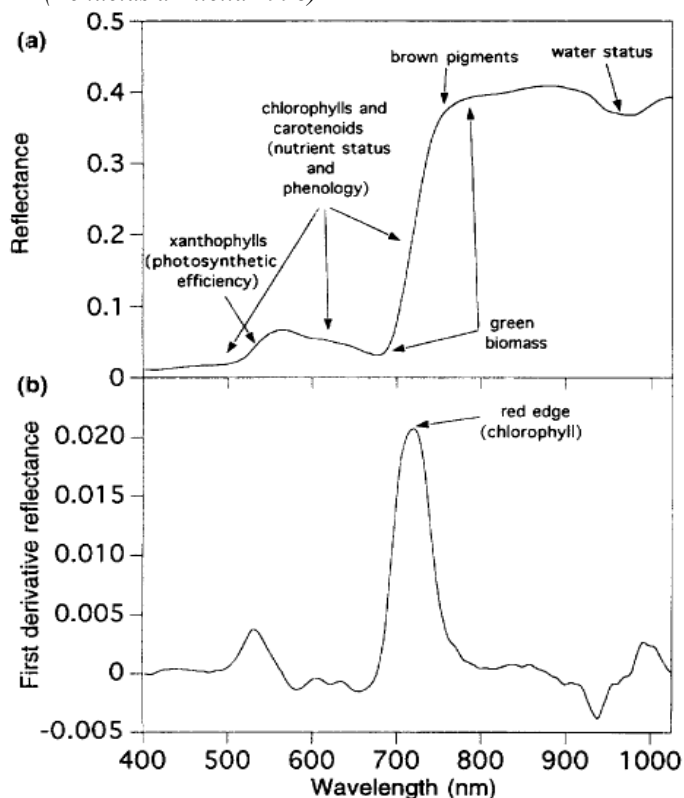
absorpce). Spektrální odrazivost je nepřímo úměrná obsahu vody. V těchto intervalech se tedy dobře projeví vodní stres vegetace.

Obr. 7 Spektrální křivky základních povrchů (Lillesand a Kiefer 2000)



Složení fotosyntetických pigmentů (**Obr. 8**) může být indikátorem fyziologického stavu

Obr. 8 Spektrální odrazivost pigmentů zdravého listu (Penuelas a Filella 1998)



rostliny. Analýza spektrální odrazivosti je rychlým a relativně snadným způsobem hodnocení složení a relativního zastoupení pigmentů v rostlině (Sims a Gamon 2002). Podle toho lze následovně určit např. stav živin a množství biomasy (analýza chlorofylu), jednotlivé fenologické fáze či stres (analýza karotenů a chlorofylu) (Carter a Knapp 2001) či účinnost fotosyntézy (analýza xantofylů) (Chalker-Scott 1999). Koncentrace chlorofylu velmi těsně koreluje s koncentrací dusíku v rostlině a bývá odvozována z vlnových délek 0,675 μm

(při vysoké koncentraci chlorofylu) a 0,55 μm (nízká či střední). Růst relativní koncentrace karotenů je často zaznamenán v případech, kdy je rostlina vystavena určitému stresu a při stárnutí listů. Část sluneční energie, která není absorbována chlorofylem při procesu fotosyntézy, je uvolněna pomocí xantofylového cyklu a karotenoidů (Demming-Adams a Adams 1996). Změny intenzity

fotosyntézy souvisejí i s fluorescenčním vyzařováním a disipací tepla a jsou ukazatelem její účinnosti, případně i stresu rostliny (Penuelas a Filella 1998).

Všech těchto uvedených vlastností lze využít pro stanovení celé řady spektrálních indexů, které v obraze zvýrazňují vegetační složku krajiny a její vlastnosti. Vegetační indexy představují číselné vyjádření, které vychází z typického spektrálního chování vegetace. Často korelují s řadou biofyzikálních parametrů jako je index listové pokrývnosti (Leaf Area Index), podíl zelené vegetace (Green Vegetation Fraction), čistá primární produkce a podíl absorbovaného slunečního záření fotosyntézou (Absorbed Photosynthetically Active Radiation). Indexy slouží k indikaci různých fyziologických stresů rostlin, chemického i mechanického poškození či fenologické fáze.

Jejich konstrukce, založená buď na jednoduchých aritmetických operacích s pásmy multispektrálního obrazu či na jejich lineární kombinaci, využívá především odlišného chování vegetace v červené a infračervené části elektromagnetického spektra (Dobrovolný 1998). V dnešní době existuje více než čtyřicet indexů (Ardö 1998), většina z nich však poskytuje podobné informace (Perry a Lautenschlager 1984), a tak jich pro praktické využití stačí pouze několik. Rovněž jejich platnost často není univerzální, nelze je použít pro jakékoli území a všechny rostlinné druhy. Proto některé jsou platné pouze pro určité a specifické studie a analýzy. Použití vegetačních indexů je velmi široké – od hodnocení biomasy a produktivity ekosystému, po krajinné změny (Liu a Kogan 1996). Velmi dobrý přehled nejvíce používaných indexů, včetně jejich významu a matematického vyjádření poskytuje IDRISI Manual (2006), Ji a Peters (2007) podávají přehled vegetačních indexů ve vztahu k jejich citlivosti na biofyzikální parametry.

Vegetační indexy bývají, podle metod jejich výpočtu, děleny do čtyřech základních skupin.

První skupina (slope-based) je založena na jednoduché aritmetické operaci, která využívá odlišného spektrálního chování vegetace v červené viditelné a blízké infračervené části elektromagnetického spektra. K nejpoužívanějším náleží Ratio Vegetation Index RVI (Richardson a Wiegand 1977), Normalized Ratio Vegetation Index NRVI (Baret a Guyot 1991), Normalized Difference Vegetation Index NDVI (Rouse et al 1974), Transformed Vegetation Index TVI (Deering et al 1975), Corrected Transformed Vegetation Index CTVI (Perry a Lautenschlager 1984) a Wide Dynamic Range Vegetation Index WDRVI (Gitelson 2004).

Druhá skupina indexů (distance-based) vychází z konceptu tzv. linie půd (soil line). Ze spektrálního chování holé půdy vyplývá, že její odrazivost v červené viditelné a blízké

infračervené části spektra vykazuje kladnou korelaci. Hodnoty vynesené do dvourozměrného grafu tak mají tendenci vytvářet přímku. Pixely, na jejichž odrazivosti se však zároveň podílí i vegetace, budou ležet mimo tuto přímku (Dobrovolný 1998). Jejich kolmá vzdálenost k přímce byla označena jako Perpendicular Vegetation Index PVI (Richardson a Wiegand 1977). Tyto indexy se snaží potlačit vliv půdy v místech s řídkou vegetací, tzn. jejich použití je vhodné např. v semi-aridních oblastech. Další indexy, odvozené na tomto základě jsou Difference Vegetation Index DVI (Richardson a Wiegand 1977), Ashburn Vegetation Index AVI (Ashburn 1978), Soil-Adjusted Vegetation Index SAVI (Huete 1988), Transformed Soil-Adjusted Vegetation Index TSAVI (Baret et al 1989), Modified Soil-Adjusted Vegetation Index MSAVI (Qi et al 1994) a Weighted Difference Vegetation Index WDVI (Richardson a Wiegand 1977).

Třetí skupina zahrnuje indexy vzniklé ortogonální transformací dostupných kanálů. Vznikne tak několik nových kanálů, s minimální korelací. K nejznámějším patří transformace hlavních komponent (Principal Component Analysis PCA) a Tasseled Cap (Kauth a Thomas 1976), kde informace o vegetační složce je obsažena ve druhé komponentě (tzv. greeness).

Čtvrtou skupinu tvoří indexy, které potlačují atmosférické vlivy, např. Atmospherically Resistant Vegetation Index ARVI (Kaufman a Tanré 1992), Visible Atmospherically Resistant Index VARI (Gitelson et al 1996), Soil Adjusted and Atmospherically Resistant Vegetation Index SARVI.

Normalized Difference Vegetation Index - NDVI

NDVI zůstává stále nejrozšířenějším vegetačním indexem pro monitoring vegetace na regionální až globální úrovni, i přes to, že je vhodný především pro hodnocení vegetace s nízkým obsahem chlorofylu. Při jeho výpočtu (1. 15) je využíváno rozdílného chování vegetace v červené viditelné a blízké infračervené části elektromagnetického spektra.

$$NDVI = (R_{nir} - R_{red}) / (R_{nir} + R_{red}) \quad (1. 15)$$

Hodnoty indexu se pohybují v intervalu (-1,1). Index koreluje s obsahem zelené biomasy v pixelu, je indikátory fotosyntetické aktivity vegetace a lze jím hodnotit změny vegetace v různých fenologických fázích. NDVI do jisté míry potlačuje i vlivy atmosféry a reliéfu. Na druhé straně ho však ovlivňuje především půdní vlhkost, tím že zvyšuje jeho hodnoty (Huete a Warrick 1990). Původně byl tento index sestaven pro data družice Landsat, avšak jeho použití se rozšířilo i na případy inventarizace vegetační složky v menších měřítcích, které provádí družice NOAA skenerem AVHRR. V posledních letech se využívají i data Terra MODIS.

Změny koncentrace chlorofylu mohou být zapříčiněny různými faktory – vodním stresem, fenologickou fází, atmosférickým znečištěním, deficitem některých živin (především dusíku), toxickými látkami, rostlinnými škůdci či nemocemi a radiačním stresem (Ceccato et al 2001). Index NDVI je proto používán ve vztahu k dalším stavovým parametrům – např. povrchové teplotě a vlhkosti (Wang, Li a Cribb 2006, Schultz a Halpert 1993), které mohou v celkovém pohledu poskytovat informace o fungování ekosystému. Poměr těchto ukazatelů může být zároveň vztažen k míře evapotranspirace a průměrné vlhkosti povrchové vrstvy půdy (Sandholt, Rasmussen a Andersen 2002). Podle některých autorů je však NDVI poněkud konzervativním ukazatelem, neboť vegetace zůstává zelená i v prvních fázích působení vláhového stresu (Ghulam et al 2007).

Pro určité povrchy prodělává tento index typické změny v průběhu roku, čehož lze využít při hodnocení dynamiky a cykličnosti ekosystému (Senay a Elliott 2000), Poveda a Salazar 2004), a to zejména v zemědělských a lesnických aplikacích (Dobrovolný 1998). Jako příklad lze uvést stanovení čisté primární i potenciální produkce (Ricotta, Avena a De Palma 1999, Cao et al 2004, Foody et al 2001), odhady výnosů plodin (Balaghi et al (in press, 2007), zjišťování kondice lesa (Maselli 2004). Rovněž je používán jako indikátor stavu vegetace (Gitelson et al 1996, Tadesse, Brown a Hayes 2005), či ukazatel míry absorbovaného slunečního záření při fotosyntéze a transpirace (Sellers 1987). Dále může být nepřímým ukazatelem při hodnocení sucha, požárů (Maselli et al 2003), (Chuvienco et al 2004). Lze ho využít i v některých velmi specifických případech, jako je predikce sopečných erupcí (Houlié 2006), eroze i sesuvů půdy (Lin, Lin a Chou 2006).

3.6.2 Vlhkost krajinného pokryvu

Voda, stejně jako vegetace, má odlišné vlastnosti odrazivosti, které jsou odlišné od běžných povrchů. Obecně se, v kapalném skupenství, vyznačuje velmi nízkou odrazivostí ve všech vlnových délkách (**Obr. 7**), přičemž maxima dosahuje ve viditelné části spektra, v infračervené se chová téměř jako absolutně černé těleso. Její odrazivost roste pouze v případě přítomnosti znečišťujících látek, přítomnosti plavenin, planktonu, apod., jinak se projevuje jako poměrně velmi homogenní objekt. Velmi důležitou vlastností také je, že voda výrazně modifikuje spektrální chování všech látek, ve kterých je přítomna (Dobrovolný 1998). Především obsah vody ve vegetaci a půdě, bude mít význam pro řadu aplikací v různých oborech. Oba dva ukazatele vykazují poměrně těsnou závislost, často proto bývají hodnoceny společně.

3.6.2.1 Vodní obsah v půdě

Obsah vody v půdě má významný podíl na množství a složení odraženého i emitovaného záření (Huette a Warrick 1990). Stanovení jeho obsahu je určováno dvěma základními faktory. V první řadě je to předpoklad, že vyšší vlhkost půdy způsobuje obecně její nižší odrazivost. Dále se vyšší obsah vody projevuje zesílením absorpce v infračervené části spektra - tyto absorpční pásy jsou vázány na vlnové délky se středy okolo 1,45 a 1,9 μ m.

Stanovení vodního obsahu v půdě však má své limity. Metody, založené výhradně na spektrální odrazivosti půdy, jsou použitelné pouze pro zcela holé povrchy bez vegetace. Další omezení představuje fakt, že odrazivost je ovlivněna pouze velmi tenkou povrchovou vrstvou, proto k odhadu podpovrchové vlhkosti je nutno použít buď nepřímých ukazatelů, nebo termálních či mikrovlnných snímacích zařízení (Musick a Pelletier 1988).

V případě hodnocení pomocí termálních dat lze předpokládat, že chladné povrchy sice většinou korelují s vysokou vlhkostí povrchové vrstvy půdy, avšak i tato hypotéza má svá omezení. Problémem je tepelná setrvačnost půdy a transport vodní páry z povrchové vrstvy půdy (0 – 5 cm), které údaje mohou do značné míry zkreslovat. Proto v tomto případě může i suchá půda vykazovat nižší teplotní hodnoty. Hodnocení vztahu teplota – vlhkost dále komplikuje i rozdílná textura povrchu, různé půdní typy, přítomnost vegetace a rozdílné klimatické podmínky (Huette a Warrick 1990).

Půdní textura je další vlastností, která rovněž koreluje s vodním obsahem. Písčité půdy se vyznačují velkou propustností, proto je půdní vlhkost minimální a povrch dobře odráží. Právým opakem jsou těžké a nepropustné jílovité půdy, jejichž odrazivost je minimální (Dobrovolný 1998). Svůj vliv má dále vlastní minerální a organické složení půdy, struktura, vliv expozice a ozáření.

Vodní obsah v půdě je rovněž ve velmi úzkém vztahu k vegetaci. Je zároveň hlavním zdrojem vody pro rostlinu a ovlivňuje tak míru evapotranspirace, která je jedním z rozhodujících prvků při tzv. měkké disipaci energie přes vodní cyklus (prostřednictvím latentního tepla). Dále může mít i význam pro stanovení náchylnosti půdy k větrné erozi.

Většina hodnocení půdní vlhkosti se opírá o data pořízená především v mikrovlnné části elektromagnetického spektra (Stroosnijder et al 1986, Schmugge et al 1992, Wigneron et al 2003). Hodnocení umožňují i data Terra MODIS a ASTER (Zhang a Wegehenkel 2006), či Landsat TM, konkrétně kanály TM 5 (1,55-1,75 μ m) a TM 7 (2,08-2,35 μ m), které s vodním obsahem korelují. Pro analýzy vlhkosti tak lze využít poměru těchto dvou kanálů (Musick a Pelletier 1986), či jejich lineární kombinace – Tasseled Cap (Kauth a Thomas 1976, Crist a Cicone 1984).

3.6.2.2 Vodní obsah ve vegetaci

Obsah vody ve vegetaci je důležitý pro celou řadu biofyzikálních procesů, které v ní probíhají. Ovlivňuje především míru transpirace, fotosyntézy, výměnu a koloběh látek, její růst, odolnost vůči stresovým faktorům. Analýzy obsahu vody ve vegetaci jsou používány v řadě lesnických i zemědělských aplikacích (Jackson et al 2004, Galicia et al 1999), poskytují podklady pro predikci sucha, požárů (Verbesselt et al 2006), a tím i možnosti prevence.

Pro stanovení vodního obsahu ve vegetaci je vhodných několik vlnových délek se středy kolem 0,97 μm , 1,2 μm a 1,53 μm . Pokud však uvažujeme i atmosférické vlivy, pak za nejvhodnější jsou považovány vlnové délky 1,15 – 1,26 μm a 1,52 -1,54 μm . Vysokou korelaci s vodním obsahem rovněž vykazují i intervaly kolem 1,95 μm a 2,25 μm (Sims a Gamon 2003).

Navíc lze použít i termálních dat v intervalu 6 – 15 μm , která obsahují informace o teplotní dynamice vegetačního krytu a mohou sloužit i k odhadu evapotranspirace (Moran et al 1994). Radarová data (0,1 – 100 cm) nesou informaci o dielektrických vlastnostech povrchu, které mohou být rovněž vztaženy k vodnímu obsahu (Moghaddam a Saachi 1999, Serbin a Or 2005).

Obecně lze říci, že vlnové délky, které jsou jen slabě absorbovány, a tudíž pronikají hlouběji do struktury listů či koruny, mohou určit vodní obsah s větší přesností, na rozdíl od vlnových délek, které jsou silně pohlcovány (oblast pigmentační absorpce a dlouhovlnné vodní kanály) a jsou citlivé pouze na vlhkost ve svrchních vrstvách vegetace. Navíc významnou roli hraje i tloušťka jednotlivých pletiv i celého zápoje.

Předpokládalo se, že vodní obsah velmi těsně koreluje s množstvím zelené biomasy, tzn. i chlorofylu (Illera, Fernandez a Delgado 1996). Tento předpoklad se ukázal správným jen pro některé druhy, ale nemůže být generalizován pro všechny ekosystémy. Rovněž na podzim, kdy v rostlinách ubývá chlorofylu, zůstává vodní obsah konstantní (Gond et al 1999). Vodní stres je dále hodnocen i ve vztahu k povrchové teplotě (radiační), teplotě vzduchu, produktivitě ekosystému (Goetz et al, 1999). Rovněž je dobré si uvědomit, že v případě snížení transpirace, rostlina šetří vodou a každý druh má vyvinuty rozdílné a specifické mechanismy, jak čelit vodnímu stresu.

3.6.2.3 Spektrální indexy hodnotící vodní obsah

Spektrální indexy jsou používány za účelem získání informací o biofyzikálních vlastnostech vegetace, přičemž jejich konstrukce je většinou založena na řadě empirických metod. Rovněž pro odhad vodního obsahu je možné sestavit celou řadu indexů. Stejně tak

jako u indexů vegetačních, je nutno zdůraznit, že ani tyto nemají všeobecnou platnost a neomezené použití. Před konstrukcí nového indexu je důležité uvědomit si, jak vodní obsah a další faktory, ovlivňují odražené záření a jaké vlnové délky budou pro analýzu vhodné. Kromě samotného vlivu odrazivosti vodní složky, se budou do odrazu promítat i vlastnosti vegetace, významný vliv bude mít i půdní prostředí a atmosféra (Ceccato et al 2001).

Normalized Difference Water Index NDWI (Gao 1996), Water Index WI (Penuelas et. al 1993) jsou vztaženy ke kvantifikaci množství vodního obsahu na jednotku plochy v zápoji. Stejně tak jako řada dalších indexů je i NDWI citlivý na vlivy holé půdy, méně však na vlivy atmosféry. Jeho použití je vhodné především na plochách pokrytých hustou vegetací.

Kombinace vlnových délek infračervené blízké a střední části spektra byla využita i pro konstrukci indexů Leaf Water Content Index LWCI (Hunt, Rock a Nobel 1987), Global Vegetation Moisture Index GVMI (Cecato et al 2002). Nevýhodou indexů jsou však limitované možnosti jejich využití. Ve většině případů jsou indexy sestavovány pro případové studie – tzn. pro specifické území, s určitým typem krajinného pokryvu, ve kterém se odrážejí lokální vlastnosti vegetačního pokryvu (např. druhové složení a heterogenita), geologie, reliéf, klimatické podmínky apod. Z těchto důvodů nejsou vhodné pro univerzální použití a jejich aplikaci je nutno posuzovat individuálně.

V neposlední řadě je nutné zahrnout i již zmíněné indexy vzniklé ortogonální transformací kanálů, tzn. PCA (Principal Component Analysis) a Tasseled Cap (Kauth a Thomas 1976), které rovněž korelují s vodním obsahem ve vegetaci i půdě.

Transformace Tasseled Cap

Transformace Tasseled Cap náleží do skupiny ortogonálních indexů, při níž jsou nové komponenty vypočteny jako lineární kombinace původních pásem multispektrálního obrazu. Tyto pásma vytvářejí n-dimenzionální prostor, ve kterém dochází k rotaci souřadnic tak, aby byla z původního obrazu extrahována a zdůrazněna informace o biofyzikálních vlastnostech povrchu. Hodnoty z multispektrálního obrazu vytvářejí v tomto multidimensionálním prostoru shluky tvaru hyperelipsoidu, definované hlavními osami. Při výpočtu je každému pásmu, v závislosti na typu senzoru, přiřazena určitá hodnota koeficientu, a to tak, aby nově vypočítané pásmo zvýrazňovalo určitou specifickou informaci, korelující především s vlastnostmi půdy a vegetace. Původně byl tento index navržen pro pásma Landsat MSS, za účelem hodnocení sklizně zemědělských plodin (Kauth a Thomas 1976). Později byla tato transformace upravena i pro potřeby senzoru Landsat TM (Crist a Cicone 1984, Crist, Laurin a Cicone 1986) i ETM+.

Transformace Tasseled Cap transformuje původních šest pásem Landsatu TM (kromě tepelného pásma TM6) do třech nových: soil brightness (odrazivost půdy), vegetation greenness (množství zelené biomasy) a soil/vegetation WETNESS (vlhkost půdy a vegetace). Index „brightness“ je váženým součtem všech šesti kanálů TM. Je ovlivněn fyzikálními vlastnostmi půdy (např. půdním druhem, typem, horninovým složením apod.), které následně modifikují hodnoty její spektrální odrazivosti. Druhá komponenta „greenness“ odráží odlišné vlastnosti viditelných kanálů TM 1,2,3 a kanálu TM 4 (blízké infračervené) a případně reaguje na změny v oblasti „red edge“, které indikují případnou stavovou změnu vegetace. Kanály TM 5 a 7 (střední infračervené) se navzájem vyruší. Třetí komponenta WETNESS dává do poměru kanály viditelné a blízké infračervené části elektromagnetického spektra (TM 1, 2, 3, a 4) s kanály ze střední infračervené oblasti (kanály TM 5 a 7) a hodnotí tak obsah vlhkosti v půdě i vegetaci. Obsah vlhkosti ve vegetaci je biofyzikálním parametrem, který je přímo spojován s vegetačním stresem, poklesem obsahu biomasy a mortalitou lesních porostů (Collins a Woodcock 1996). Hodnoty WETNESS lze rovněž využít při hodnocení struktury a stáří lesních porostů (Hansen et al 2001).

3.6.3 Vegetační vodní stres

Stresové faktory snižují nejen autoregulační schopnosti a rezilienci ekosystému, ale mají vliv na jeho celkové chování a fungování, a tím tedy i na schopnost disipace sluneční energie. Vegetace je považována za aktivní povrch a zároveň za faktor, který má největší vliv a podíl na disipaci přes vodní cyklus. Proto její stav bude mít významný vliv na fungování krajiny.

Mezi hlavní abiotické stresory náleží vlastnosti půdního prostředí, fyzikální faktory (voda, teplota), složení vzduchu, intenzita a spektrální složení slunečního záření.

Nejvíce limitujícím a zároveň nejčastějším stresovým faktorem pro rostliny je **vodní stres**. Byla mu věnována celá řada prací (Hsiao 1973, Levitt 1972, Hale 1987, Bláha a kol. 2003), avšak některé aspekty nebyly dosud vyjasněny. Rostliny potřebují mít ve svých pletivech zajištěné určité množství vody. A to nejen pro svoji existenci a růst, ale i pro fungování fotosyntézy a příjem živin. Je tedy zřejmé, že oba dva systémy – půdní i vegetační jsou ve velmi těsné závislosti. Úbytek půdní vlhkosti zároveň snižuje i množství vody obsažené ve vegetaci a tím i míru evapotranspirace. V rostlinách toto vyvolá pokles vnitřního napětí buňky, což může následně vést k nevratnému poškození celé rostliny. Kromě toho snižuje aktivitu všech enzymů, zpomaluje jejich růst, omezuje příjem CO₂ a fotosyntézu. Během vodního stresu se zvyšuje degradace chlorofylu, tzn. klesá jeho koncentrace. Je omezen transport látek,

akumulace sušiny a hromadění energeticky bohatých látek. V rostlině se naopak zvyšuje koncentrace látek toxických (Bláha a kol. 2003). Ve většině ekosystémů je právě deficit půdní vlhkosti spouštěcím mechanismem řady dalších stresových faktorů. Vegetační vodní stres se většinou objevuje jako první. Později je doprovázen teplotním (radičním) stresem, který se projeví hned poté, co poklesne míra transpirace pod určitou kritickou hranici.

Stres geochemický je způsobený koncentracemi těžkých kovů v rostlině, a to jak přírodního tak i antropogenního původu (Horler et al 1983). Plynné imise, především oxid siřičitý a jeho sloučeniny, oxidy dusíku, fluorovodík a přízemní ozón, způsobují narušení ochranné vrstvy epikutikulárních vosků. Především působením SO₂ dochází k většímu otevření průduchů, což znamená, že rostlina transpirací ztrácí větší množství vody. Zvýšená koncentrace síry v listech způsobuje výrazné změny v chloroplastech, kde oxid siřičitý způsobuje degradaci chlorofylu a snižování intenzity fotosyntézy. Výsledkem je nižší produkce biomasy, tzn. i pokles produktivity, snížený reprodukční potenciál rostliny, menší přírůstky a v konečné fázi postupné odumírání rostliny. Depozice škodlivin navíc poškozují kořenové vlášení, což snižuje i mechanickou stabilitu stromu (Henzlík 2003). K úpadku lesa, především ve vyšších nadmořských výškách, dále přispívají i kyselá deště a skrytá depozice (intercepce mlhou, oblačností, zákalem, jinovatkou), která má, v porovnání s kyselým deštěm, desetkrát vyšší účinek (Ardö 1998).

V neposlední řadě je nutné zmínit i biotické stresory – např. viry, bakterie, houby, hmyzí a živočišné škůdce.

Vegetační vodní stres a dálkový průzkum Země

Dálkový průzkum země a metody zpracování družicových dat umožňují nejen detekci a analýzu působení stresových faktorů, ale jsou rovněž nástrojem, umožňující, do jisté míry, jejich predikci. Změny spektrální odrazivosti vegetace, především v infračerveném pásmu, indikují místa potenciálního stresu ještě před tím, než jsou viditelné pouhým okem. Odrazivé vlastnosti vegetace jsou modifikovány nejen vnějšími a vnitřními vlastnostmi jednotlivých částí, ale zároveň složením a koncentrací biochemických komponent, vodním obsahem, zdravotním stavem a vlastnostmi půdního substrátu. K hodnocení vegetačního stresu byla vyvinuta řada indexů.

Samostatnou skupinu představují indexy hodnotící vodní stres rostlin: Crop Water Stress Index CWSI (Jackson et al 1981) a Water Deficit Index WDI (Moran et al 1994, Vidal a Devaux-Ros 1995) jsou založeny na kombinaci dat dálkového průzkumu a meteorologických údajů. Index CWSI je stanoven na základě rozdílů teploty vzduchu a teploty povrchu vegetace.

Jeho použití je však omezeno na plochy téměř 100% pokrytých vegetací. WDI tento problém částečně odstraňuje. Oba dva indexy navíc vyžadují i měření evapotranspirace. Jednoduchý poměrový Moisture Stress Index MSI, navržený Huntem a Rockem (1989), rovněž hodnotí ohrožení suchem. Koreluje s vodním obsahem ve vegetaci i půdě a je založen na poměru blízké a střední infračervené části spektra. Podobný význam má i Vegetation Dryness Index VDI (Maki, Ishihara a Tamura 2004). Perpendicular Drought Index PDI je vhodný pro aplikace na holé povrchy (Ghulam, Qin a Zhan 2007). Pro odstranění vlivu vegetace byl tento index Ghulamem et al (2007) upraven na Modified Perpendicular Drought Index MPDI.

Řada modelů je rovněž založena na vztazích mezi různými vegetačními indexy, povrchovou teplotou, či vlhkostními parametry (Ghulam et al 2007), případně mohou být doplněny údaji o klimatických faktorech (úhrn srážek, míra evapotranspirace) (Peters et al 2002), či odtoku. Využívány jsou i indexy Vegetation Condition Index VCI (Kogan 1995) a Anomaly Vegetation Index AVI (Chen, Xiao a Sheng 1994). Pomocí teploty lze vyjádřit energetickou a radiační bilanci v krajině (Wan, Wang a Li 2004), zároveň je to i jeden z biofyzikálních parametrů, které jsou citlivé na povrchový vodní stres (Jackson et al 1981).

3.7 Disipační schopnost krajiny

(Teoretický podklad navržené metody)

Samostatné hodnocení teploty krajiny podává poměrně uspokojivé výsledky o jejím fungování. Pro detailnější analýzu, či jako případné podklady pro krajinný management, jehož cílem je obnova základních ekologických funkcí krajiny, je však nutné mít i doplňkové informace o kvalitativních vlastnostech krajiny, jež tento teplotní obraz ovlivňují. Proto je vhodné do diagnostiky zahrnout nejen teplotní analýzy, ale rovněž parametry hodnotící množství zelené biomasy a vlhkost. Pro indikaci vegetačního stresu a fungování krajiny je tak často využíváno kombinace termálních dat s daty z viditelné červené, blízké i střední infračervené části elektromagnetického spektra (Nemani et al 1993).

Pro hodnocení fungování krajiny byla navržena metoda, která zohledňuje všechny tři základní parametry – teplotu, zelenou biomasu a vlhkost krajinného pokryvu. Integrace těchto parametrů se stala základem klasifikačního schématu, podle něhož lze krajinu hodnotit ve vztahu k disipaci sluneční energie a jejímu fungování. Navržené klasifikační schéma poskytuje údaje o faktorech, které disipaci ovlivňují. Význam spočívá především v analýze fungování různých typů krajinného pokryvu s ohledem na jeho kvalitativní vlastnosti, což nelze získat pouhým hodnocením teplotního obrazu.

3.7.1 **Wetness-biomass index⁶ (WB)**

Z hlediska přeměny sluneční energie v latentní teplo není důležitý pouze obsah chlorofylu, ale především množství vody, které je vázané v rostlinách a následovně využitelné při evapotranspiraci (tzv. „zelená voda“). Navržený index umožňuje detekovat stavové parametry krajinného pokryvu, v závislosti na jeho fotosyntetické aktivitě (korelace NDVI s množstvím chlorofylu) a vodním obsahem. Lze jej použít jako indikátor případného vodního stresu vegetace. Zároveň však má i vypovídací schopnost o množství zelené biomasy v dané lokalitě.

Působením různých stresových faktorů dochází ke změně složení a koncentrace pigmentů v rostlině (Sims a Gamon 2002), což se následně projeví změnou spektrální odrazivosti. Jak již bylo uvedeno, nedostatek vody ve vegetaci bývá nejčastějším stresovým faktorem. Vlnové

⁶ Index byl původně označen jako index vodního stresu. Toto označení je poněkud nepřesné, neboť index má rovněž vypovídací schopnost o množství zelené biomasy. Proto byl v konečné fázi zvolen anglický název, který lépe vystihuje jeho podstatu.

délky 1,3 – 1,5 μm jsou nejvíce citlivé na obsah vody (především v listech). Ačkoli se tyto vlnové délky vyznačují se silnou absorpcí elektromagnetického záření, pro hodnocení vodního obsahu ve vegetačním pokryvu je vhodnější interval 0,95 – 0,97 μm . Absorpce je slabší a záření je schopno pronikat i do korun stromů. Nedostatkem vlhkosti dochází k posunu odrazivosti do nižších vlnových délek, přičemž 0,9 μm lze považovat za referenční hranici, za níž již k absorpci nedochází (Penuelas a Filella 1998).

V důsledku nedostatku vody zároveň ve vegetaci dochází k poklesu koncentrace chlorofylu. Z hlediska spektrální odrazivosti to znamená posun maxim odrazivosti z blízké infračervené části elektromagnetického spektra do červené viditelné oblasti. Existuje tedy poměrně silná pozitivní závislost mezi množstvím zelené biomasy a obsahem vlhkosti. Kombinací obou charakteristik tak lze získat přesnější informace o vodním stavu, či případném stresu.

Na základě výše uvedených charakteristik byl pro hodnocení vodního stresu krajiny navržen index wetness-biomass WB (1. 16), založený na součtu indexu NDVI a třetí komponenty WETNESS z transformace Tasseled Cap. Více je obsaženo v kapitole 4.6.5 „Mapa indexu wetness-biomass“

$$WB = NDVI + WETNESS \quad (1. 16)$$

$$WETNESS = 0,1509 TM1 + 0,1793 TM2 + 0,3299 TM3 + 0,3406 TM4 - 0,7112 TM5 - 0,4572 TM7$$

$$NDVI = (TM4 - TM3) / (TM4 + TM3)$$

Pozn. Hodnoty platí pro Landsat 5

3.7.2 Hodnocení disipační schopnosti krajiny

Navržené hodnocení a klasifikační schéma bylo definováno na základě matice obrazů relativní teploty a indexu wetness-biomass. Krajina je rozdělena do sedmi základních disipačních tříd. Použití tohoto klasifikačního schématu umožňuje poměrně rychlou analýzu a diagnózu krajinných funkcí, velkých a zároveň heterogenních územních celků. Vymezené disipační krajinné typy charakterizují krajinu z hlediska toho, jakým způsobem v ní dochází k přeměně sluneční energie. Jednu stranu klasifikačního schématu představuje typ krajiny s poměrně vysokým množstvím zelené biomasy, bez vláhového stresu, který je schopen většinu dopadajícího slunečního záření, přes evapotranspiraci, transformovat do latentní složky tepla. V rámci fungování krajiny představuje tato kategorie maximálně funkční krajinný typ, reprezentovaný víceméně lesními porosty. Druhá strana je charakterizována krajinou s minimálním množstvím vegetace, s vysokým vodním deficitem a převažující vlastní tepelnou složkou slunečního záření. Takovýto krajinný typ je nejméně žádoucí, v závislosti na množství

zelené biomasy je představován buď holými povrchy (technogenní plochy a sídla) na jedné straně, ale v některých případech i zemědělsky využívanými plochami. Charakteristika sedmi základních disipačních krajinných typů, včetně podrobného popisu metody, je uvedena v kapitole 4.6.6 „Metoda hodnocení disipační schopnosti krajiny“.

Pro hodnocení krajiny je vhodné sledovat změny jednotlivých kategorií i v dlouhodobějším časovém horizontu, popřípadě i v různých fázích vegetačního období. Lze tak detekovat vývojové trendy v krajině, změny jejich funkcí, popřípadě problematiku regiony, s dlouhodobě negativní disipační funkcí na straně jedné, či naopak lokality náležící ke stabilizačním a funkčním krajinným prvkům.

Snaha vystihnout ekologickou stabilitu vedla, a to nejen u nás, k tvorbě různých koeficientů, které měly tuto schopnost krajiny vyjádřit. Jako příklad uveďme koeficienty ekologické stability I. Míchala, J. Kolečky, či Agroprojektu. Jejich konstrukce je většinou založena na poměrech stabilních a nestabilních ploch v krajině či kvalitě sledovaných ploch, odvozená většinou od typu využití krajiny.

Toto matematické vyjádření stability krajiny může mít sice omezenou a rozporuplnou vypovídací schopnost o krajinných vazbách, nepostihne kvalitu a fungování krajinných složek, na druhé straně je však tato míra zobecnění často využívána v hodnocení a managementu krajiny. Tato práce hodnotí krajinnou stabilitu a funkčnost z hlediska disipace sluneční energie. V kapitole 3.2 „Způsob disipace sluneční energie jako indikátor ekosystémových funkcí“ byly za stabilizační lokality v krajině označeny ty, které jsou schopny efektivně disipovat sluneční energii, a to v dlouhodobém časovém horizontu. Jejich detekce je možná na základě multitemporálního hodnocení družicových snímků, které byly vyhodnoceny z hlediska disipační schopnosti krajiny. Při sledování vývoje krajiny z hlediska změn jejich funkcí, můžeme typově odlišit lokality, s různým stupněm „disipační stability“. Ačkoli situace v jednotlivých hodnocených termínech je vztažena právě k jednomu datu, přesto lze v krajině nalézt různé trendy vývoje. Účelem tohoto hodnocení bylo vymezit lokality, které mohou být buď dlouhodobě považovány za stabilizační prvky krajiny, či naopak přispívají k její destabilizaci a negativně ovlivňují její fungování. Funkční význam některých území se rovněž může procházet určitým vývojem. Buď se mění postupně a dlouhodobě, a to ve smyslu pozitivním i negativním, či je naopak stabilizovaný, avšak s občasnými výkyvy. Druhou část metody tak představuje možnost hodnocení vývoje disipační schopnosti krajiny, která je podrobněji rozepsána v kapitole 4.6.7 „Analýza vývoje disipační schopnosti krajiny“.

3.8 Krajinná dynamika a vývoj - detekce změn v dálkovém průzkumu

Družicová data mají obrovský potenciál právě pro interpretaci a hodnocení krátkodobých i dlouhodobých krajinných změn, a to jak prostorových, tak i stavových. Tento potenciál vyplývá z následujících obecných vlastností družicových dat:

- družicová data jsou pořizována jednou metodou pro velká území
- vyznačují se prostorovou spojitostí – odpadá nutnost interpolací
- data jsou pořizována opakovaně, v určitém časovém kroku – význam právě pro hodnocení mezitermínových změn

V zásadě tak při hodnocení mezitermínových změn mohou nastat tři fáze: Sledovaný objekt si za sledované období zachovává spektrální charakteristiky, ale mění se jeho plošný rozsah. Nebo naopak, jeho rozloha zůstává zachována, ale změnil spektrální charakteristiky. V posledním případě může dojít ke změně nejen spektrálních, ale i prostorových charakteristik.

Hodnocení a interpretace těchto změn bývá považována za jednu z nejsložitějších úloh DPZ. Jensen (1986) stanoví (ne vždy splnitelné) podmínky, které by měla splňovat ideální časová řada:

1. obrazy tvoří chronologicky uspořádanou řadu dat, nejméně o dvou členech (pro odhad určitého vývoje na daném území je však nezbytné použít časovou řadu minimálně o třech členech)
2. obrazy byly pořízeny stejným snímacím zařízením
3. obrazy byly pořízeny ve stejnou denní i roční dobu
4. data jsou pořízena ve stejných spektrálních pásmech
5. data jsou pořízena ve stejném měřítku, pod stejným snímacím úhlem

K nejhůře splnitelným parametrům většinou patří podmínka termínové stejnosti dat, vliv mají i nestejně atmosférické podmínky či meteorologická situace. Projeví se tak nestejná fenologická fáze, a to především u vegetačních studií. Významný vliv má i obsah vlhkosti, který rovněž významně modifikuje spektrální charakteristiky snímaných objektů. Důležitou a nezbytnou podmínkou pro sestavení časové řady je správné provedení geometrických korekcí, a to s přesností 0,25 – 0,5 pixelu. Z uvedených důvodů se v obraze mohou vyskytnout tzv. nepravé změny, na něž je nutné brát při následné interpretaci zřetel.

V případě digitálních dat existuje celá řada technik umožňující detekci a kvantifikaci krajinných změn (Jensen 1986, Coppin et al 2004, Dobrovolný 1998).

a) Vizuální analýza a interpretace

Vizuální analýza a interpretace sice neumožňuje přímou kvantifikaci snímků, nicméně její velkou předností je možnost kontextuálního hodnocení, což řada automatizovaných technik zpracování neumožňuje. Vizuální interpretace je možné využít rovněž jako pomocné procedury při hodnocení výsledků získaných digitálními technikami zpracování, např. paralelně vizualizovanými RGB syntézami, apod.

Následující metody jsou založeny na změně hodnot pixelů mezi jednotlivými sledovanými termíny (tzv. „per-pixel“ přístup), bez ohledu na okolí či další parametry, které změnu zapříčinily.

b) Rozdíl obrazů

Metoda spočívá v odečítání dvou obrazových záznamů a bývá řazena mezi nejpoužívanější. Takto vytvořený obraz je charakteristický normálním rozložením, přičemž okrajové hodnoty indikují změnu. Na zpracovateli je, aby tuto prahovou hodnotu stanovil (Jensen 1986), popřípadě vztah (1. 17) upravil vzhledem k radiometrické rozlišovací

$$\Delta DN_{i,j} = DN(A)_{i,j} - DN(B)_{i,j} \quad (1. 17)$$

$\Delta DN_{i,j}$ – změna hodnoty pixelu mezi dvěma sledovanými termíny A a B

$DN(A)_{i,j,k}$ – hodnota pixelu v termínu A

$DN(B)_{i,j,k}$ – hodnota pixelu v termínu B

i,j – souřadnice sledovaného pixelu

schopnosti dat přičtením konstanty. Jako prahovou hodnotu lze použít např. násobky směrodatné odchylky. Při hodnocení 8bitových dat hodnoty výsledného obrazu nabývají hodnot $\langle -255, 255 \rangle$.

c) Podíl obrazů

Je obdobou metody podílu obrazů. Výhoda tohoto postupu spočívá v tom, že podíl obrazů (1. 18) odstraňuje efekty, způsobené nestejnými podmínkami snímání (výška slunce, některé atmosférické vlivy, vliv reliéfu apod.). Hodnota pixelů, které se nemění bude 1. Ostatní

$$\Delta DN_{i,j} = DN(A)_{i,j} / DN(B)_{i,j} \quad (1. 18)$$

území, na kterých změna nastala, budou mít hodnotu větší, nebo menší než 1.

d) Regresní závislost dvou obrazů

Pomocí korelační a regresní analýzy dvou i více obrazů, lze stanovit teoretickou hodnotu

pixelu, kterou by měl nabývat. Tento algoritmus předpokládá, že pixel v čase B, je lineárně závislý na stejném pixelu v čase A. Z toho vyplývá, že spektrální vlastnosti většiny pixelů se během tohoto časového intervalu nebudou výrazně měnit, případnou výraznou změnu lze určit pomocí tzv. reziduálního obrazu. Regresní technika je založena na průměru a varianci mezi hodnotami pixelů v rozdílných časových horizontech. Metoda rovněž eliminuje případné radiometrické chyby.

e) **Multitemporální barevná syntéza**

Tato metoda je vhodná pouze pro porovnávání dvou až tří členů časové řady a je založena na jejich vizualizaci v barevném systému RGB. Pokud hodnocené snímky nevykazují žádnou signifikantní změnu, budou charakterizovány stejným stupněm šedi. V případě změny se projeví v různých barevných odstínech, z nichž je každý přiřazen určitému termínu. Porovnávat lze opět nejen původní spektrální pásma, ale rovněž pásma transformovaná.

f) **Postklasifikační porovnávání výsledků**

Metoda je založena na porovnávání tématických map (výsledků klasifikace), které byly vytvořeny na základě stejného klasifikačního schématu. Výsledek hodnocení je však velmi ovlivněn přesností provedené klasifikace a jeho přesnost se poměrně značně snižuje. Dále je při klasifikaci různých termínů obtížné získat rovnocenné výsledky, a to v důsledku různých externích vlivů. Problémové bývá především hodnocení vegetace, kdy se projeví odlišná fenologická fáze, popřípadě i další vlivy. Příkladem může být hodnocení lesních porostů, jež jsou na snímcích odlišitelné většinou od stáří deseti let. V letech předchozích se projevují spíše jako nelesní vegetace. Výsledek může být následovně tématicky překódován do různých významových kategorií.

Jednotlivé stupně změny však lze získat rovnou klasifikačními metodami, kdy jsou z multitemporální syntézy jednotlivých termínů vyklasifikovány odstupňované třídy změny.

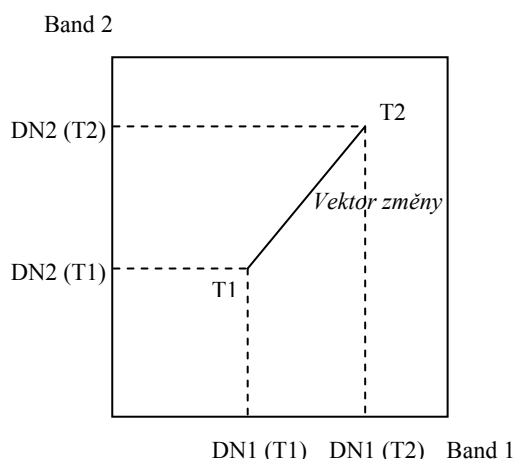
g) **Analýza vektoru spektrální změny (change vector analysis Obr. 9)**

Výsledkem metody analýzy vektoru spektrální změny je nejen identifikace velikosti změny, ale rovněž jejího směru. Výhodou je možnost analyzovat změnu současně v několika pásmech. Směr změny lze definovat jako směrnici přímky vektoru spektrální změny.

Velikost vektoru změny je dána vztahem (1. 19):

$$V = [(DN1 (T1) - (DN1 (T1)))^2 + (DN2 (T1) - (DN2 (T1)))^2]^{1/2} \quad (1. 19)$$

Obr. 9 Analýza vektoru spektrální změny



vlastností obrazu. Hodnota jednotlivých pixelů se tak v čase mění a změna je dána právě heterogenitou pixelů analyzovaného obrazu.

i) Standardizovaná metoda hlavních komponent (SPCA)

SPCA je jednou z metod zvýrazňování obrazu, která je využívána pro detekci a hodnocení časoprostorových změn. Na rozdíl od klasické metody hlavních komponent, která vychází především ze spektrálních charakteristik (Richards 1984), je SPCA zaměřena na analýzu variability daného jevu v čase a prostoru. Tato metoda využívá korelační matice $k \times i$, kde k představuje počet členů časové řady a i zvolený počet komponent. Matice byla sestavena na základě podílu kovariance a směrodatné odchylky. Jednotlivé hodnoty (loadings) vyjadřují stupeň korelace mezi původním snímkem a nově vytvořenou komponentou (Eastman a Fulk 1993).

Stejně tak jako u PCA, jsou i v případě SPCA definována nová transformovaná pásma, jež jsou orientována ve směru největší změny. Ve většině případů se tato statistická metoda využívá pouze pro analýzu jednoho pásma, tj. jednoho spojitého jevu, jakým může být např. vegetační index (Anyamba a Eastman 1996), vlhkost, teplota, kategorie krajinného pokryvu a pod. Standardizace zároveň napomáhá odstranění některých nežádoucích vlivů, jako je vliv atmosféry, nestejný osvit, či různý termín pořízení snímků. Toto má význam především při studiích, kde je hlavním předmětem zájmu vegetace a je nutno uvažovat rozdílné fenologické fáze.

Nově odvozené hlavní komponenty představují prostorové rozmístění daného jevu, tabulka, vyjadřující korelaci, pak údaje časové. Zároveň je v ní uvedena i celková variance pro danou komponentu. Pro zlepšení možností následné interpretace je nezbytné převedení tabulkových hodnot do grafické podoby. Vysoké kladné hodnoty na snímcích reprezentují území, která silně korelují s časovým rozložením v grafu, záporné hodnoty korelují s grafem

h) Multitemporální analýza smíšeného spektra (multi-temporal spectral mixture analysis)

Metoda založená na předpokladu, že obraz obsahuje několik přesně spektrálně definovaných povrchů. Předpokladem je lineární model, podle něhož odrazivost ostatních objektů je kombinací odrazivosti „standardizovaných“ povrchů a reálných

obráceným. První komponenta zobrazuje údaje o největších rozdílech mezi jednotlivými členy časové řady a bude s ní nejvíce korelovat většina snímků. Avšak předmětem zájmu není pouze sledování typického rozložení daného jevu, ale zároveň i sledování různých odchylek, náhodných jevů či periodicity. Proto jsou pro charakteristiku regionální variability, sezónních změn či jiných anomálií velmi významné i zbývající komponenty.

4 POSTUP PRÁCE, PŘEHLED POUŽITÝCH METOD, SOFTWARE, CHARAKTERISTIKA MODELOVÉHO ÚZEMÍ

4.1 Postup práce

S ohledem na stanovené cíle disertační práce byl stanoven následující postup zpracování multispektrálních družicových dat Landsat.

1. Předzpracování dat – tvorba výřezů zájmového území, radiometrické korekce, tvorba masek zájmových regionů.
2. Hodnocení krajinného pokryvu ve všech třech termínech. Klasifikace obrazu do čtyřech základní kategorie vodní plochy – les - nelesní vegetace – holé povrchy. Hodnocení přesnosti klasifikace. Tvorba masek kategorií krajinného pokryvu. Proměnlivost krajinného pokryvu.
3. Teplotní obrazy - 5 kategorií relativní teploty, hodnoceny 3 termíny
 - a. Pro celý obraz
 - b. Detailní teplotní obraz pro kategorie holé povrchy, nelesní vegetace, les
 - c. Regionální hodnocení teploty
4. Výpočet NDVI - 5 kategorií korelující s množstvím zelené biomasy, hodnoceny 3 termíny
 - a. Pro celý obraz
 - b. Detailní obraz pro kategorie holé povrchy, nelesní vegetace, les,
 - c. Regionální charakteristika
5. Transformace Tasseled Cap – využití komponenty WETNESS – 5 kategorií korelující s obsahem vlhkosti krajinného pokryvu, hodnoceny 3 termíny
 - a. Pro celý obraz
 - b. Detailní teplotní obraz pro kategorie holé plochy, nelesní vegetace, les
 - c. Regionální charakteristika vlhkosti krajinného pokryvu
6. Krosklasifikační maticové analýzy – stanovení vztahů mezi parametry
 - a. NDVI vs. teplota
 - b. WETNESS vs. teplota
7. Korelační analýza
 - a. Vliv nadmořské výšky (DEM) na teplotu

- b. NDVI a teplota
 - c. WETNESS a teplota
8. Hodnocení vodního stresu krajiny – navržený index wetness-biomass
 9. Navrzení metody pro hodnocení disipační schopnosti krajiny – kategorizace na sedm základních disipačních krajinných typů
 10. Analýza vývoje krajiny z hlediska vývoje její disipační schopnosti – detekce dlouhodobě stabilních a funkčních částí krajiny vs. území s dlouhodobě sníženou funkční hodnotou

Výsledky zpracování, detailní postupy a hodnocení jsou okomentovány v příslušných kapitolách. Výstupy, dostupné na přiloženém CD, představují satelitní mapy ve formátu GeoTIFF (souřadný systém S-JTSK), použitelné jako vrstvy GIS. Výsledky jsou rovněž znázorněny grafy.

4.2 Charakteristika modelového území

Jako modelové území byla vybrána poměrně rozsáhlá oblast, zahrnující nejen území České republiky, ale částečně i území Spolkové republiky Německo (**Obr. 10**). Výběr byl zvolen s ohledem na co možná nejvyšší heterogenitu krajiny. Analyzované území tak integruje velice odlišné regiony, a to z několika hledisek:

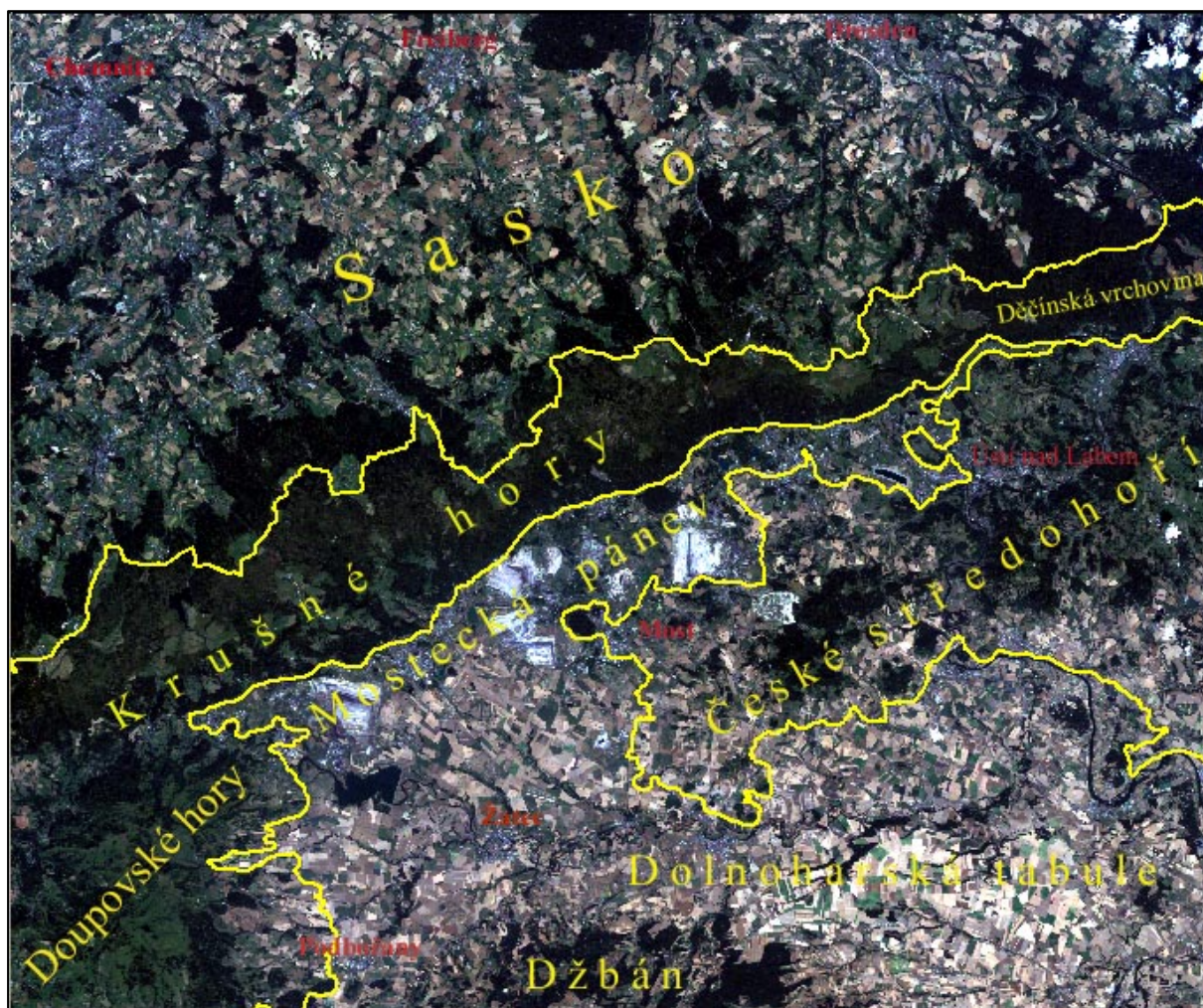
1. rozdílné zastoupení základních kategorií krajinného pokryvu – lesní vegetace, nelesní vegetace, holých povrchů, i vodních ploch
2. území je tvořeno odlišnými fyzickogeografickými regiony
3. velmi odlišný způsob využití území – vysoce intenzivní zemědělství (Dolnooharská tabule), průmyslové oblasti, povrchová těžba hnědého uhlí, rekultivovaná území (podkrušnohorské pánve), zemědělská malovýroba (Sasko), oblast s omezenou přístupností - vojenský výcvikový prostor (Doupovské hory) chráněné krajinné oblasti (České středohoří, Labské pískovce, Saské Švýcarsko), národní parky (České a Saské Švýcarsko), sídelní jednotky
4. odlišný historický, kulturní i socioekonomický vývoj

Všechna tato hlediska se v různé míře uplatňují na fungování krajinného systému. Na jednom hodnoceném území je tedy možno porovnávat krajinné typy s extrémní antropogenní zátěží, na straně druhé pak relativně přírodní území, na nichž jsou různé hospodářské aktivity omezeny. Z důvodu vysoké heterogenity a odlišnosti jednotlivých regionů, bylo pro některé

případy komparativního hodnocení, celé území rozděleno na homogennější celky. Hlavním kritériem byl převažující způsob hospodářského využití daného území, který je však do jisté míry determinován fyzickogeografickými podmínkami. Regiony byly proto vymezeny na základě geomorfologického členění, jenž danému účelu relativně vyhovuje.

Modelové území zaujímá 8722 km² a je přibližně vymezeno linií Chemnitz – Freiberg – Dresden – Neustadt in Sachsen – Děčín – Štětí – Kralupy nad Vltavou – Slaný – Podbořany – Doupovské hory – Ostrov nad Ohří – Loučná pod Klínovcem – Chemnitz.

Obr. 10 Zájmové území ve viditelné části spektra. RGB syntéza kanálů TM3-TM2-TM1



Region Krušné hory

K regionu Krušné hory byly dále přiřčeny Doupovské hory, Děčínská vrchovina a nepatrná část Šluknovské pahorkatiny.

Krušné hory (**obr. 11 a 12**) představují souvislý horský masiv na hranicích se Spolkovou republikou Německo. Jsou komplexem metamorfovaných, většinou prekambriických, hornin

magmatického nebo sedimentárního původu. Na přelomu paleogénu a neogénu došlo podle zlomových linií k rozsáhlé vulkanické činnosti a výzdvihu celé oblasti. Severozápadně ukloněná kra s plochými vrcholovými partiemi, které zpestřují osamělé vulkanické vrcholy a četná rašeliniště, je tak výrazným třetihorním zlomem oddělena od pánevní oblasti. Rozsáhlé lesní komplexy v této oblasti se však díky masivnímu spalování nekvalitního hnědého uhlí staly synonymem ekologické katastrofy. Potřeby rozvíjející se průmyslové výroby v podhůří Krušných hor vyvolaly již v minulých stoletích masivní těžbu dřeva a s ní spojenou

Obr. 11 Zlomový svah Krušných hor. Pohled na Bouřňák (869 m.n.n) a tři větrné elektrárny



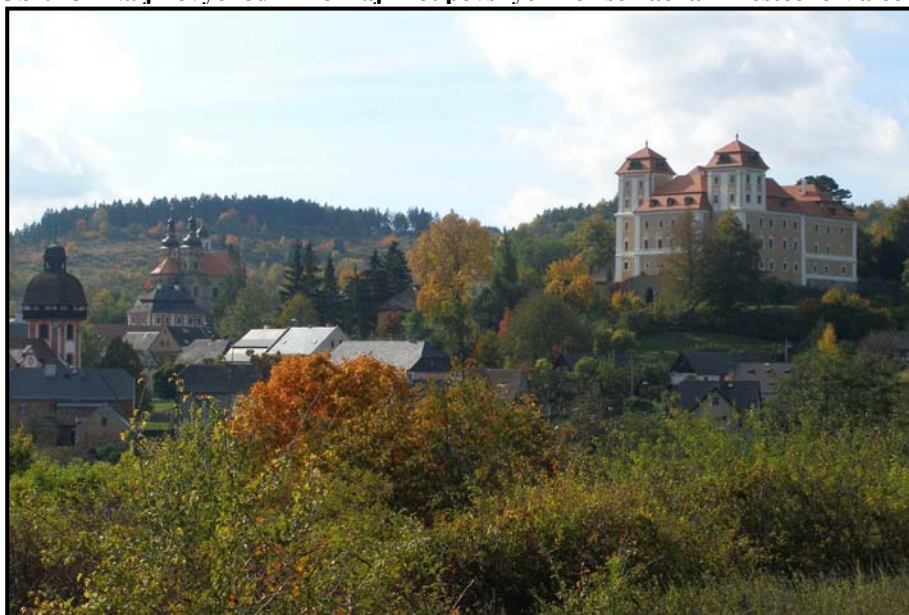
transformaci původní pestré druhové skladby dřevin ve prospěch smrkových monokultur zejména v hřebenových partiích. Po odsíření elektráren a zavedení dalších ekologických opatření v 90. letech se situace sice prudce zlepšila, ale stopy po vysokém imisním zatížení budou patrné ještě desítky let. Průmyslovými imisemi byla nejvíce zasažena střední a východní část Krušných hor, zatímco západní část zůstala nejhroší devastace ušetřena. Krušné hory byly však známé svým bohatstvím rud, již od středověku patřily k nejhustěji osídleným středoevropským pohořím. Struktura osídlení se zde vyvinula v závislosti na těžbě wolframových a železných rud, dále stříbra, mědi, cínu, arzenu, slídy, uranu i polodrahokamů. Těžba zde probíhala až do roku 1945 (mimo uranu), tj. do nuceného odsunu německého obyvatelstva, kdy zároveň zaniklo drobné osídlení tohoto regionu. Z výše uvedených důvodů je v regionu minimální podíl zemědělsky využívaného území, nelesní vegetaci představují většinou trvalé travní porosty.

Obr. 12 Plochá vrcholová část Krušných hor východně od Klínovce



Doupovské hory jsou rozsáhlou, převážně zalesněnou hornatinou sopečného původu, vyplňující severovýchodní část Karlovarského kraje především na pravém břehu Ohře. Jedná se o kalderu o průměru cca 30 kilometrů, se zachovalými třetihorními čedičovými lávovými

Obr. 13 Na jihovýchodním okraji Doupovských hor se nachází městečko Valeč



proudy. Z větší části jsou zalesněny smrkovými a smíšenými porosty, centrální část je travnatá s rozptýlenými keřovými společenstvy. Do roku 1945 byl kraj poměrně hustě osídlen. Po odsunu převážně německého obyvatelstva došlo k dosídlení českým obyvatelstvem, avšak již roku od roku 1953 zde byl zřízen vojenský výcvikový prostor Hradiště (zánik 71 obcí). Díky tomu je celé území poměrně zachovalou krajinou, s cennými přírodními společenstvy, bez osídlení.

Pro oblast **Děčínské vrchoviny** je typický především velkoplošně vyvinutý pískovcový

fenomén unikátních skalních měst, s kaňonovitými údolími řeky Labe, Kamenice a Křinice. Ojedinele se zde nacházejí i prvky sopečného reliéfu. I přes vysokou míru zalesnění výrazný podíl připadá i na harmonickou kulturní krajinu s kulturními lesy, zemědělskou půdou, množstvím lidských sídel, s četnými památkami lidové i sakrální architektury. Z těchto důvodů má území status národního parku (České Švýcarsko) a CHKO (Labské pískovce). Spolu s národním parkem Saské Švýcarsko je celá tato oblast v Evropě známá v první řadě jako významná turistická oblast, a to již od konce 18. století. Ačkoli lesní porosty zaujímají poměrně významný podíl, jejich skladba je velmi vzdálená přirozenému stavu (původně převažoval buk, jedle, dnes borovice smrk). S jejich intenzivním hospodářským využitím se začalo již ve středověku, a to v souvislosti s rozvojem sklářské, uhlířské a smolárenské výroby.

Region Podkrušnohoří

Oblast podkrušnohorské **Mostecké pánve** představuje relikv třetihorní sedimentární pánve, jež vznikla během poklesů, vyvolaných alpskou orogenezí. Je tvořena převážně mělkými neogenními sedimenty, s četnými hnědouhelnými slojemi, které jsou uloženy v hloubce až přes 100 m a dosahují mocnosti 25 - 45 m. Tyto uhelné sloje vznikly na většině území pánve z vrstev rašeliny, pouze v místech ústí řek byly uloženy pískovo-jílové sedimenty. Pánev má rovinatý povrch rozčleněný erozí vodních toků. Následující charakteristika byla převzata ze stránek Ústeckého kraje.

**Obr. 14 Průmyslová krajina v okolí
Prunéřova**



„Mostecká pánev je zdrojem rozsáhlých zásob hnědého uhlí a doprovodných surovin (např. keramických jíílů, cihlářských surovin, slévárenských písků, oxihumolitů, kaolinu apod.). Představuje tak palivo-energetickou základnu ČR. Exploatace nerostných surovin, především plošně mimořádně rozsáhlá povrchová těžba hnědého uhlí, vedly k současné všestranné devastaci rozsáhlých segmentů krajiny, k obrovským ztrátám původní, často velmi úrodné zemědělské půdy, k likvidaci lesních porostů a strukturální zeleně v krajině a v neposlední řadě k faktické likvidaci sídelní struktury v zasaženém území. Byla zásadně zredukována původní poměrně hustá síť zemědělských vesnic a původních zejména textilních, dřevozpracujících, strojírenských a sklářských městeček. V průběhu let 1945-2006 zaniklo přes sto vesnic, včetně města Most. Na místo nich došlo k rozvoji měst s hutním, těžkým strojírenským a chemickým průmyslem,

s energetickým strojírenstvím a výrobou elektrické energie a tepla (elektrárny Tušimice, pruněřov, Bílina), s průmyslem stavebních hmot.,,

Obr. 15 Pohled na město Duchcov z areálu dolu Nový Pokrok. V pozadí České Středoohoří.



Nejhlubší částí pánve je tzv. centrální oblast mezi městy Bílina, Duchcov (**Obr. 15**), Osek a obcemi Braňany, Ledvice Mariánské Radčice a Lom. V současné době je uhelná sloj těžena pěti povrchovými lomy. Nejhlubší je lom Bílina (200m), jehož těžba by měla skončit v roce 2035, popř. 2045-2047, nejrozsáhlejším důl Libouš (5km dlouhá

porubní fronta). Po útlumu těžební činnosti na mnoha místech proběhly a stále probíhají rekultivace – lesnické (přeměna na smíšený les), zemědělské (přeměna na ornou půdu, trvalé travní porosty, vinice), vodohospodářské (přeměna dolů na vodní nádrž) a ostatní (sportovní letiště, golfová, fotbalová hřiště atd...). Prozatím nebyla zahrnuta stavba sídel. Rekultivace krajiny poškozené těžbou trvá přibližně 50 let. Údaje byly čerpány z internetových stránek Severočeské doly a.s. (<http://www.sdas.cz>)

Dolnooharská tabule má ráz ploché pahorkatiny, s převahou svrchnokřídových slínovců a písčitéch slínovců. Území má převážně erozně-denudační reliéf, projevíly se zde různě intenzivní neotektonické pohyby. Na zlomové linie jsou vázány příkré svahy, ohraničující rozsáhlé denudační plošiny (Džbán). V okolí Labe je charakter spíše rovinný, akumulárního rázu, s četnými říčními terasami. Třetihorní vulkanity zpestřují jinak jednotvárný reliéf. K nejvýraznějším tvarům patří čedičové kupy (Říp, Hazmburk). Celé území je velmi intenzivně zemědělsky využíváno. Převládá pěstování chmele, zeleniny, obilovin, rozvinuto je i ovocnářství. Kromě oblasti Džbánu zde nejsou přítomné rozsáhlejší lesní komplexy, převažují spíše liniová porosty v okolí vodních toků (Ohře, Blšanka, Chomutovka). Oproti regionu Mostecké pánve je charakteristické nižší zastoupení průmyslu a výrazně vyšší počet menších venkovských sídel (**Obr. 17**).

Obr.16 Vodní nádrž Nechanice je největší vodní plochou v regionu. V pozadí tepelná elektrárna Tušimice



Obr. 17 Důsledky odsunu německého obyvatelstva z žateckého regionu se projevují dodnes. Řada venkovských sídel je téměř opuštěna.



Region České středohoří

Vznik Českého středohoří (**Obr. 18**) je výsledkem třetihorní vulkanické činnosti a následných erozně – denudačních procesů. Ze tří čtvrtin je budováno čedičovými horninami, dále trachyty a andezity. Ráz krajiny určují četné kupy, vypreparované sopouchy a další vulkanické tvary, směrem k severovýchodu přecházející do zvlněná plošina na destruovaných lávových příkrovech. České středohoří bylo již od středověku poměrně hustě osídleno a kultivováno. Vyvinula se zde harmonicky utvářená krajina, se svérázným vulkanickým reliéfem, protkaná pestrou mozaikou ovocných sadů, množstvím drobných sídel s lidovou zástavbou a četnými historickými památkami. Ovocnářství stalo se postupně stalo charakteristickým rysem krajinného rázu celého území. Významná jsou však i stepní společenstva. Lesnatost území je menší než 30 %, přičemž porosty bývají mozaikovitě rozdrobeny do menších ploch. Velké lesní komplexy chybějí. V původním složení převažovaly dubohabrové háje, květnaté bučiny, subxerofilní a acidofilní doubravy. Dnešní porosty si zachovaly do jisté míry přirozenou druhovou skladbu, která uchránila České středohoří před ničujícím účinkem imisního zatížení. K tomuto regionu byla přičleněna i malá část Ralské pahorkatiny.

Region Sasko

Území náleží ke spolkové zemi Freistaat Sachsen. Převážnou část tohoto regionu zaujímají Krušné hory (Erzgebirge), které však pozvolně přecházejí do rovinatějších oblastí podhůří. Vývoj regionu byl v minulosti těsně spjat s vývojem na české straně. Bohatství, těžba a zpracování rud, již ve středověku vytvořily z Krušných hor velmi hustě zalidněnou a

prosperující oblast na obou stranách hranice. Těžba zde však probíhala až do začátku devadesátých let. Od Drážďan po Pirnu, v jejímž okolí nalezneme nejseverněji položené vinice v Evropě, je krajina utvářena Labskou rovinou. Ve směru k české hranici však přechází v pískovcovou skalní oblast Saského Švýcarska, navazující na jeho českou část.

Sasko bylo spíše průmyslovým regionem (těžba rud, dřeva, automobilový průmysl...), proto zde zemědělství nemělo výraznější zastoupení. Průmysl byl koncentrován především do

Obr. 18 Pohled na východní část Českého středohoří



měst Chemnitz, Drážďany a Pirna. Na české straně byly Krušné hory a Podkrušnohoří synonymem ekologické katastrofy, nejhorší možné životní prostředí a místa se značnými problémy k trvalému a perspektivnímu životu. Německá strana nebyla natolik postižena problémy s nedostatečným a problematickým dosídlením,

nadměrnou exploatací surovin, zemědělskou socialistickou velkovýrobou, ale ani masivnímu poškozování lesů

4.3 Použitá data

Družicová data

Pro analýzu a hodnocení disipačních funkcí krajiny, bylo nutné vybrat multispektrální družicová data, která by splňovala následující požadavky:

- relativně vysoké prostorové rozlišení, s co nejširším záběrem snímaného území
- spektrální rozlišení umožňující hodnocení vegetace, vlhkosti a především teploty
- možnost retrospektivního hodnocení vývoje

Výše uvedeným požadavkům nejvíce vyhovuje družicový systém Landsat.

Landsat představuje od 70. let 20. století jeden z nejdůležitějších zdrojů informací o

Tabulka 1
Charakteristiky družice Landsat 5

Datum vypuštění	1.3.1984
Typ orbitální dráhy	heliosynchronní, sub-polární
Inklinace dráhy	98,2°
Průměrná výška letu	705 km
Doba oběhu	99 minut
Orbitální cyklus	16 dní
Snímané území	81°s.š. - 81°j.š.
Velikost snímaného území	185 x 175 km
Přechod rovníku	9:42 místního času

přírodních zdrojích, a všechny její parametry (**Tabulka 1**) víceméně splňují výše uvedené požadavky. Družice Landsat 5, nesoucí mechanooptický multispektrální skener Thematic Mapper (TM) má parametry, uvedené v **tabulce 2**.

Tabulka 2
Charakteristiky senzoru Thematic Mapper

Radiometrické rozlišení		8 bit
Pásmo	Interval vlnové délky (μm)	Prostorová rozlišovací schopnost (m)
Band 1	0.45 - 0.52	30
Band 2	0.52 - 0.60	30
Band 3	0.63 - 0.69	30
Band 4	0.76 - 0.90	30
Band 5	1.55 - 1.75	30
Band 6	10.40 - 12.50	120
Band 7	2.08 - 2.35	30

Celé zájmové území se nachází na scéně 192-025.

Pro účely zpracování disertační práce byly zapůjčeny tři scény společností ENKI, o.p.s. Třeboň. Konkrétně se jedná o vstupní data Landsat TM z 5.května 1986, 1.července 1995 a 10.srpna 2004. Tato časová řada byla použita z důvodu stejného devítiletého časového odstupu mezi jednotlivými hodnocenými termíny. Její částečnou nevýhodou je nestejný termín pořízení

(měsíc), což do jisté míry limituje interpretace mezitermínových změn. Na druhou stranu však umožňuje hodnotit změny krajiny v průběhu roku, v různých fázích vegetačního období. Výhody a nevýhody jednotlivých pořizovacích termínů jsou diskutovány v kapitole 5.1 „Hodnocení krajinného pokryvu“. Výběr dat byl dále omezen na bezoblačné scény, jejichž pořízení v našich zeměpisných šířkách bývá rovněž problémové. Tento faktor tedy ve velké míře determinuje možnosti výběru datových podkladů.

Doplňková data

Pro potřeby doplňkových interpretačních informací o reliéfu a nadmořské výšce byl využit satelitní digitální model reliéfu SRTM – 90, zakoupený společností ENKI, o.p.s. Třeboň. Maximální vertikální chyba tohoto modelu je udávána 16 m. Verifikací některých lokalit (vrcholy, lomy, atd.) o známé nadmořské výšce však byla zjištěna chyba do 5 metrů.

Dalším doplňkovým datovým zdrojem dat byly vektorové vrstvy (S-JTSK) geomorfologických celků, použité pro vymezení zájmových podoblastí.

Poměrně dobrým datovým zdrojem, umožňující nejen přehlednou a detailní orientaci v

zájmovém území, ale zároveň i určité verifikační kroky, byly letecké snímky poskytnuté firmou Geodis Brno, s.r.o. na serveru www.mapy.cz.

4.4 Software

Pro zpracování multispektrálních družicových dat bylo použito prostředí tří softwarů - ENVI 4.3. , IDRISI Andes 15.01. a MultiSpec 3.1..

Většina zpracovatelských kroků byla provedena v prostředí ENVI 4.3. (Environment for Visualizing Images). Tento software představuje nástroj pro vizualizaci a analýzu digitálních rastrových i vektorových dat. Jednotlivé nástroje umožňují předzpracování dat (radiometrické a geometrické korekce), transformace obrazu, klasifikace, zvýraznění, spektrální analýzy, topografické modelování a analýzy terénu, práci s různými typy multispektrálních, hyperspektrálních i radarových dat apod.

V softwaru ENVI 4.3. byly provedeny atmosférické korekce (modul FLAASH), výřezy zájmového území z celých družicových scén 192-025, transformace Tasseled Cap, výpočty vegetačního indexu NDVI a vodního statusu, hustotní řezy, tvorba a aplikace masek, analýzy histogramu, převzorkování a tvorba stínovaného modelu reliéfu.

IDRISI Andes 15.01 představuje nástroj pro zpracování rastrových i vektorových dat. Software se skládá z více než 250 modulů, umožňující nejen klasické GIS analýzy (database query, mathematical, distance, context operators, statistical, decision, surface analyses, atd.) a zpracování družicových dat (image restoration, enhancement, transformation, classification, atd.), ale zároveň i různé typy environmentálního modelování. Příkladem může být analýza časových řad (time series analysis), modelování srážkoodtokových, erozních a sedimentačních procesů, multikritériová modelování, predikce a simulace vývoje různých environmentálních jevů, atd.

Pro účely disertační práce byla využita především krosklasifikační analýza a multikritériová hodnocení modulu CROSSTAB. Tento modul umožňuje porovnávání dvou až tří typů kategorických proměnných (tzn. i dvou až třech snímků). Výsledná matice (číselné vyjádření výsledků) a obraz znázorňují příslušnost jednotlivých pixelů ke sledovaným kategoriím. Výsledek je možné dále překlasifikovat do dalších významových kategorií (modul RECLASS). Tyto operace byly využity především pro analýzu vztahů jednotlivých parametrů (teplota – množství zelené biomasy – vlhkost), diagnostiku teplotně- vlhkostního stresu krajiny a jeho vývoje. Pro určení korelace mezi vybranými parametry byl využit modul

REGRESS.

Freewarový MultiSpec 3.1. je nástroj, vyvinutý na Purdue University (Indiana, USA). Jeho velkou předností je, kromě poměrně rozsáhlých možností zpracování dat dálkového průzkumu, jednoduchá, interaktivní vizualizace obrazů. Z těchto důvodů byl využíván především při interpretaci výsledků. Dále zde byly provedeny všechny multispektrální klasifikace a rekódování tematických obrazů.

4.5 Přehled použitých metod digitálního zpracování obrazu

Tato kapitola je souhrnnou a obecnou charakteristikou použitých metod digitálního zpracování obrazu. Za účelem větší přehlednosti, jsou jednotlivé postupy zpracování a tvorby výstupních obrazů detailněji popsány v kapitolách, věnovaných hodnoceným parametrům. Při popisu jednotlivých obecných zpracovatelských postupů a metod dálkového průzkumu Země odkazují na odbornou literaturu. Při digitálním zpracování obrazu a jeho analýze byly využity následující metody a postup zpracování:

4.5.1 Předzpracování obrazů

Předzpracování obrazů slouží k odstranění řady vlivů, které snižují kvalitu obrazu a zkreslují pořízená data. Tyto vlivy mohou být způsobeny vlastním senzorem, či vlivy okolního prostředí.

4.5.1.1 Radiometrické korekce

Cílem radiometrických korekcí je upravit naměřené hodnoty v obraze tak, aby odpovídaly hodnotám skutečným. Jejich modifikaci většinou způsobuje atmosféra, a to procesy pohlcováním a rozptylu. Pomocí numerických modelů, které do určité míry modelují tyto vlivy, je možné naměřené hodnoty DN korigovat. K nejpoužívanějším patří modely MODTRAN či LOWTRAN, které jsou v závislosti na použitém softwaru, součástí různých modulů, sloužící k atmosférickým korekcím.

Pro provedení atmosférických korekcí byl použit modul FLAASH softwaru ENVI 4.3.. Model zohledňuje dobu pořízení snímku, geografickou polohu, typ senzoru. Dále umožňuje nastavení atmosférického a aerosolového modelu, včetně definování některých meteorologických prvků. Jednou z jeho velkých nevýhod je nemožnost odstranění

atmosférických efektů jako zákalu či kouřma a kalibrace s digitálním modelem reliéfu. Rovněž nelze ze snímků odstranit stíny způsobené oblačností. V dnešní době sice existují moduly, jež dokáží odstranit i tyto jevy (např. ATCOR – IDL), avšak jejich pořizovací cena je poměrně vysoká.

Vzhledem k limitům uvedeného modulu, byly rovněž vyzkoušeny i jiné postupy, pro odstranění zákalu ze scény z roku 1986.

Transformace TasseledCap rovněž nedokázala eliminovat zákal ve scéně z roku 1986, a to i přes provedené úpravy snímku pomocí čtvrté komponenty Haze (1. 20), která obsahuje informace o atmosférických vlivech.

$$HAZE = 0,84610TM1 - 0,70310TM2 - 0,46400TM3 - 0,00320TM4 - 0,04920TM5 - 0,01190TM7 \quad (1. 20)$$

Dalším postupem, který byl aplikován na scénu 1986, za účelem odstranění zákalu, byla inverzní metoda hlavních komponent. Klasická analýza hlavních komponent (PCA - Principal Component Analysis) je statistickou metodou, sloužící k zvýraznění multispektrálního obrazu. Její podstata spočívá ve snížení původního počtu spektrálních pásem a odstranění korelace mezi nimi, aniž by došlo ke ztrátě informací. Hodnoty hlavních komponent (nově vytvořených pásem) jsou definovány jako lineární kombinace pásem původních. Většina informace z multispektrálního obrazu bývá soustředěna do prvních tří komponent. První komponenta je většinou nositelem informace o topografii, další pak poskytují informace o vlhkosti, minerálním složením apod., a to v závislosti na charakteru hodnoceného území. Se zvyšováním pořadového čísla komponentového obrazu se postupně snižuje množství obsažené informace a zvyšuje zvýraznění šumových prvků. Jedná se tedy o nástroj typu „scene-wise“, jehož použití a dosažené výsledky jsou ovlivněny konkrétním územím, které je analyzováno.

Tabulka 3 Koefficienty pro výpočet hlavních komponent

Komponenty	PCA1	PCA2	PCA3	PCA4	PCA5	PCA6	PCA7
% var.	62.112176	31.542417	3.029521	2.188040	0.707593	0.342476	0.077786
eigenval	914.425742	464.372687	44.601108	32.212692	10.417297	5.041982	1.145174
eigvec.1 TM1	0.245480	-0.176081	0.657261	0.030724	-0.422205	-0.507820	-0.199150
eigvec.2 TM2	0.183121	-0.089722	0.338124	-0.040246	-0.001045	0.204813	0.894718
eigvec.3 TM3	0.267293	-0.252202	0.401448	-0.118322	0.229561	0.693318	-0.395474
eigvec.4 TM4	0.418041	0.866093	0.164458	0.088641	0.192649	-0.019735	-0.052129
eigvec.5 TM5	0.692862	-0.117493	-0.499477	-0.133975	-0.474848	0.115004	0.002262
eigvec.6 TM6	0.090626	-0.124430	-0.041899	0.978579	-0.038934	0.124159	0.000359
eigvec.7 TM7	0.414406	-0.343417	-0.119329	-0.003523	0.710587	-0.436405	0.026413

Předpokládejme, že většina informací z původního obrazu bude obsažena v prvních dvou až třech komponentách, v ostatních komponentách je zahrnut především „obrazový šum“ (bitové chyby, páskování, atmosférické vlivy, atd.) Inverzní metoda hlavních komponent umožňuje získat původní pásma multispektrálního obrazu, avšak bez těchto radiometrických chyb. Při výpočtu hlavních komponent je důležité získat koeficienty jednotlivých komponent (**Tabulka 3**), z nichž je možno lineární kombinací následně sestavit původní pásma. V případě Landsatu 5 byl zadán výpočet sedmi komponent.

Inverzní metodou hlavních komponent lze původní pásma získat výpočtem (1. 21):

$$\begin{aligned} TM1 &= (PCA1*0,24548) + (PCA2* -0.176081) \\ TM2 &= (PCA1*0.183121) + (PCA2* -0.089722) \\ &\text{Analogicky } TM3 - TM7 \end{aligned} \quad (1. 21)$$

Empiricky bylo zjištěno, že pro účely odstranění zákalu a bitových chyb ze scény 192-025 z 5.5. 1986 lze použít pouze první dvě komponenty. Zahrnutí komponenty PCA3 již radiometrické chyby ze snímku neodstranilo. Zobrazení výsledného transformovaného obrazu sice ukázalo, že radiometrické chyby byly odstraněny, nezahrnutí komponenty PCA3 však vedlo k určité ztrátě informací. Vzhledem k tomu, že atmosférické vlivy jsou v porovnání s ostatními efekty (např. vliv výšky Slunce) poměrně malé, ve většině aplikací je lze zanedbat (Dobrovolný 1998). Zvláště v případech, pokud cílem zpracování není získání absolutních hodnot, ale hodnot relativních, sloužících především pro komparativní analýzy a vyjádření. Z těchto důvodů bylo následující zpracování a analýzy provedeny na snímku, bez odstraněného zákalu.

4.5.1.2 Geometrické korekce

Geometrické korekce slouží k odstranění polohových nepřesností v obraze. Jejich účelem je, aby poloha objektů na snímku odpovídala jejich poloze na zemském povrchu. Tyto nepřesnosti vyplývají z kolísání výšky a rychlosti pohybu nosiče, nadmořské výšky, zakřivení zemského povrchu, apod. Významnou součástí těchto korekcí je příprava snímku za účelem jeho využití jako satelitní mapy. Z tohoto důvodu je nutné provést tzv. geokódování. Geokódování je proces rektifikace (obecný proces transformace všech pixelů z jednoho souřadného systému do druhého), při němž jsou data transformována do určité kartografické projekce. Každému pixelu v obraze jsou tak přiřazeny mapové souřadnice (Dobrovolný 1998).

Datové podklady pro disertační práci byly získány již jako geokódované, a to do souřadného systému S-JTSK, s metodou převzorkování nearest neighbour. Tato metoda

zachovává původní naměřené radiometrické hodnoty pixelů, je však nejméně geometricky přesná. Poloha pixelů může být posunuta až o polovinu pixelu (v případě Landsatu o 15 metrů). Pokud účelem práce jsou různé environmentální analýzy a klasifikace obrazu, je nezbytné použít tuto metodu převzorkování.

Při přípravě dat bylo dále nutno upravit digitální model terénu SRTM-90. Tento model s rozlišovací schopností 90 metrů (souřadný systém UTM – WGS-84) byl převzorkován metodou nearest neighbour do souřadného systému S-JTSK na velikost pixelu 30 x 30 metrů.

4.5.2 Tvorba výřezů zájmového území

Subjektivní výběr zájmového území byl proveden nejprve ve scéně z roku 1986 tak, aby ve výřezu byly zahrnuty různé krajinné typy a heterogenita území byla co nejvyšší. Vzhledem k tomu, že družicová data byla již geokódovaná, bylo možno pro stanovení výběru v ostatních scénách použít metodou stejného výřezu, a to v prostředí softwaru ENVI 4.3.

Byly zhotoveny tři pravoúhlé výřezy zájmového území 2841 x 3411 pixelů (lines x columns) ze scény Landsat 192-025, v souřadném systému S-JTSK. Přesné vymezení území souřadnicemi systému S-JTSK je následující:

Levý horní roh X= -842253 a Y = -936572

Pravý horní roh X = -739930 a Y = -936572

Levý dolní roh X = -842253 a Y = -1021802

Pravý dolní roh X = -739930 Y = -1021802

Vybrané termíny byly pořízeny 5.května 1986, 1.července 1995 a 10.srpna 2004.

4.5.3 Tvorba masek vybraných regionů

Maska představuje binární obraz s hodnotami 0 (background) a 1 (zájmové území). Pro jednotlivé regiony (Krušné hory, Region Podkrušnohoří, Sasko a České středohoří) byly masky zájmového území vytvořeny v prostředí ENVI 4.3., a to na základě podkladu vektorových vrstev geomorfologického členění České republiky. Region Krušné hory zahrnul části celků Doupovské a Krušné hory, Děčínská vrchovina a Šluknovská pahorkatina. Region Podkrušnohoří zahrnuje celek Mostecká pánev a Dolnooharská tabule a Džbán. K celku České středohoří byla přičleněna i napatrná část Ralské pahorkatiny. Zbytek zájmového území, za hranicemi České republiky byl vyčleněn jako region Sasko.

4.5.4 Extrahování tématické informace – klasifikace obrazu

Klasifikace obrazu představuje postup, jehož cílem je extrahování určité tématické informace, tzn. identifikace jednotlivých povrchů či objektů. Klasifikátory (rozhodovací pravidla) představují skupinu různých vícerozměrných statistických metod, založených nejen na spektrálním chování objektů, ale i na jejich prostorových a geometrických vlastnostech. Podle těchto pravidel lze původní prvky obrazu zařadit do určitých informačních tříd, které jsou, v závislosti na zaměření projektu, předem definovány.

K dosažení výsledku však nelze stanovit obecně platný postup. V závislosti na zeměpisné poloze, fyzickogeografických podmínkách studovaného území, době pořízení snímku, účelu projektu, se budou lišit i použité algoritmy a metody (Jensen 1986, Lillesand a Kiefer 2000, Dobrovolný 1998).

a) Neřízená klasifikace

Neřízená klasifikace zahrnuje postupy, které pixely agregují do skupin, a to na základě jejich tendence vytvářet shluky ve vícerozměrném prostoru. K rozlišení shluků v multispektrálním příznakovém prostoru se používá metody shlukové analýzy. Vymezené třídy jsou třídami spektrálními, ke kterým je druhotně uživatelem přiřazován informační obsah. V závislosti na vhodnosti stanovených parametrů (definování počtu tříd a jejich velikosti, vhodné kanály), lze rozeznat některé stavové detaily, které nejsou v případě definování trénovacích ploch na první pohled patrné. Na druhé straně však tyto detaily nemusí mít pro zpracovatele žádný význam a jednotlivé třídy mohou zahrnovat i velmi odlišné kategorie (Dobrovolný 1998). Pro účely této práce byl použit shlukovací algoritmus ISODATA (Jensen 1986).⁷

b) Řízená klasifikace

Cílem první fáze je řízené klasifikace je definování tzv. trénovacích ploch na jejichž výběru závisí úspěšnost a přesnost celé klasifikace. Základní princip spočívá v numerické i grafické specifikaci dané třídy, neboli v tzv. vymezení statistických charakteristik spektrálních příznaků (signatur). Tyto signatury obsahují statistické údaje jako jsou průměrná, minimální i maximální hodnota, rozptyl, či kovarianční matice. Při výběru trénovacích ploch je vhodná alespoň částečná znalost zájmového území, popřípadě je dobré mít k dispozici další podkladové materiály (letecké snímky, topografické mapy apod.). Jejich vymezení v obraze, by mělo brát v úvahu následující pravidla a parametry:

- hledané třídy charakterizovat komplexně

⁷ Další vydání z roku 1996 a 2006.

- reprezentativní výběr částí obrazu, které jsou pro danou třídu typické
- dostatečný počet pixelů v trénovací ploše je obecně daný vztahem $N+1$ (N – počet klasifikovaných spektrálních pásem), v praxi se však spíše používá vztah $10N - 100N$ pixelů
- homogenita vybraných trénovacích ploch je dána gaussovským rozložením pixelů
- eliminace okrajových částí plochy – nebezpečí zahrnutí tzv. mixelů; minimální limit pro výběr plochy je stanoven na 3×3 pixely (jako trénovací plochy proto nelze vybrat liniové prvky obrazu)

Pro hodnocení „kvality“ výběru trénovacích ploch existuje celá řada grafických i numerických metod, které dovolují posoudit zda jsou jednotlivé třídy správně statisticky definovány a zda se rovněž vzájemně dostatečně odlišují. Možnosti využití těchto metod jsou většinou determinovány typem použitého softwaru. K nejvíce používaným náleží grafické metody histogramů, spektrogramů, graf korelačního pole, mezi numerické metody pak divergence.

Při klasifikaci krajinného pokryvu byly použity tyto klasifikátory:

Klasifikátor Maximum Likelihood

Tento klasifikátor vychází z předpokladu gaussovského rozložení pixelů v trénovacích plochách. Kvantitativně hodnotí rozptyl hodnot, korelaci a kovarianci každé třídy při zařazování jednotlivých pixelů. Pro každý shluk z tzv. průměrového vektoru a kovariační matrici (popisuje míru variability každé třídy), lze sestavit frekvenční funkci normálního rozdělení. Podle ní se následovně určuje pravděpodobnost příslušnosti pixelů do vymezených tříd. Tento klasifikátor je velmi citlivý na kvalitu trénovacích dat, početně poměrně náročný, avšak dosahuje jedny z nejlepších výsledků (Dobrovolný 1998).

Na podobném principu je založen i *Fisher Linear Likelihood* klasifikátor. Rozdíl oproti výše uvedenému spočívá v kovariační matrici, která je v tomto případě pro všechny třídy společná.

ECHO klasifikátor

ECHO klasifikátor patří do skupiny prostorově-spektrálních klasifikátorů, zohledňující nejen spektrální, ale i prostorové charakteristiky. Algoritmus probíhá dvoufázově – v první fázi dochází k segmentaci obrazu, při níž je obraz rozčleněn do statisticky homogenních celků. Druhá fáze je založena opět na spektrálním chování pixelů, přičemž klasifikaci lze provádět buď algoritmem Maximum Likelihood nebo Fisher Linear Likelihood. Oproti per-

pixel klasifikátorům, je tento přesnější. Je však citlivý na nedostatečně natrénované třídy. Přesnost může negativně ovlivnit i příliš přísně stanovený práh homogenity a připojení, či nevhodné nastavení velikosti buňky.

4.5.4.1 Hodnocení přesnosti klasifikace

Hodnocení přesnosti klasifikace bylo provedeno na základě chybové matice, v níž byly porovnávány kategorie klasifikovaného obrazu s referenčními daty (řádky matice). Jako referenční data byly vybrány v multispektrálním obrazu testovací plochy o známých charakteristikách. Sloupce matice tvoří výsledné kategorie klasifikace, včetně třídy nevyklasifikovaných pixelů. Počty pixelů mimo hlavní diagonálu představují chyby v klasifikaci. Chyby ve sloupcích jsou důsledkem nesprávného zařazení pixelů, chyby z opomenutí (vynechání), jsou obsaženy v řádcích matice. Určí se jako podíl součtu všech pixelů mimo hlavní diagonálu ve sloupcích (řádcích) a součtu všech pixelů dané třídy. Další charakteristiky, jež lze z chybové matice určit jsou:

- přesnost z hlediska zpracovatele – podíl mezi počtem správně klasifikovaných pixelů (hodnota na hlavní diagonále) a celkovým počtem pixelů v řádce pro danou třídu
- přesnost z hlediska uživatele - podíl mezi počtem správně klasifikovaných pixelů (hodnota na hlavní diagonále) a celkovým počtem pixelů ve sloupci pro danou třídu. Tento poměr udává pravděpodobnost, s jakou pixel zařazený do dané třídy, danou třídu opravdu představuje (Dobrovolný 1998).
- Celková přesnost klasifikace je daná podílem součtu všech hodnot na diagonále a celkovým počtem všech pixelů
- Kappa koeficient (1. 22) – porovnává výsledky vytvořené klasifikaci s klasifikací, vzniklou čistě náhodným procesem (Dobrovolný 1998).

$$\kappa = [(PP - PO) / (1 - PO)] * 100 \quad (1. 22)$$

kde PP – pozorovaná přesnost, určená z chybové matice

PO – přesnost dosažitelná čistě náhodným zařazením pixelů do jednotlivých tříd

Např. hodnota koeficientu 94,9 % znamená, že při klasifikaci jsme se vyhnuli 94,9 % chyb, které by vznikly při čistě náhodném procesu zařazování pixelů do jednotlivých tříd.

4.5.5 Zvýraznění obrazů

Zvýrazňování obrazů zahrnuje celou řadu metod a technik, jimiž lze upravit snímek tak, aby byla buď usnadněna jeho vizuální interpretace, nebo získána informace zcela nová. Neexistuje však obecný a univerzální postup. Záleží na zvoleném cíli či objektu zvýraznění,

vybraném území, zkušenostech zpracovatele.

Zvýrazňovací techniky lze obecně rozdělit do třech základních skupin. Radiometrická (bodová) zvýraznění mění hodnotu pixelu bez ohledu na pixely okolní. Tím se liší od postupů prostorových zvýraznění, které hodnotu daného pixelu mění na základě pixelů okolních. Třetí skupinu technik představuje zvýraznění spektrální, zahrnující vícepásmové operace s obrazem, založené na rozdílných spektrálních charakteristikách obrazu.

a) Radiometrická zvýraznění

Tyto metody jsou založeny na hodnotách histogramu a jeho úpravách. Podle zobrazovací funkce (look up table) je určitému pixelu v původním obraze, přiřazena hodnota nová.

Podstatou **prahování** je určení hodnoty, která bude původní obraz dělit pouze do dvou hodnot (kategorií). Výsledkem je tak bitový obraz s dvěmi hodnotami pixelů. Tato metoda bývá používána pro tvorbu masek zájmového území.

Prahování bylo využito pro tvorbu masek jednotlivých kategorií krajinného pokryvu (maska vodních ploch, lesa, nelesní vegetace a holých povrchů). Tvorba masek byla provedena v softwaru ENVI 4.3. na základě importu DN hodnot pro danou kategorii pokryvu z tématického obrazu. Masky byly vstupním předpokladem nejen pro hodnocení vývoje krajinného pokryvu, ale především pro analýzu vybraných parametrů – teploty, množství zelené biomasy a obsahu vlhkosti, ve vztahu k jednotlivým kategoriím krajinného pokryvu.

Hustotní řezy jsou obdobou předchozí metody. Jejich podstatou však je redukování počtu pixelů v původním obraze do nižšího počtu kategorií, definovaných zpracovatelem. Metoda je opět založena na stanovení prahových hodnot, zjištěných z histogramu. Uvnitř definovaných intervalů dochází k potlačení rozdílů, zvýrazněn je naopak přechod mezi intervaly (Dobrovolný 1998). Metoda hustotních řezů je vhodná především pro analýzu spojitých jevů.

V disertační práci byla využita ekviareální metoda kumulovaného histogramu pro vytvoření map relativní teploty, množství zelené biomasy (NDVI index), vlhkosti (komponenta WETNESS) a indexu wetness-biomass. Jednotlivé jevy byly rozděleny do pěti kategorií. Tato metoda je typu „scene wise“, tzn. že jednotlivé kategorie jsou vypočítány na základě hodnot ve vybraném území. V případě jiného výběru se budou lišit.

Zvýraznění kontrastu je roztažení celého histogramu, nebo pouze jeho vybraných částí, do celé škály hodnot, podle určité zobrazovací funkce. Možnosti roztažení budou dány radiometrickou rozlišovací schopností systému. Výsledkem je buď lepší kontrast celého snímku, nebo zvýraznění požadovaných částí, či objektů (vodní plochy, holé povrchy apod.). Aplikace jednotlivých způsobů zobrazení je závislá na rozložení hodnot v histogramu, ale rovněž na výběru území a zkušenostech zpracovatele. Podle zobrazovací funkce lze odlišit

zvýraznění lineární (s aplikacemi min-max roztažení kontrastu, procentuální potlačení kontrastu) nelineární (ekvalizace histogramu).

Na většinu analyzovaných obrazů bylo aplikováno lineární zvýraznění kontrastu, s potlačením 2% extrémních hodnot. V případě klasifikace, bylo při výběru trénovacích ploch v multispektrálním obraze využito gaussovského zvýraznění.

b) Spektrální zvýraznění

Barevné syntézy

Většina družicových dat je pořizována v multispektrálním režimu. Kombinací (většinou) tří pásem získáme obraz v barevných odstínech. Nejvíce informací získáme, pokud do syntézy zahrneme kanály z viditelné, blízké infračervené a střední části elektromagnetického spektra. V barevné syntéze však může být použit i pásma již transformovaná. V závislosti na odlišných charakteristikách zkoumaných objektů, se bude lišit i kombinace použitých pásem. K nejčastěji používaným barevným systémům patří systém základních barev RGB, avšak je možné použít i další – CMY či transformace IHS a Martin-Taylor.

Paralelně vizualizované RGB syntézy byly využity především při klasifikaci a dále jako doplňkové informace při interpretaci a analýze již zpracovaných multispektrálních i tématických obrazů. Při hodnocení byly využity tyto RGB syntézy:

TM3 – TM2 – TM1 obsahuje kanály pouze z viditelné části spektra, tzn. objekty mají na snímku téměř přirozené barvy. Na snímku jsou dobře rozpoznatelné holé povrchy, zastavěná území, komunikace, lze rovněž odlišit různou kvalitu vody (obsah sedimentů).

TM4 – TM3 – TM1 již obsahuje data blízké infračervené oblasti spektra. Zelené vegetace, je díky vysoké odrazivosti v kanálu TM4 zobrazena odstíny červené barvy a je dobře odlišena od holých povrchů (odstíny modré a tyrkysové).

TM4 – TM5 – TM3 obsahuje nejvíce barevných odstínů, a tím i nejvyšší množství informace. Zahrnutý jsou kanály z viditelné i blízké a střední oblasti infračerveného spektra. Tato kombinace je vhodná pro odlišení různých typů vegetace, vodních těles, vlhkostních charakteristik objektů.

TM4 – TM5 – TM7 kombinace infračervených pásem, vhodná pro detekci vodních těles (velmi tmavé odstíny).

TM7 – TM5 – TM3 poskytuje informace o různém geologickém složení holých povrchů.

Informace o stavových charakteristikách krajiny získáme zahrnutím tepelného kanálu např. v kombinaci TM6 – TM5 – TM2, kdy je zároveň zvýrazněn i vodní obsah krajinného pokryvu. Bílou až světletyrkysovou barvou jsou touto syntézou indikována nejteplejší suchá

místa, zatímco oranžovou až rudofialovou barvou nejteplejší povrchy s vyšším obsahem vody.

Analýza hlavních komponent

Analýza hlavních komponent (PCA = Principal Component Analysis) je statistickou metodou, sloužící rovněž k zvýraznění multispektrálního obrazu. Její podstata spočívá ve snížení původního počtu spektrálních pásem a odstranění korelace mezi nimi, aniž by došlo ke ztrátě informací. Hodnoty hlavních komponent (nově vytvořených pásem) jsou definovány jako lineární kombinace pásem původních. Většina informace z multispektrálního obrazu bývá soustředěna do prvních třech komponent. První komponenta je většinou nositelem informace o topografii, další pak poskytují informace o vlhkosti, minerálním složením apod., a to v závislosti na charakteru hodnoceného území. Jedná se tedy o nástroj typu „scene-wise“, jehož použití a dosažené výsledky jsou ovlivněny konkrétním územím, které je analyzováno. Z tohoto důvodu je každá jednotlivá metoda založená na analýze hlavních komponent vlastně „případová“ a její širší použití v konkrétní navržené podobě je podmíněno podobností různých území z hlediska počtu, druhu a proporcionality přítomných tříd krajinného pokryvu. Princip použití metody však zůstává stejný a její adaptace pro podstatně odlišná území je poměrně snadná. Výsledek metody hlavních komponent bude tedy velmi závislý na výběru analyzovaného území – na jeho heterogenitě z hlediska krajinného pokryvu, ale i reliéfu.

Analýza hlavních komponent byla použita pro rozšíření příznakového prostoru před vlastní klasifikací obrazu.

Aritmetické operace s pásmy multispektrálního obrazu

Tyto techniky využívají běžných aritmetických operací (sčítání, násobení, podíl a rozdíl) s pásmy multispektrálního obrazu. Cílem těchto operací je (Dobrovolný 1998):

- eliminace šumových faktorů (rozdílný osvit, vliv reliéfu, atmosférické efekty)
- zvýraznění spektrálních charakteristik povrchových jevů
- zlepšení možností klasifikace
- redukce vstupních dat
- studium časových změn
- extrakce tématické informace
- aplikace masek
- postklasifikační úpravy obrazu
- a další

Kombinace různých aritmetických operací se používá při výpočtu různých druhů indexů. Tyto indexy jsou odvozeny na základě spektrálního chování objektů. Jejich použití není univerzální, mnohdy závisí na vlastnostech hodnocené scény. Nejčastěji jsou využívány pro detekci jednotlivých objektů (např. vodní plochy, sněhová pokrývka) či kvantifikaci různých jevů (např. množství zelené biomasy), ale zároveň lze jimi hodnotit i různé stavové parametry zkoumaných objektů (vlhkost, geologické složení, stres).

Charakteristika jednotlivých indexů, které byly použity, je uvedena v kapitolách „Stav krajiny a Analýza stavových parametrů“. V práci byly použity tyto indexy a transformace:

Normalized Difference Vegetation Index – NDVI (Rouse et al 1974) – hodnocení množství zelené biomasy

Transformace Tasseled Cap (Kauth a Thomas 1976) – hodnocení vlhkosti krajinného pokryvu (komponenta WETNESS)

Index wetness-biomass (NDVI + WETNESS)

4.5.6 Modelování s obrazovými daty

4.5.6.1 Krosklasifikační maticové analýzy vybraných parametrů

Jednotlivé zpracované a vyhodnocené obrazy mohou být konečným výstupem, poskytující informace o sledovaném území. Avšak je rovněž možné tyto výstupy dále analyzovat, dávat do souvislostí, kombinovat mezi sebou a získávat tak další informace o území.

Krosklasifikační analýza představuje postup porovnávání dvou až tří snímků. Umožňuje nejen hodnocení časového vývoje sledovaného jevu (tzn. jak se změnilы hodnoty kategorie v obrazu A a v obrazu B, popř. obrazu C), ale také určité typy logických operací, jejichž výsledkem může být zcela nová kategorie určitého jevu. Výstupem je obrazové a tabelární (maticové) vyjádření sledovaného jevu.

Krosklasifikační obraz zobrazuje všechny možné kombinace daného jevu, tzn. ve většině případů se jedná o poměrně vysoký počet kategorií. Z tohoto důvodu a v závislosti na účelu zpracování, může být tento obraz tématicky překlasifikován. Příkladem překlasifikování může být: rozdělení obrazu na dvě kategorie – změna x beze změny; změna kategorií vegetačního pokryvu (např. les na ornou půdu, vodní plochy na holé povrchy apod.).

V disertační práci byla metoda krosklasifikační analýzy využita v následujících případech:

- Hodnocení koincidence teploty a množství zelené biomasy
- Hodnocení koincidence teploty a vlhkosti
- Hodnocení disipační schopnosti krajiny

- Analýza vývoje krajiny z hlediska vývoje její disipační schopnosti

4.5.6.2 Hodnocení mezitermínových změn krajinného pokryvu

První srovnání jednotlivých termínů nabízí již vizuální interpretace snímků, umístěných vedle sebe. Další jednoduchou, ale velmi názornou metodou zjištění časových změn je vizualizace jednotlivých obrazů pomocí systému RGB, která je vhodná pro tříčlennou časovou řadu. Tato metoda superimpozice byla využita i pro zachycení dynamiky změn kategorií krajinný pokryvu. Interpretace vývoje změn se odvíjí od kombinace základních barev červené, zelené a modré, které indikují přítomnost jednotlivých kategorií (masek) ve vybraných termínech.

4.5.6.3 Korelační analýza

Pro stanovení závislosti mezi teplotou, nadmořskou výškou, množstvím zelené biomasy a vlhkostí krajinného pokryvu, bylo využito statistických metod korelační analýzy.

Míru závislosti (dvou sledovaných veličin) udává tzv. koeficient korelace. Pearsonův výběrový koeficient korelace (r) nabývá podle těsnosti vztahu hodnot od -1 do +1. Pokud je korelační koeficient kladný, závislá veličina y roste spolu s rostoucí nezávislou veličinou x (přímá závislost). V opačném případě, kdy proměnná y s rostoucí veličinou x klesá, je korelační koeficient záporný (nepřímá závislost). Mezi funkční závislostí a nezávislostí mohou existovat silné nebo slabé závislosti, a to v závislosti na elipsách, které jsou ukloněny vůči ose x . Pokud je hodnota koeficientu 0, mezi sledovanými proměnnými neexistuje závislost.

Korelační analýza byla provedena v prostředí softwaru IDRISI 15.0., pomocí modulu REGRESS. Teplota byla stanovena jako závislá veličina, ostatní parametry (NDVI a WETNESS) jako nezávislé proměnné. Byla provedena analýza nejen celého obrazu, ale rovněž jednotlivých typů krajinného pokryvu.

4.6 Tvorba tématických map

4.6.1 Mapy krajinného pokryvu

Výchozím krokem při hodnocení krajinného pokryvu bylo stanovení základního klasifikačního schématu. Pro účel této práce bylo sestaveno velmi jednoduché základní klasifikační schéma, respektující především skutečnost nestejně doby pořízení snímků

(rozdílná fenologická fáze), prostorovou rozlišovací schopnost družice Landsat (30 m), velikost území a obecnou aplikovatelnost. Pro hodnocení krajinných funkcí, a to především z hlediska způsobu disipace sluneční energie v krajině, je zcela postačující vymezení čtyřech základních kategorií krajinného pokryvu – vodních ploch, lesa, nelesní vegetace a holých povrchů. Možnosti rozdělení do dalších subkategorií jsou limitovány termínem pořízení snímku - detailnější klasifikační schéma lze většinou extrahovat ze snímků z pozdní fáze vegetačního období. Podrobněji je o vhodnosti použití jednotlivých termínů pojednáno v kapitole 5.1 „Hodnocení krajinného pokryvu“.

Vymezené hlavní kategorie lze vyjádřit pomocí klasifikačního schématu CORINE Land Cover (CEC 1993) následovně (číslo v závorce vyjadřuje číslo dané třídy v systému CLC):

1. Vodní plochy – vodní toky a cesty (511), vodní plochy (512)
2. Les – listnaté (311), jehličnaté (312), smíšené lesy (313), přechodová stadia lesa a křoviny (324), vinice (221), ovocné sady a keře (222)
3. Nelesní vegetace – orná půda mimo zavlažovaných ploch (211), louky (231), komplexní systémy kultur a parcel (242), převážně zemědělská území s příměsí přirozené vegetace (243), oblasti s řídkou vegetací (333), rašeliniště (412)
4. Holé povrchy – městská souvislá i nesouvislá zástavba (111 a 112), průmyslové a obchodní zóny, komunikační síť (1.2.), doly, skládky stavenišť (1.3.), orná půda mimo zavlažovaných ploch (211), rašeliniště (412)

Pro vymezení jednotlivých tematických tříd bylo použito algoritmů neřízené i řízené klasifikace, v prostředí freewarového softwaru pro digitální zpracování dat DPZ MultiSpec 3.1.. Jako podpurná data pro stanovení trénovacích ploch, interpretaci a vizuálního hodnocení přesnosti klasifikace, byly použity letecké snímky firmy GEODIS Brno, s.r.o, volně dostupné z internetového zdroje <http://www.mapy.cz/> .

Kvalita trénovacích ploch byla hodnocena dvěma metodami - především bylo použito vizuální metody histogramů. Pro kvantitativní stanovení míry separability mezi třídami byla využita i divergence – vážená vzdálenost mezi průměrovými vektory porovnávaných tříd. Obecně platí, čím vyšší je hodnota divergence, tím vyšší je separabilita tříd v daném spektrálním prostoru. Hodnoty divergencí je proto možno využít při výběru vhodných pásem pro klasifikaci.

Vzhledem k tomu, že původních šest spektrálních pásem družice LANDSAT (TM1-5 a TM7) vykazuje určitý stupeň korelace, byl příznakový prostor, za účelem zvýšení separability hledaných tříd, rozšířen o metodu analýzy hlavních komponent (Principal Component

Analysis – PCA). Účelem této statistické metody je redukce korelace jednotlivých pásem. Hlavní komponenty byly vypočteny pro každý hodnocený termín a jejich výběr byl následně použit při klasifikaci vybraných tříd (pro přehlednost budou jednotlivé použité komponenty označovány jako PCA1-6). Pro diskriminaci tříd byla vyzkoušena i možnost uplatnění transformace Tasseled Cap a vegetačního indexu NDVI (Normalized Difference Vegetation Index).

V následující klasifikační etapě byly jednotlivé obrazové prvky pomocí vybraných rozhodovacích pravidel (klasifikátorů) zařazovány do jednotlivých tříd. Vymezení kategorií krajinného pokryvu družicových scén probíhalo, ve většině případů, postupnou klasifikací. Tzn. hlavní kategorie krajinného pokryvu byly vytvořeny součtem jednotlivých klasifikovaných podkategorií. Ke stanovení výsledku bylo použito prahování pravděpodobnostního obrazu. Nejčastěji využívaným byl klasifikátor maximální pravděpodobnosti (Maximum Likelihood), v omezené míře pak ECHO (Extraction and Classification of Homogeneous Objects) klasifikace a Fisher Linear Likelihood.

Vodní plochy

Třída vodních ploch byla hodnocena ve dvou krocích, a to z několika důvodů. Problematické se ukázaly drobné vodní plochy v oblasti báňské činnosti, jejichž natrénování bylo, vzhledem k jejich velikosti, nemožné. Proto v první fázi bylo využito metod neřízené klasifikace - algoritmu ISODATA (se zadáním parametrů 18 clusterů, konvergence 97%, velikost clusteru 20, kanály TM1-5, PCA1). Odkaliště, různé sedimentační nádrže či silně znečištěné vodní plochy představují specifika, která byla ve druhém kroku doklasifikována řízenou ECHO klasifikací (kanály TM4,5, PCA1). Tyto vodní plochy byly následně sloučeny s výsledkem neřízené klasifikace. Uvedený postup byl aplikován na všechny tři hodnocené termíny. Je nutné však upozornit na následující skutečnost - uvedený postup je poplatný pouze pro vymezené území, jeho použitelnost v jiných případových studiích nemusí vést k požadovanému výsledku.

Velkým problémem se při diskriminaci této třídy ukázala zastíněná údolí v oblasti Českosaského Švýcarska a saské straně Krušných hor, která se chybně klasifikovala jako vodní plochy. Nejedná se však o velký počet pixelů, proto výsledek nebyl nijak upravován. V roce 2004 však větší nepřesnosti v klasifikaci způsobují stíny z kupovité oblačnosti, jejichž odstranění by spočívalo víceméně v ruční editaci v grafickém editoru (např. Adobe Photoshop).

Holé povrchy

Holé povrchy na všech snímcích představují poměrně pestrou mozaiku povrchů. Jsou zde zastoupeny povrchy technogenní, vlastní holé povrchy bez vegetace, s vegetační stařinou či velmi řídkou vegetací. Specifika představují hnědouhelné sloje či rašeliniště, či ostatní plochy s velmi odlišným geologickým složením. Sídla představují shluky mixelů, které je při klasifikaci vhodné ze snímků vyjmout. K tomuto účelu je nezbytné získat věrohodné podklady GIS, umožňující jejich odmaskování, což se pro účel této práce bohužel nepodařilo.

Scéna z roku 1986 se z hlediska hodnocení holých povrchů ukázala jako nejvíce problematickou. Vegetace není v květnu dostatečně vyvinuta, proto bylo nutno stanovit subjektivní prahovou hodnotu, vymežující kategorie holé povrchy a nelesní vegetaci. V závislosti na různých stavových charakteristikách (odlišná vlhkost, horninové složení), byla tato třída klasifikována v 8 podtřídách, s využitím kombinací kanálů TM 4-3-2, TM 4-5-2, TM 4-PCA2, TM 5-PCA 1-2, TM 7-5-2, TM 1-5-PCA2, klasifikační metodou Maximum Likelihood.

Na červencové scéně z roku 1995 jsou holé povrchy, vzhledem k vrcholné fázi vegetačního období, zastoupeny minimálně. K jejich vymezení nebylo využito klasifikačních metod, ale prahování vegetačního indexu NDVI, který koreluje s množstvím zelené biomasy. Jeho hodnoty se pohybují v intervalu $< -1,1 >$ Čím vyšší hodnota indexu, tím je vyšší množství zelené biomasy. Pro vymezení holých povrchů byla zpracovatelem stanovena hodnota 0,34. Výsledek byl porovnáván s paralelně vizualizovanou RGB syntézou TM 4-3-1.

Holé povrchy v roce 2004 byly klasifikovány v 11 podtřídách, metodou Maximum Likelihood (prahová hodnota 3%). Nejčastěji byla použita kombinace kanálů TM 4-3-2, dále pak TM 4-5-3 (2), TM 7-5-2, TM 3-5-PCA1 a TM 1-5-PCA1.

Při klasifikaci následujících dvou kategorií – lesa a nelesní vegetace, se nejvíce projevil komplikace způsobené různým datem pořízení snímků.

Les

Kategorie lesních porostů zahrnuje sloučené listnaté, smíšené i jehličnaté porosty, bez detailnějšího rozlišení. Dále pak i tzv. rozptýlenou zeleň, vinice a křoviny. V případě, že při interpretaci výsledků byly diskutovány různé druhy lesních porostů, bylo toto uskutečněno na základě paralelně vizualizované RGB syntézy TM 4-5-3, z níž lze tuto informaci získat. Velice problémové je vymezení velmi mladých lesních porostů (stáří nižší než deset let), které nelze z družicových snímků věrohodně vymežit. Ve většině případů se jejich spektrální

charakteristiky neliší od vlastností nelesní vegetace. Zavádí se proto termín „družicový les“ = les starší než deset let. Při hodnocení je tedy nutné brát ohled i na tuto skutečnost.

Vymezení lesních porostů v roce 1986 se rovněž setkalo s určitými omezeními. K nevýhodám, spojených s počáteční fází vegetačního období, se připojil faktor velké vnitřní výškové členitosti reliéfu sledovaného území. Především listnaté lesy vykazují díky těmto charakteristikám velkou diferenciaci v olistění. Lesy na svazích a ve vrcholových partiích Krušných hor jsou nápadně odlišné od lesů v pánevních a tabulových oblastech, či v oblasti Doupovských hor. Klasifikovány byly metodou Maximum Likelihood (prahová hodnota 3 – 4 %), v pěti podtřídách, za využití kombinací kanálů TM 4-5-3, TM 4-PCA1-2, TM 3-5-PCA1, TM 7-5-3-PCA1, pro zvláštní případ musel být využit i termální kanál v kombinaci TM 6-5-2. Květnový termín se ukázal jako nevhodný pro nalezení řidších listnatých porostů či rozptýlené zeleně. Jehličnaté lesy nepředstavovaly při klasifikaci větší problém, byly vymezeny jedinou třídou metodou Maximum Likelihood (prahová hodnota 3 %), kombinací kanálů TM 4-5-3.

Ačkoli byl snímek z roku 1995 pořízen ve vrcholné části vegetačního období, narážíme i v tomto případě na limity klasifikace listnatých lesů. Spektrální charakteristiky této kategorie, jsou v některých případech totožné se spektrálními vlastnostmi nelesní vegetace (především trvalých travních porostů). Jejich vzájemné oddělení je prakticky nemožné. Konkrétně se jednalo o listnaté lesy v nižších, pánevních polohách (oblast Chomutov – Ústí nad Labem), které byly v některých případech nesprávně klasifikovány jako nelesní vegetace. Ve vyšších nadmořských výškách (např. okolí vodní nádrže Přísečnice) docházelo naopak k překlasifikování této třídy do kategorie nelesní vegetace. Tyto sporné lokality byly řešeny klasifikační metodou Fisher Linear Likelihood (prahová hodnota 9 %), použití kanálů TM 6-7-PCA1-2. Metodou Maximum Likelihood (prahová hodnota 3 %) byly klasifikovány čtyři podtřídy listnatého lesa (TM 2-5-PCA1, TM 2-5-PCA3). Jehličnatý les byl opět vymezen pouze jednou třídou - metodou Maximum Likelihood (prahová hodnota 3 %, použité kanály TM 4-5-2). Problém však představovaly především oblasti vrcholových partií Krušných hor, kde hustota těchto porostů byla poměrně nízká a do vlastností pixelů se mohly promítnout i spektrální charakteristiky travních porostů.

Pro hodnocení lesních porostů a rozptýlené zeleně se jako téměř ideální ukázal srpnový termín roku 2004. Veškeré kategorie lesních porostů se ukázaly jako dobře separovatelné, včetně detailnějšího rozlišení rozptýlené zeleně či víceméně liniových keřových společenstev. Listnaté lesy, klasifikovány ve dvou kategoriích metodou Maximum Likelihood (prahová hodnota 3 %, použité kanály TM 2-PCA1). Jehličnaté lesy rovněž stejnou metodou, prahová

hodnota rovněž 3 %, použité kanály TM 4-5-PCA2. Stejnou spektrální charakteristiku vykazují v tomto období i vinice (území podél toku Ohře), které se staly součástí této třídy.

Nelesní vegetace

Kategorie nelesní vegetace je velmi heterogenní třídou, zahrnující velké množství podtříd (trvalé travní porosty, různé zemědělské plodiny, ...), a to v závislosti nejen na druhu vegetace, ale zároveň na odlišných stavových charakteristikách. Do této kategorie však často (v závislosti na době pořízení družicového snímku) spadají i velmi mladé či řídké lesní porosty, rozptýlená zeleň apod.

Rok 1985 se vyznačuje vysokým zastoupením ploch s velmi řídkou vegetací či vegetační stařinou. Pro tento případ bylo důležité stanovení mezní hodnoty pro odlišení od holých povrchů. Určité potíže mohou nastat rovněž při klasifikaci trvalých travních porostů (prolínání s třídou minimálně olistěný listnatý les). Plochy s vysokým podílem zelené vegetace v tomto období většinou představují zemědělské plochy (ozimy). Metodou Maximum Likelihood bylo postupně klasifikováno v pěti podkategoriích, s prahovou hodnotou 3 – 4%, použité kombinace kanálů – TM 4-PCA2, TM 3-PCA2-3, TM 7-5-2, TM 4-5-PCA1 a TM 4-5-3.

Na snímku z roku 1995 je nelesní vegetace nejvíce zastoupenou třídou. Vzhledem k její vysoké heterogenitě v tomto období, byla klasifikována v třinácti podtřídách. Diverzitu této třídy dobře znázorňuje RGB syntéza kanálů TM 4-5-3. Pro klasifikaci byla použita metoda Maximum Likelihood, s nastavením prahové hodnoty 4 %. Za nejčastěji využívanou kombinaci kanálů byla zvolena TM 4-5-2, dále pak TM 2-5-PCA2, TM 7-5-2, TM 2-5-PCA2, TM 2-5-PCA3. Problémové odlišení trvalých travních porostů od listnatých lesů byl již zmíněn. Pro přesnější klasifikaci této třídy bylo vyzkoušeno i použití transformace Tasseled Cap či klasifikace Fisher Linear Likelihood, avšak bez zlepšení výsledku.

Srpnová scéna z roku 2004 je velmi dobrým podkladem pro hodnocení různých typů nelesní vegetace. Dobře odlišitelné jsou trvalé travní porosty a zemědělské kultury. Oproti předchozímu hodnocenému termínu, je heterogenita této třídy nižší (většina zemědělských plodin byla v této době již sklizena). I přes to bylo nutno třídu nelesní vegetace klasifikovat v deseti podtřídách – zvolené kombinace kanálů TM 4-5-2, TM 7-PCA1, TM 2-4-PCA1, TM 7-5-2, TM 3-5-PCA1, metoda Maximum Likelihood, prahová hodnota 3-4 %.

Oblačnost

Kupovitá oblačnost se na snímcích vyskytuje v roce 2004, minimálně v roce 1995. Byla vymezena metodou Maximum Likelihood (kanály TM 4-PCA3-4, rok 2004 a TM 4-PCA1-3, rok 1995, prahová hodnota 5 %). Stíny (nesprávně klasifikovány jako vodní plochy) byly, vzhledem k nepříliš významnému zastoupení, ponechány na snímku bez úprav.

4.6.2 Mapy relativní teploty

Mapy relativní teploty zájmového území pro jednotlivé termíny byly vytvořeny z kumulovaného histogramu hodnot kanálu TM6 ekviareální metodou. Bylo vymezeno pět teplotních tříd (každá obsahující cca 20 % pixelů), s označením plochy nejchladnější – chladné – středně teplé – teplé – nejteplejší.

Vzhledem k tomu, že pro hodnocení teploty byla použita ekviareální metoda kumulace histogramu, není možné hodnotit a porovnávat celé scény z hlediska změny zastoupení jednotlivých teplotních kategorií (každá kategorie na snímku zaujímá téměř rovnoměrně 20 % ve všech třech sledovaných termínech). Zájmové území je velmi heterogenní, vykazuje poměrně značné regionální rozdíly, a to nejen z hlediska přírodních podmínek, ale i z pohledu hospodářského využití. Z těchto důvodů byly scény rozděleny do čtyř regionů - Krušné hory, oblast Podkrušnohoří, Českého středohoří a Saska, které již vzájemné porovnání umožňují.

Zároveň z celkové teplotní mapy byla pod maskou vymezena teplota pro jednotlivé kategorie vegetačního pokryvu – les, nelesní vegetaci a holé povrchy.

Tematické mapy jsou jediným nositelem územní informace. Sumární údaje o vývoji relativní teploty a zastoupení jednotlivých tříd v regionech jsou znázorněny sloupcovými grafy.

4.6.3 Mapy indexu NDVI

Při výpočtu vegetačního indexu NDVI byly nejprve z obrazu odmaskovány vodní plochy, teprve poté byl na základě vztahu (1. 23) vypočten index, a to nejprve pro celý obraz. V dalším kroku byly jednotlivé kategorie krajinného pokryvu analyzovány individuálně, a to pod maskami lesa, nelesní vegetace a holých povrchů. Vzhledem k tomu, že hodnoty NDVI byly následovně použity jako vstup do maticové analýzy a porovnávány s relativní teplotou povrchu, byl obraz ekviareální metodou rozdělen, do pěti kategorií. Kategorie 1 představuje

$$\text{NDVI} = (R_{\text{nir}} - R_{\text{red}}) / (R_{\text{nir}} + R_{\text{red}}), \text{ pro Landsat } \text{NDVI} = (\text{TM4} - \text{TM3}) / (\text{TM4} + \text{TM3}) \quad (1. 23)$$

lokality s maximálním množstvím zelené biomasy, kategorie 5 s minimálním zastoupením. Základem výpočtu byly hodnoty kanálů TM3 (záznam červené viditelné části spektra) a TM4 (blízká infračervená část spektra). Postupně byly vyhodnoceny všechny tři sledované termíny. Hodnoty indexu NDVI pro jednotlivé kategorie krajinného pokryvu jsou znázorněny sloupcovými grafy.

Hodnoty NDVI se velmi výrazně liší v závislosti na jednotlivých kategoriích krajinného pokryvu a na fenologické fázi. Podle indexu NDVI lze do jisté míry i odhadovat typ lesního porostu. Jehličnaté porosty obecně vykazují nižší až střední hodnoty indexu (kategorie 3 – 4), ve srovnání s lesy listnatými (kategorie 1 – 2, výjimkou je počáteční fáze vegetačního období). Pomocným ukazatelem může být tento index i při odlišování nelesní vegetace, a to zemědělských plodin a trvalých travních porostů.

Pro stanovení koincidence relativní teploty a množství zelené biomasy, bylo využito maticové analýzy, umožňující porovnání kategorických proměnných dvou (či tří) snímků. Typ tzv. hard classification je založen na příslušnosti všech pixelů v obraze, pouze k jedné kategorii. Výsledkem klasifikační analýzy je obraz, ve kterém každý pixel bude obsahovat informaci o příslušné kombinaci sledovaných parametrů – v tomto případě relativní teploty a indexu NDVI. Parametry softwaru IDRISI 15.0 jsou omezeny na 128 vstupních kategorií, na výstupu může být maximálně 256 kombinačních kategorií. Z tohoto důvodu (a zároveň pro lepší interpretovatelnost) byly jako vstup použity obrazy s pěti sledovanými kategoriemi. Výstupní obraz, s 25 kombinacemi, byl následně překódován do 9 kategorií. Klasifikační schéma bylo založeno na předpokladu, že nejvyšší množství zelené biomasy (kategorie 1) odpovídá nejnižší teplotě (kategorie 1), a podobně i ostatní kategorie (2-5). Rozdíl, v případě shody obou kategorií, je roven 0. V určitých případech však tento vztah neplatí a může docházet k anomáliím. Podle velikosti rozdílu jednotlivých kategorií byly označeny i další třídy. Kategorie 1 až 4 vyjadřují pozitivní vztah, kdy danému množství biomasy (x) odpovídá nižší teplotní kategorie (y). Kategorie -1 až -4 naopak označují vztah negativní, kdy množství biomasy (x) odpovídá vyšší teplotě (y).

4.6.4 Mapy vlhkosti krajinného pokryvu

Pro hodnocení vlhkosti krajinného pokryvu byla využita třetí komponenta WETNESS získaná z lineární transformace ortogonálního indexu Tasseled Cap (Kauth, Thomas 1976). Výpočet byl proveden pomocí stejnojmenného modulu v softwaru ENVI 4.3., na základě

vztahu (1. 24).

Výsledný obraz byl rozdělen ekviareální metodou do pěti kategorií. Kategorie 1 vymezuje vysoký vodní obsah v krajinném pokryvu, kategorie 5 naopak obsah minimální. Postupně byly

$$\text{WETNESS} = 0,1509 \text{ TM1} + 0,1793 \text{ TM2} + 0,3299 \text{ TM3} + 0,3406 \text{ TM4} - 0,7112 \text{ TM5} - 0,4572 \text{ TM7} \quad (1. 24)$$

takto zhodnoceny všechny tři sledované termíny. Stejně jako u indexu NDVI, byly následovně individuálně analyzovány jednotlivé kategorie krajinného pokryvu – pod maskami lesa, nelesní vegetace a holých povrchů. Hodnoty komponenty WETNESS pro jednotlivé kategorie krajinného pokryvu jsou znázorněny sloupcovými grafy.

Využití komponenty WETNESS však obsahuje určitá omezení. Holé povrchy představují z tohoto hlediska velice problematickou kategorii krajinného pokryvu. Zahrnují nejen plochy bez vegetačního pokryvu, ale zároveň i plochy urbanizované a sídelní jednotky. Právě technogenní povrchy zobrazuje komponenta WETNESS, v rozporu se skutečností, jako lokality s vysokou vlhkostí. Sídelní jednotky jsou při zpracování dat dálkového průzkumu obecně považovány za lokality, které je víceméně vhodné (vzhledem k vysokému počtu mixelů a specifickému lokálnímu klimatu) z hodnocení vyjmout. Nejjednodušším krokem by bylo získání věrohodných vektorových vrstev GIS, znázorňujících aktuální a přesné hranice sídelních jednotek, což nebývá snadné. Vzhledem ke skutečnosti, že sídelní jednotky však nejsou hlavním předmětem zájmu této práce, pouze na tuto vlhkostní anomálii je upozorněno. Pro jejich identifikaci je vhodné použít zároveň doprovodnou RGB syntézu např. TM451.

Z výše uvedených důvodů byla vyzkoušena i aplikace indexu Normalized Difference Water Index (NDWI). Index (1. 25) analyzuje především obsah vody ve vegetaci, v případě holých

$$\text{NDWI} = (R_{\text{nir}} - R_{\text{swir}}) / (R_{\text{nir}} + R_{\text{swir}}), \quad \text{pro Landsat} \quad \text{NDWI} = (\text{TM4} - \text{TM5}) / (\text{TM4} + \text{TM5}) \quad (1. 25)$$

povrchů je však jeho využití omezené (Gao 1996). Sídelní jednotky se i v tomto projevují jako velmi vlhké. Nespornou výhodou tohoto indexu je jeho minimální ovlivnění atmosférickými vlivy a jejich eliminace ve výsledném obrazu.

Pro stanovení koincidence parametrů teploty a vlhkosti bylo opět využito maticové analýzy. Hodnoty 1 – 4 znamenají kladnou odchylku od kategorie shody 0 (tzn. danému obsahu vlhkosti odpovídá nižší teplotní kategorie), u kategorií -1 až -4 je tomu naopak (danému obsahu vlhkosti odpovídá nižší teplotní kategorie).

4.6.5 Mapy indexu wetness-biomass

Součtový index pro indikaci vodního stresu krajiny byl vypočten v prostředí ENVI 4.3., které, na rozdíl od MultiSpecu, umožňuje operace s desetinnými čísly, a to na základě vztahu (1. 26).

$$WB = NDVI + WETNESS \quad (1. 26)$$

$$WETNESS = 0,1509 TM1 + 0,1793 TM2 + 0,3299 TM3 + 0,3406 TM4 - 0,7112 TM5 - 0,4572 TM7$$

$$NDVI = (TM4 - TM3) / (TM4 + TM3)$$

Pozn. Uvedené výrazy platí pro Landsat 5

Komponenta WETNESS byla však nejdříve přepočtena (funkcí linear stretch) do intervalu (-1, 1). Z analýzy byly zároveň vyčleněny pod maskou vodní plochy, oblačnost a stíny, případně i nevyklasifikované části obrazu. Hodnoty indexu WB se pohybují v intervalu (-2, 2).

Ve výsledném obrazu tmavé odstíny (či téměř černé plochy) indikují plochy s nízkým obsahem chlorofylu (řidká, suchá vegetace či holé povrchy), náchylné k vodnímu stresu (nízké hodnoty spektrální obrazivosti v obou případech). Hodnoty indexu WB jsou nízké. Světlé plochy naopak znázorňují lokality s hustou vegetací a vysokým obsahem vlhkosti (vysoké hodnoty odrazivosti u obou indikátorů), tzn. vysoké hodnoty indexu WB.

Obraz byl následovně překlasifikován do pěti kategorií tématického obrazu, a to ekviareální metodou kumulovaného histogramu. Hodnocení bylo provedeno ve všech třech sledovaných termínech 1986, 1995 a 2004. Interpretační pomůckou byly paralelně vizualizované multispektrální obrazy s RGB syntézami kanálů TM 453, TM432.

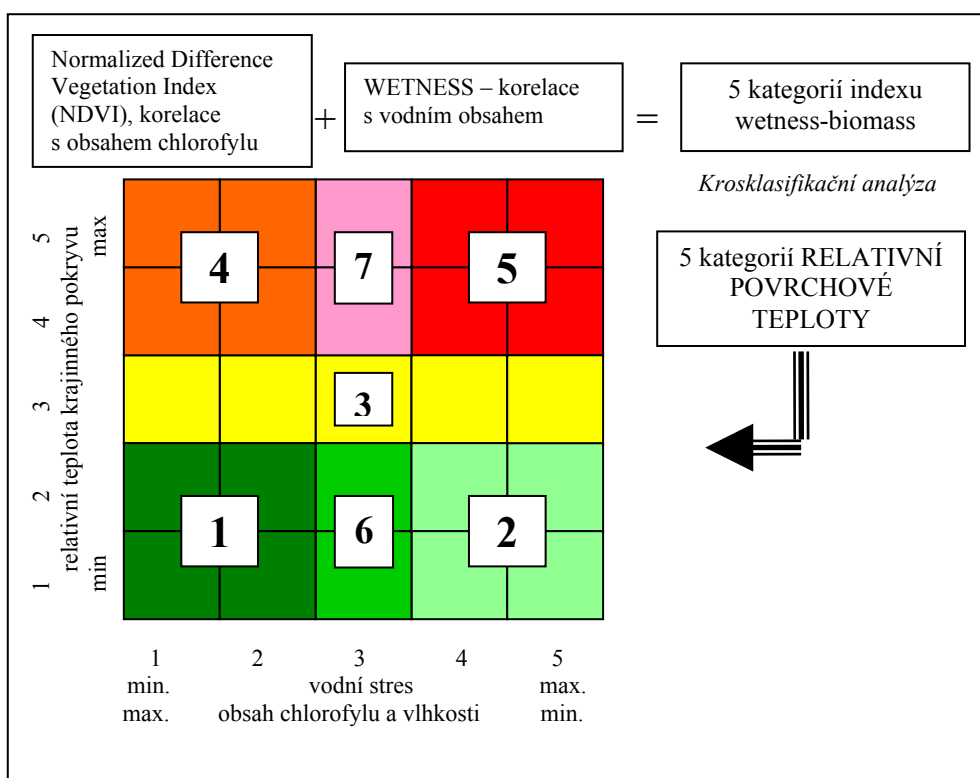
4.6.6 Metoda hodnocení disipační schopnosti krajiny

Navržená metoda pro hodnocení disipační schopnosti krajiny je nástrojem typu „scene-wise“, jehož použití a dosažené výsledky jsou ovlivněny konkrétním územím, které je analyzováno. Z tohoto důvodu je každé provedené hodnocení „případové“, neboť je využíváno metody relativního škálování, které je odvozeno z proporcionality tříd krajinného pokryvu, relativní teploty, vlhkosti i zelené biomasy. Výsledek metody bude závislý na výběru analyzovaného území a jeho heterogenitě.

Pro diagnostiku krajiny z hlediska jejích disipačních schopností, je do hodnocení nutno zahrnout nejen údaje o radiační teplotě povrchu, ale rovněž údaje o kvalitě krajinného pokryvu. Pro tento účel bylo vytvořeno klasifikační schéma, založené na matici 5x5. Matice je tvořena pěti kategoriemi indexu wetness-biomass WB a pěti kategoriemi relativní teploty

krajiny, s výsledným počtem 25 tříd (**Obr. 19**).

Obr. 19 Schéma postupu, podle něhož byla sestavena metoda hodnocení disipační schopnosti krajiny



V následujícím kroku bylo využito krosklasifikační maticové analýzy, rovněž v prostředí IDRISI 15.0., jejímž výsledkem bylo zjednodušení původní matice. V matici bylo následovně vymezeno sedm tříd⁸, které mají vypovídací schopnost o teplotně – vodním statusu krajiny a především o její disipační schopnosti. Byly tak zohledněny všechny tři základní a rozhodující parametry - vlhkost, množství zelené biomasy a relativní teplota povrchu.

Kategorie 1 zahrnuje lokality v krajině s hustou vegetací (vysokým množstvím zelené biomasy), vysokým vodním obsahem a nízkou teplotou. Tato místa lze považovat za kondenzační jednotky v krajině, jež jsou schopny vyrovnávat lokální i časové tepelné rozdíly, zadržovat vodu a přes evapotranspiraci účinně disipovat sluneční energii. V krajině by měly zaujímat co největší plochy, či alespoň v co nejvyšší míře fragmentovat především plochy kategorií 4 a 5. Ve většině případů se jedná o listnaté, případně i jehličnaté lesní porosty, vlhké louky, mokřady a rašeliniště, ve vrcholných fázích vegetačního období i o trvalé travní porosty, či rozptýlenou zeleň.

⁸ Poněkud nelogické označení kategorií 6 a 7 vzniklo jejich dodatečným zařazením do klasifikačního schématu. Původně bylo vymezeno pouze pět kategorií. Při bližší analýze se však ukázalo, že původní kategorie 3 zahrnuje velmi různé disipační typy. Proto bylo nezbytné vymezit ještě další dvě kategorie.

Kategorii 2 lze považovat za relativně funkční krajinný typ, který se rovněž podílí na udržování nízké teploty. Odlišnost oproti předchozímu typu spočívá v nízkém množství zelené biomasy, nižšímu vláhovému obsahu až vodnímu stresu (nemusí být pravidlem). I přes to dokáže v krajině fungovat jako účinná kondenzační jednotka. Jedná se o menšinový typ, do kterého lze zařadit různé typy krajinného pokryvu s ohledem na jejich kvalitativní charakteristiky - např. listnaté porosty, křovinná společenstva v ranných fázích vegetačního období, velmi vlhké povrchy s minimálním množstvím vegetace, lesy pod vlivem stresových faktorů apod.

Kategorie 3 je přechodným typem, který není příliš ovlivněn stavovými parametry (biomasou, vlhkostí). Zahrnuje následující typové kombinace – buď se jedná o lokality:

- se střední kategorií teploty a nízkým podílem zelené biomasy, případně i vlhkosti (např. některé téměř holé povrchy, zemědělské plodiny pod působením vláhového stresu)
- se střední kategorií teploty a vyšším podílem zelené biomasy i vlhkosti (lesní i trvalé travní porosty, zemědělské plodiny)

Kategorie 4 sice zahrnuje lokality charakterizované vysokým podílem zelené biomasy i vlhkostí, avšak zároveň s vysokými hodnotami povrchové teploty. Tuto kategorii tedy nelze počítat mezi funkční krajinné typy, neboť nesplňuje požadavky disipačního poměru tepla a latentního tepla. Stejně jako v případě kategorie 2 se jedná spíše o menšinový typ, který lze přiřadit zejména zemědělsky využívanému území. Podíl této kategorie v krajině je ovlivněn fenologickou fází – nejvyšší zastoupení má ve vrcholné části vegetačního období. S poklesem zelené biomasy směrem k jeho konci, se její zastoupení snižuje.

Kategorie 5 představuje nejméně žádoucí typ. Jedná se většinou o lokality bez funkčního vegetačního pokryvu (buď, se silným vláhovým deficitem, většinou velmi intenzivně hospodářsky využívané. Tyto plochy přispívají k otevřenosti vodního cyklu, intenzita evapotranspirace je velmi nízká. Z hlediska disipace sluneční energie to znamená růst podílu vlastní tepelné složky na úkor latentního tepla. Toto vede ke zvýšení teploty krajiny a tepelných výkyvů a zároveň k rychlejšímu odnosu i rozkladu látek. Jejich podíl v krajině by měl být v ideálním případě co nejnižší, s nejmenší rozlohou. Případně by plochy této kategorie měly být alespoň fragmentovány kategoriemi 1 a 6.

Kategorie 6 je pozitivním přechodným typem. Je charakterizována středním podílem zelené biomasy a vlhkosti a nízkou teplotou, bez výraznějšího ovlivnění fenologickou fází. Ve většině případů se jedná o jehličnaté lesní porosty, u nichž se příliš neprojevuje teplotně-vlhkostní stres. Do této kategorie lze rovněž zařadit trvalé travní porosty, rozptýlenou zeleň (přechodová společenstva les – trvalé travní porosty), rašeliniště a mokřady.

Kategorie 7 je negativním přechodným typem, s vysokou teplotou. Od předchozí kategorie se liší pouze středním podílem zelené biomasy a vlhkosti. Je zastoupena ve většině případů nelesní vegetací, především zemědělsky využívanými plochami, rovněž charakterizuje poškozené lesní porosty. Doplnuje kategorii 4 a 5.

4.6.7 Mapy vývoje disipační schopnosti krajiny

Hlediskem pro hodnocení proměnlivosti funkčního významu vybraného území v osmnáctiletém časovém horizontu, byla změna jejich příslušnosti ke kategoriím, vymezených na základě analýzy teplotně - vlhkostního stresu krajiny. V programu Idrisi 15.0. byla provedena multitemporální analýza termínů 1986, 1995 a 2004. Pomocí maticové analýzy a modulu CROSSTAB byla analyzována příslušnost jednotlivých pixelů pouze k 5 kategoriím (kategorie 1 byla sloučena s kategorií 6, kategorie 4 s kategorií 7, + background) a jejich změna v těchto třech termínech. Výsledkem byl obraz rozdělený do 216 kategorií. Každá kategorie byla definována třemi čísly, z nichž každé označovalo příslušnost daného pixelu k disipačnímu typu krajiny. Obraz, znázorňující všech 216 kategorií je velice nepřehledný. Z tohoto důvodu byl překlasifikován pomocí modulu RECLASS do dvanácti významových tříd, charakterizující vývojový trend na daném území, ve vztahu k disipačním funkcím krajiny. Pro názornost je v tabulce 4 uvedeno pár reprezentativních příkladů.

Tabulka 4 Příklady překódování

Výsledná kategorie maticové analýzy v IDRISI	Příslušnost ke kategoriím teplotně - vlhkostního stresu krajiny v letech 1986-1995-2004 (původní obraz)	Kategorie po překódování
44, 45, 50, 80	1-1-1, 2-1-1, 1-2-1, 1-1-2	1
129, 130, 131	2-3-3, 3-3-3, 4-3-3	2
209, 210, 216	4-4-5, 5-4-5, 5-5-5	3
47, 48, 84	4-1-1, 5-1-1, 5-1-2,	4
60, 95, 96	5-3-1, 4-3-2, 5-3-2	5
56, 98, 104,	1-3-1, 1-4-2, 1-5-2,	6
101, 108, 144	5-5-2, 4-4-2, 5-5-3	7
134, 135, 140	1-4-3, 2-4-3, 1-5-3	8
155, 162, 203	4-1-4, 5-2-4, 4-3-5,	9
165, 200, 208	2-3-4, 1-3-5, 3-4-5	10
158, 188, 189	1-2-4, 1-1-5, 2-1-5	11
206, 207, 212	1-4-5, 2-4-5, 1-5-5,	12
	Vodní plochy, nehodnocená území	0

Kategorie 1 – dlouhodobě stabilní plochy, vysoce funkční části krajiny, z hlediska teplotně - vlhkostního stresu krajiny náleží do kategorií 1 a 2, téměř bez časové proměnlivosti.

Kategorie 2 – plochy zastoupené většinou kategorií 3, popř. v roce 1986 2 či 4, rovněž bez významnější proměnlivosti, mohou být považovány za středně stabilní prvky v krajině.

Kategorie 3 – lokality dlouhodobě vystavené teplotně vlhkostnímu stresu, s negativním funkčním významem, bez časové proměnlivosti, náležející kategoriím 4 a 5.

Kategorie 4 – pozitivní vývojový trend. Výrazný kvalitativní posun, rok 1986 většinou reprezentován kategoriemi 4 a 5, v ostatních termínech již kategorie 1 a 2. Často tuto kategorie představují trvalé travní porosty.

Kategorie 5 – postupné zlepšování v každém hodnoceném termínu, většinou o jednu kategorii.

Kategorie 6 – v termínech 1986 a 2004 většinou kategorie 1 či 2, s negativním výkyvem v roce 1995.

Kategorie 7 – v prvních dvou hodnocených termínech příslušnost ke kategoriím 4 či 5, v roce 2004 výrazné zlepšení (kategorie 1 či 2). K těmto územím mohou náležet rekultivované lokality báňské činnosti, lokality ponechané samovolné sukcesi apod.

Kategorie 8 – postupný a pomalý trend zhoršování, s výraznější negativní změnou v roce 1995

Kategorie 9 – kromě roku 1995 (kategorie 1, 2, 3) většinou příslušnost ke kategoriím 4 a 5. Jedná se převážně o zemědělsky využívaná území.

Kategorie 10 - postupné zhoršování v každém hodnoceném termínu, většinou o jednu kategorii

Kategorie 11 – první dva roky kategorie 1 a 2, v roce 2004 výrazně negativní posun (kategorie 4 a 5).

Kategorie 12 – v roce 1986 kategorie 1 či 2, v ostatních dvou již 4 a 5. Stejně jako předchozím případě se většinou jedná o plochy z výraznou změnou jejich využití (např. zastavění území a přeměna na technogenní plochy).

5 ZPRACOVÁNÍ A INTERPRETACE DRUŽICOVÝCH DAT. HODNOCENÍ DOSAŽENÝCH VÝSLEDKŮ.

5.1 Hodnocení krajinného pokryvu

5.1.1 Hodnocení krajinného pokryvu a interpretace mezitermínových změn

Vybrané termíny zahrnují různé fenologické fáze, z čehož vyplývá řada omezení, a to především velmi nesnadná separovatelnost určitých tříd. Svůj vliv hraje i výška Slunce v době pořízení snímků, způsobující různý osvit území. Na druhé straně lze analýzou různých období zjistit vhodnost či nevhodnost pořízení dat pro daný účel a vyhnout se tak potížím již při nákupu a pořizování vlastních dat.

Hodnocené území je pestrá krajinná mozaika, což je rovněž další příčinou některých nepřesností. Velmi problémové území představuje oblast Českosaského Švýcarska a Labských pískovců s vertikálně členitým reliéfem skalních měst, jejichž kolmé stěny a údolí na snímku vytvářejí zastíněné plochy. Podobným případem jsou i údolí na svazích Krušných hor, především na saské straně. Problém stínů se objevuje i ve spojení s (především kupovitou) oblačností. Ta se však na snímcích vyskytuje minimálně, výjimku představuje pouze rok 2004. Specifickým jevem, vnášejícím určitou chybu do hodnocení, je i zákal, způsobený kouřem z elektráren.

Situace z 5. května 1986

Tato scéna byla pořízena v rané fázi vegetačního období⁹ - v době, kdy ještě není vegetace plně rozvinuta. Na některých plochách tedy převládá tzv. vegetační stařina, rozvinutá nelesní vegetace je většinou vázána na zemědělské plochy (ozimy). Problém při klasifikaci představují i listnaté lesy – v závislosti na nadmořské výšce vykazující různý stupeň olistění. Zákal, v centrální části snímku, způsobené exhalacemi z elektráren a průmyslových závodů lehce mění spektrální charakteristiky této lokality. Jednotlivé třídy v tomto území byly proto klasifikovány individuálně.

Situace z 1. července 1995

Hodnocení krajinného pokryvu v červencovém termínu se ukázalo rovněž jako mírně problematické. Vegetace je sice již plně rozvinuta, avšak odlišení tříd nelesní vegetace (především trvalých travních porostů) a listnatých lesů (v nižších nadmořských výškách),

⁹ Délka vegetačního období je vyjádřena počtem dní, kdy průměrná denní teplota neklesá pod 10°C.

vykazující téměř dokonale shodné spektrální charakteristiky, je velice obtížné.

Situace z 10. srpna 2004

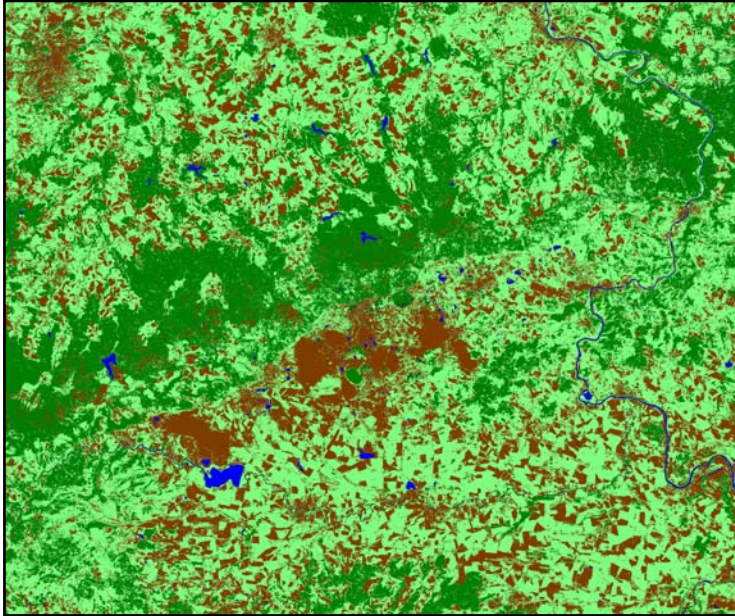
Pozdní fáze vegetačního období se ukázala jako nejvhodnějším termínem pro hodnocení všech tříd krajinného pokryvu. Jednotlivé kategorie vykazují velmi dobrou separovatelnost a jsou spektrálně dobře odlišitelné. Jediným problémem při hodnocení byly stíny způsobené kupovitou oblačností, a to především v severovýchodní části snímku.

Detailní informace o krajinném pokryvu hodnocených scén lze nejlépe získat z jednotlivých tématických obrazů (**Obr. 20 a-c**), zastoupení jednotlivých kategorií znázorňují kruhové **grafy 1a-c**.

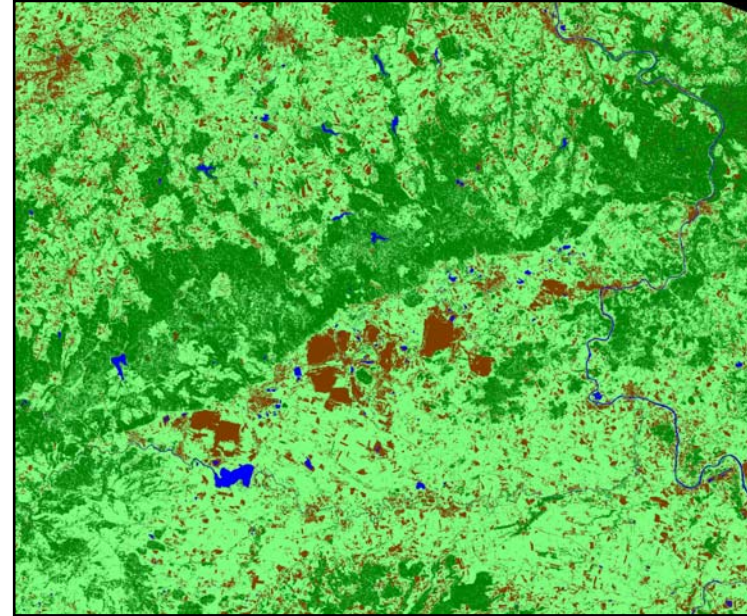
Struktura krajinného pokryvu modelového území Severních Čech a Saska je podmíněna několika hlavními faktory – přírodními podmínkami, způsobem využití území, ale i historickým a politickým vývojem. Snímek je úhlopříčně rozdělen pásmem Krušných hor, které na severovýchodě přechází do Děčínské vrchoviny a Českého středohoří. Jihozápadní hranici tvoří celek Doupovských hor. Převažující kategorií krajinný pokryvu těchto území tvoří více či méně homogenní lesní komplexy, doplněné mozaikou ploch nelesní vegetace. Velice pestrá a heterogenní krajinu představuje území Saska, s poměrně vyrovnaným zastoupením všech hodnocených kategorií. Nejproblematictější částí území je bezesporu zemědělská a průmyslová oblast Mostecké pánve a Dolnooharské tabule, s velkým nedostatkem trvalé funkční vegetace. Lesní porosty jsou zastoupeny velmi sporadicky, převažující kategorii tvoří, v závislosti na ročním období, holé plochy či nelesní vegetace. Tato část snímku se na první pohled zdánlivě vyznačuje nejvyšší dynamikou změn, které jsou však ve většině případů projevem různé fenologické fáze.

Detekce změn rozložení kategorií krajinného pokryvu byla provedena v systému RGB, superimpozicí jednotlivých masek. V barevné syntéze je rok 1986 zachycen červenou barvou, 1995 zelenou a rok 2004 modrou barvou. V případě, že budou hodnoty pixelů ve všech třech termínech shodné, budou znázorněny bílou barvou, barevné odstíny budou vyjadřovat jejich odlišnosti v daném roce (**Tabulky 5-7**). Černá barva indikuje absenci dané kategorie ve všech termínech.

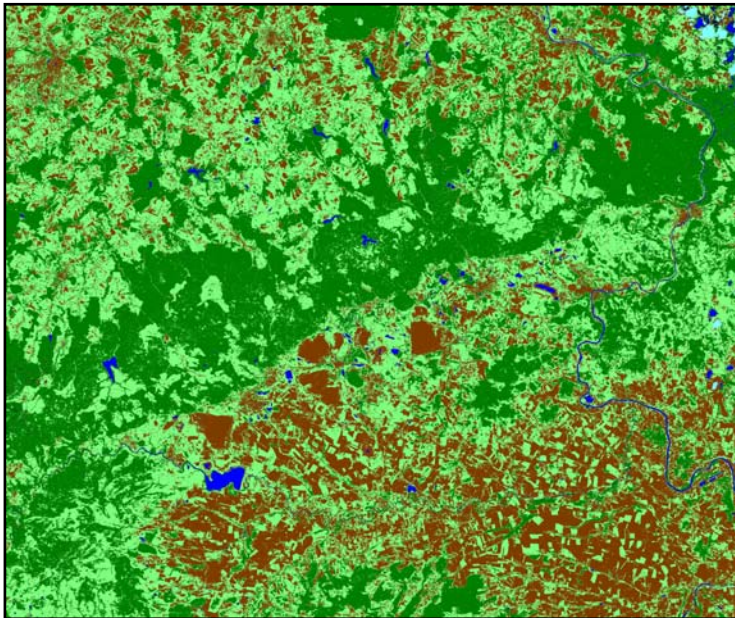
Obr. 20a Krajinný pokryv 1986



Obr. 20b Krajinný pokryv 1995



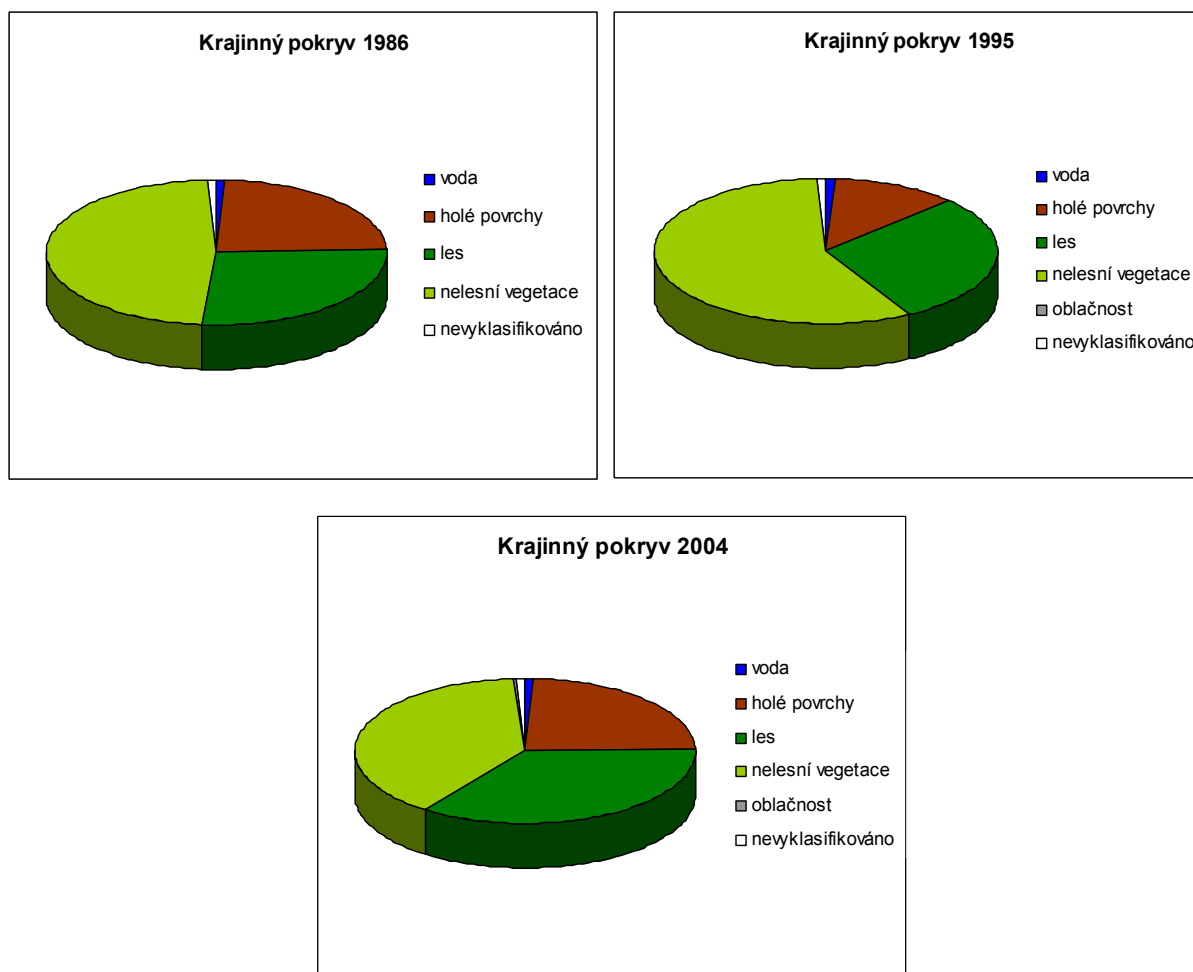
Obr. 20c Krajinný pokryv 2004



Krajinný pokryv

-  Nevyklasifikováno
-  Holé povrchy
-  Nelesní vegetace
-  Les
-  Voda
-  Oblačnost

Graf 1a-c Zastoupení jednotlivých kategorií krajinného pokryvu



Holé povrchy

Holé povrchy představují z hlediska krajinných funkcí nejproblematictější kategorii krajinný pokryvu. Vzhledem k jejich negativní funkci, kterou mají v rámci disipace sluneční energie, by jejich zastoupení v krajině mělo být co nejmenší, s vysokým stupněm fragmentace. Jejich vymezení bývá většinou nejméně problematické, určité potíže mohou představovat pouze plochy s velmi řídkou vegetací, či vegetační stařina. V těchto případech většinou záleží na zpracovateli, jaký práh pro odlišení kategorií nelesní vegetace a holých ploch si stanoví. Obecně se tato situace týká především snímků ze začátku vegetačního období (duben, květen). Červnové a červencové termíny většinou dobře znázorňují holé povrchy trvalého charakteru - vegetace je v tomto ročním období již plně rozvinuta a proto jejich zastoupení v krajině bývá minimální. Snímky z konce července a pozdější zachycují území v době, kdy jsou zemědělské plodiny sklizovány a rozloha holých ploch v krajině tak opět vzrůstá.

Ze superimpozice masek holých povrchů (**Obr. 21, tabulka 5**), provedené metodou multitemporální syntézy je patrné, že permanentní holé povrchy (ve smyslu vybraných třech termínů) jsou vázány především na oblast báňské činnosti severočeské hnědouhelné pánve a na zastavěná území (bílá barva). Jedná se o poměrně rozsáhlá území, s nízkým stupněm fragmentace. V ostatních případech lze vysledovat změny především přechodného charakteru.

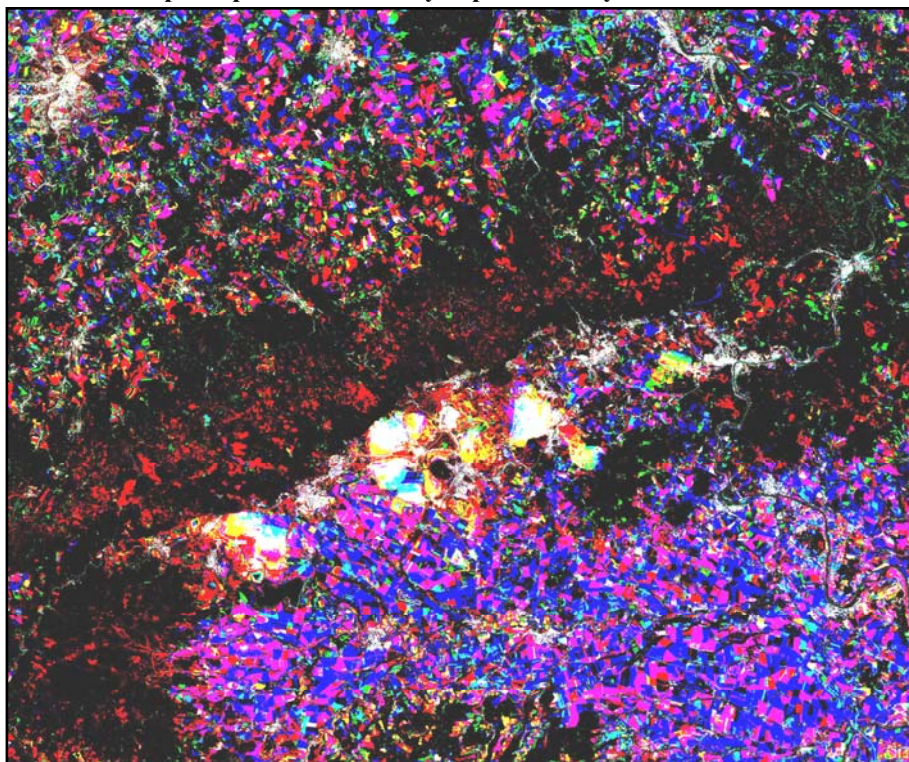
	1986	1995	2004
bílá	x	x	x
žlutá	x	x	
fialová	x		x
tyrkysová		x	x
červená	x		
zelená		x	
modrá			x

Interpretačním příkladem mohou být žluté plochy, soustředěné především do oblastí podkrušnohorských výsypek. Lze usuzovat, že se jedná o území, která se od roku 1995 navracejí do částečně přirozeného stavu, a to buď přirozeným sukcesním vývojem, či pomocí rekultivačních procesů. Tyrkysová barva naopak představuje opačný směr vývoje.

Na daných územích došlo k odstranění vegetace. Jedná se vesměs o rozšiřování těžebních území, ostrůvkovitě se tyto plochy nacházejí i na území Dolnooharské tabule. Fialová barva

je rovněž vázána především na zemědělskou oblast Poohří, zastoupení má i na území Saska. Tyto poměrně rozsáhlé holé plochy bývají pokryté vegetací jen velmi krátkou část vegetačního období – cca od konce května do července. Červená barva indikuje výskyt holých povrchů pouze

Obr. 21 Superimpozice masek holých povrchů v systému RGB



v roce 1986, zejména na území Krušných a Doupovských hor. Vzhledem ke skutečnosti, že scéna z roku 1986 byla pořízena v květnu, jedná se převážně o plochy trvalých travních porostů, v té době téměř bez vegetace, či pokryté vegetační stařinou. Holé plochy vyznačené zelenou barvou (zastoupení pouze v roce 1995) lze považovat za území, procházející určitým

rekultivačním zásahem. V některých případech došlo v následujících letech na těchto plochách k přeměně na vodní plochy. Modrá barva reprezentuje nejvíce zastoupenou kategorii holých ploch (rok 2004), vytvářející zároveň velmi rozlehlé a kompaktní areály Dolnooharské tabule. Jedná se o zemědělsky intenzivně využívané území, které je, stejně jako areály označené fialovou barvou, v nejteplejší části roku bez trvalé funkční vegetace.

Holé plochy na sledovaném území lze tedy obecně rozdělit do dvou základních kategorií.

První kategorie je ve velmi těsném vztahu se zemědělskou činností na daném území a jejich dynamika je často závislá na druhu pěstované plodiny. Vegetace se na těchto plochách vyskytuje pouze po určitou část roku. V oblasti Dolnooharské tabule a Mostecké pánve se jedná o velmi rozsáhlé homogenní celky, na území Saska zaujímají tyto plochy výrazně menší rozlohu, s relativně vysokým stupněm fragmentace.

Druhou skupinu tvoří holé plochy trvalého charakteru - zastavěná území, povrchové doly a výsypky, s vývojovými trendy nesezónního rázu. Jedná se většinou o rekultivační změny či naopak o rozšiřování těžebního prostoru.

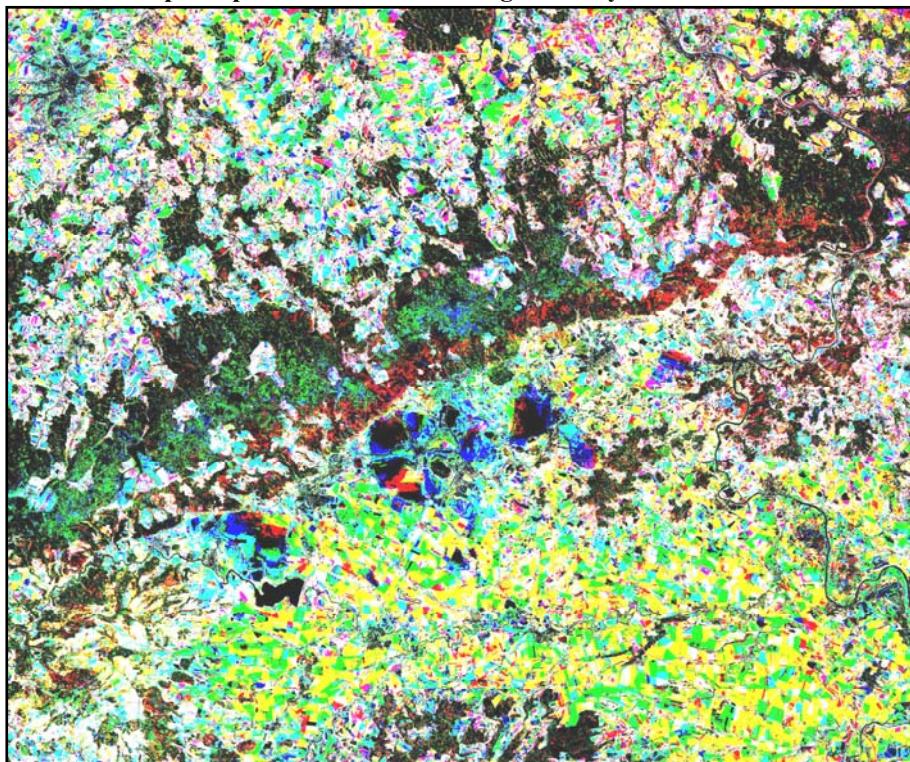
V oblasti Krušných a Doupovských hor, Děčínské vrchoviny a České středohoří, je výskyt holých ploch vázán většinou pouze na začátek vegetačního období. Tyto plochy však v průběhu dalších měsíců zarůstají. Vegetace na nich většinou zůstává až do konce vegetačního období.

Nelesní vegetace

Nelesní vegetace představuje velmi heterogenní a zároveň proměnlivou kategorii krajinného pokryvu. Zahrnuje trvalé travní porosty (kulturní i přirozené), zemědělské plodiny, s různou dynamikou a různými stavovými charakteristikami. Z hlediska krajinné funkce má tato kategorie krajinného pokryvu rozdílnou funkci, často vyplývající právě z této dynamiky. Zhruba od poloviny července do poloviny září dochází ke změnám nelesní vegetace ve velmi krátké době. Hlavní příčinou je postupné zrání a sklizeň zemědělských plodin, kosení trvalých travních porostů apod.. Jak již bylo uvedeno v předchozích kapitolách, v krajině by mělo být zastoupeno co nejvyšší množství trvalé vegetace. Tuto podmínku však nelesní vegetace splňuje jen částečně.

Při hodnocení a interpretaci mezitermínových změn (**Obr. 22, tabulka 6**), je tato kategorie nejvíce náchylná na výskyt tzv. „nepravých změn“, neboť je ovlivněna fenologickými fázemi a tudíž vhodností jednotlivých termínů snímání.

Obr. 22 Superimpozice masek nelesní vegetace v systému RGB



Tyto nepravé změny indikuje červená barva v oblasti Krušných hor a Českého středohoří. Ve většině případů se jedná o mladý, či (vzhledem ke květnovému termínu) jen málo olistěný listnatý les. Na území báňské činnosti lze tyto lokality

považovat za místa, na nichž nejpozději od roku 1995 došlo k rozšíření těžebního prostoru. Zelené plochy označují přítomnost nelesní vegetace pouze v roce 1995. Proto se budou tyto

	1986	1995	2004
červená	x		
zelená		x	
modrá			x
bílá	x	x	x
žlutá	x	x	
fialová	x		x
tyrkysová		x	x

plochy v rámci hodnocení krajinných funkcí jevit spíše jako negativní. Poměrně rozsáhlé a spojitě plochy jsou typické především pro zemědělskou oblast Dolnooharské tabule. Na straně druhé je nutno v tomto případě zohlednit skutečnost, že se jedná o červencový termín. Z těchto důvodů představují tyto lokality (především v Mostecké pánvi a Krušných

horách) nesprávně klasifikované listnaté lesní porosty, které v této době mají téměř totožné spektrální příznaky. Modrá barva vázána především na oblast báňské činnosti, ostrůvkovitě se vyskytuje v oblasti Saska. Na těchto plochách, které pravděpodobně prošly rekultivací, či byly ponechány samovolnému vývoji, byla nelesní vegetace zjištěna až v roce 2004 a lze předpokládat, že bude trvalého charakteru.

Z hlediska disipace sluneční energie, mají pro krajinu pozitivní význam především bíle vyznačené plochy, naznačující přítomnost nelesní vegetace ve všech třech sledovaných termínech. Ve většině případů se jedná pravděpodobně o trvalé travní porosty, s ojedinělým výskytem zemědělských plodin. Rozsáhlé a málo fragmentované plochy s nelesní vegetací

přechodného charakteru (výskyt v roce 1986 a 1995) naznačuje žlutá barva. Nepříliš zastoupená fialová barva v syntéze je vyjádřením pro plochy, které se v roce 1995 staly přechodně holými.

Les

Lesní porosty představují relativně nejméně proměnlivou kategorii krajinného pokryvu. V porovnání s ostatními kategoriemi lze proto některé mezitermínové změny často verifikovat přímo v terénu. Tato skutečnost vyplývá ze superimpozice všech tří masek (**Obr. 23, tabulka**

	1986	1995	2004
červená	x		
zelená		x	
modrá			x
bílá	x	x	x
žlutá	x	x	
fialová	x		x
tyrkysová		x	x

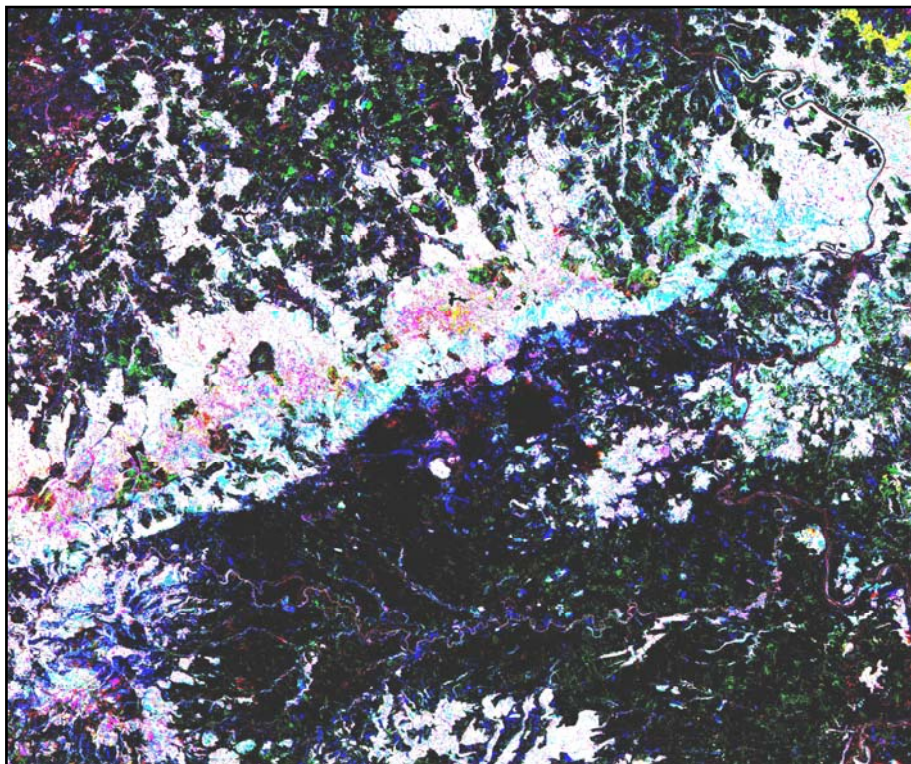
7). Les přítomný ve všech třech termínech je znázorněn bílou barvou, která má také nejvyšší zastoupení. Ostatní barvy RGB a jejich kombinace, mají oproti ostatním kategoriím krajinného pokryvu nepatrné zastoupení, avšak jejich výskyt často zachycuje změny spíše trvalejšího charakteru.

Červená barva ve většině případů naznačuje úbytky lesních porostů, ke kterým

došlo od roku 1986. Les identifikovaný pouze v roce 1995 (zelená barva) představuje spíše chybu v klasifikaci,

které se vzhledem k červencovému termínu lze jen těžko vyhnout. V některých případech se však jedná i o možnost, kdy v roce 1986 nebyl les, vzhledem k nízkému stáří, na snímku zachycen a po roce 1995 došlo k jeho odstranění. V oblasti

Obr. 23 Superimpozice masek lesních porostů



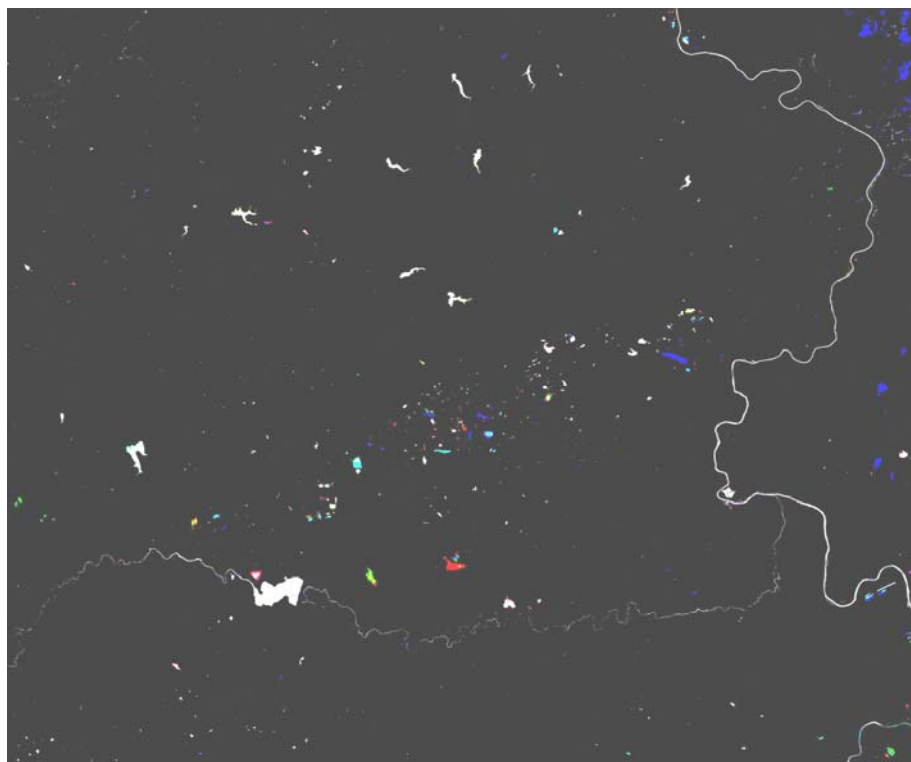
Dolnooharské tabule v tomto termínu zřetelně vystupují některá liniová keřová společenstva,

lemující jednotlivé zemědělsky využívané plochy (porovnáváno s leteckými snímky). Jak již bylo zmíněno, srpnový termín byl ideálním případem pro odlišení lesní vegetace, ve kterém bylo však možno identifikovat i keřová společenstva, remízky či okraje lesů s nízkým korunovým zápojem, rozptýlenou zeleň, vinice apod. Oproti roku 1986 bylo rovněž možno klasifikovat i některé plochy, které dosáhly stáří „družicového lesa“. Tyto lokality jsou znázorněny modrou barvou. Pozitivní vývoj směřující k heterogenizaci krajiny naznačuje modrá barva především na území mezi Mostem a Ústím nad Labem. Ojedinelé lokality žluté barvy v Krušných horách představují místa s úbytkem lesních porostů od roku 1995. V pravém horním rohu byla do výsledku vnesena chyba způsobená oblačností na snímku v roce 2004. Tyrkysové plochy jsou místy, která družice v roce 1986 nebyla díky nízkému stáří porostů schopna rozeznat jako les. Fialová detekuje problematická místa červencového termínu 1995, která nebylo možno použitými metodami oddělit od nelesní vegetace a klasifikovat správně jako lesní porosty.

Vodní plochy

Vodní plochy toky jsou nejméně zastoupenou kategorií krajinného pokryvu. Z multitemporální syntézy vodních masek (**Obr. 24, tabulka 8**) však vyplývá, že se jedná o kategorii poměrně dynamickou. Na RGB syntéze všech třech sledovaných termínů je dobře odlišitelné nejen kolísání hladin větších vodních ploch (nádrží), ale zároveň vznik a zánik vodních ploch, a to především na území báňské činnosti.

Obr. 24 Superimpozice masek vodních ploch



Tabulka 8 Přítomnost vodních ploch

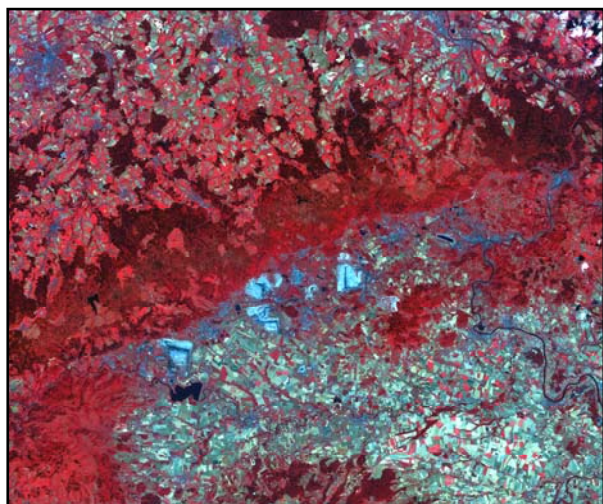
	1986	1995	2004
červená	x		
zelená		x	
modrá			x
bílá	x	x	x
žlutá	x	x	
fialová	x		x
tyrkysová		x	x

Pozn.

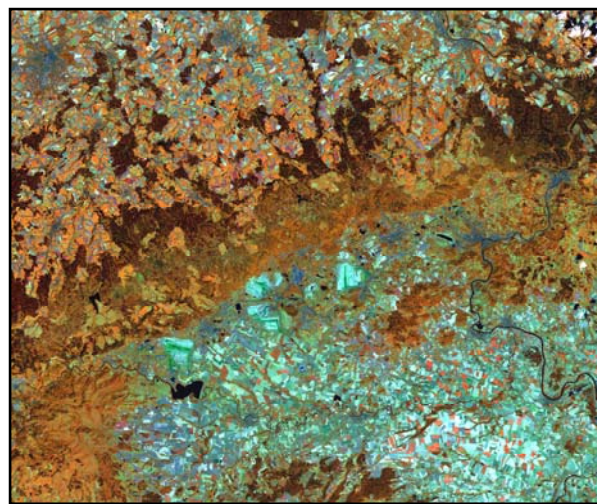
Před samotným procesem klasifikace však lze vybrané informace o území získat i vícepásmovým barevným zvýrazněním obrazu. Tato zvýraznění slouží nejen jako prvotní náhled na sledované území, usnadňující vizuální interpretaci obrazu, ale jsou rovněž využívána pro potřeby dalšího zpracování. Mohou být proto základem pro rozlišení hlavních kategorií krajinného pokryvu či identifikaci některých stavových parametrů.

Vegetační složka je dobře zvýrazněna v RGB syntéze kanálů TM4-TM3-TM1 (**Obr. 25**). Interval vlnové délky kanálu TM4 (0,76-0,9 μm) již náleží do blízké infračervené části spektra, ve které se vegetace vyznačuje vysokou odrazivostí. V ostatních použitých pásmech je její odrazivost nízká, proto je dobře odlišitelná od holých povrchů. Zelená vegetace je na snímku znázorněna různými odstíny červené barvy, velmi nápadně se jeví světle tyrkysová, popř. modré holé povrchy. Tmavě zelená barva náleží vegetační stařině, či listnatým lesům, s nízkým stupněm olistění. Jehličnaté lesy jsou charakteristické černočervenou barvou. Z kombinace TM4-TM5-TM3 (**Obr. 26**) lze získat poměrně velké množství informací o vegetačním pokryvu a vlhkostních parametrech území. Důvodem je zahrnutí viditelné, blízké i střední infračervené části elektromagnetického spektra. Pro detekci vodních ploch je vhodná kombinace TM4-TM5-TM7, popřípadě TM7-TM4-TM3. Voda se v infračervených pásmech jeví téměř jako černé těleso a je proto dobře odlišitelná od okolí. Geologickou pestrost území lze částečně zohlednit v kombinaci kanálů TM7-TM5-TM2.

Obr. 25 Vegetační složka je dobře zvýrazněna v RGB syntéze kanálů TM4-TM3-TM1



Obr. 26 Kombinace kanálů TM4-TM5-TM3 podává informace o pestrosti krajinného pokryvu



Odlišení trvalých travních porostů a zemědělských ploch

Aplikací texturálních filtrů na index NDVI a kanál TM4, zdůrazňující vegetační složku v

obrazu, byla pod maskou nelesní vegetace vyzkoušena možnost diferenciací trvalých travních porostů a zemědělské půdy. Předpokladem hodnocení bylo, že trvalé travní porosty, díky vyšší diverzitě druhů, budou rovněž vykazovat vyšší míru heterogenity. Tento předpoklad se však nepotvrdil, proto bylo k odlišení těchto typů nelesní vegetace, využíváno paralelně vizualizovaných RGB syntéz, převážně kanálů TM4-TM5-TM-3.

5.1.2 Hodnocení přesnosti klasifikace

Hodnocení přesnosti klasifikace bylo provedeno na základě chybové matice, v níž byly porovnávány kategorie klasifikovaného obrazu s referenčními daty (řádky matice). Jako referenční data byly vybrány v multispektrálním obrazu testovací plochy o známých charakteristikách. Výsledky přesnosti klasifikace jsou obsaženy v **tabulkách 9a-c**, dále jsou jen stručně okomentovány.

Celková přesnost klasifikace pro rok 1986 je 96,2 %. Problémovou třídou v tomto termínu byly holé povrchy, u nichž hodnota z nesprávného zařazení je 14 % (nesprávně klasifikovány jako les, v menší míře jako nelesní vegetace. Lesní porosty vykázaly nejvyšší chybu z opomenutí, a to 10,2 %. Nejnižší celková přesnost byla dosažena v červencovém termínu 1995 – 90,1 %. Vysoká míra nepřesnosti byla způsobena především nesnadnou separovatelností tříd listnatých lesů a nelesní vegetace. Chyba z nesprávného zařazení u lesních porostů byla 9,8 % a u nelesní vegetace až 18 %. Obě třídy měly i nejvyšší chybu z opomenutí (les 19,1 % a nelesní vegetace 9,3 %). Snímky pořízené v tomto období proto nelze považovat za vhodné, pro analýzy krajinného pokryvu. Nejvyšší přesnosti klasifikace bylo dosaženo v termínu 2004 (98,1 %). Nesprávně zařazeny byly holé povrchy 6,8 %, nejvyšší chyba z opomenutí 6,1 % byla zaznamenána u nelesní vegetace.

Tabulka 9a Hodnocení přesnosti klasifikace 1986

Referenční data	Reference Class Number	Klasifikovaná data						
		Accuracy+ (%)	Number Samples	0 Nevyklasifikováno	1 Voda	2 Nelesni vegetace	3 Les	4 Holé povrchy
Voda	1	100.0	1580	0	1580	0	0	0
Nelesní vegetace	2	98.8	1309	0	0	1293	0	16
Les	3	89.8	2249	17	10	3	2020	199
Holé povrchy	4	99.9	1325	0	0	0	1	1324
TOTAL			6463	17	1590	1296	2021	1539
Reliability Accuracy (%)*					99.4	99.8	100.0	86.0
OVERALL CLASS PERFORMANCE (6217 / 6463) = 96.2% Kappa Statistic (X100) = 94.9%. + (100 - percent omission error); also called producer's accuracy. * (100 - percent commission error); also called user's accuracy.								

Tabulka 9b Hodnocení přesnosti klasifikace 1995

Referenční data	Reference Class Number	Klasifikovaná data							
		Accuracy+ (%)	Number Samples	0 Nevyklasifikováno	1 Holé povrchy	2 Voda	3 Les	4 Nelesní vegetace	5 Oblačnost
Holé povrchy	1	99.9	3786	0	3784	0	0	2	0
Voda	2	100.0	1357	0	0	1357	0	0	0
Les	3	80.9	5974	8	0	0	4833	1133	0
Nelesní vegetace	4	90.7	5713	3	0	0	527	5183	0
TOTAL			16830	11	3784	1357	5360	6318	0
Reliability Accuracy (%)*					100.0	100.0	90.2	82.0	0
OVERALL CLASS PERFORMANCE (15157 / 16830) = 90.1% Kappa Statistic (X100) = 85.8%. Kappa Variance = 0.000011. + (100 - percent omission error); also called producer's accuracy. * (100 - percent commission error); also called user's accuracy.									

Tabulka 9c Hodnocení přesnosti klasifikace 2004

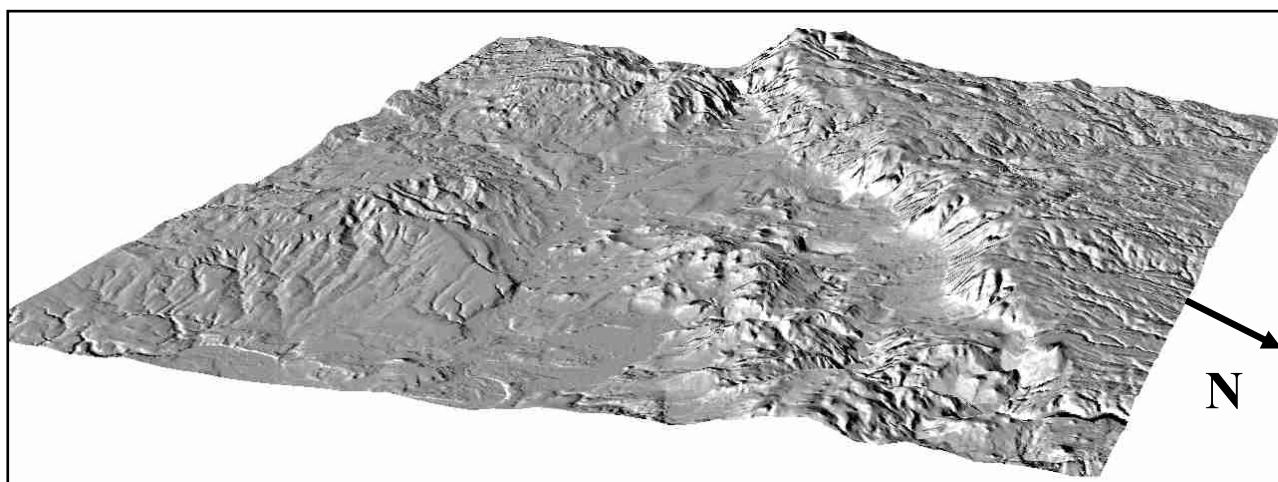
Referenční data	Reference Class Number	Klasifikovaná data							
		Accuracy+ (%)	Number Samples	0 Nevyklasifikováno	1 Holé povrchy	2 Voda	3 Les	4 Nelesní vegetace	5 Oblačnost
Holé povrchy	1	100.0	1423	0	1423	0	0	0	0
Voda	2	100.0	817	0	0	817	0	0	0
Les	3	99.9	1681	1	0	0	1680	0	0
Nelesní vegetace	4	93.9	1700	0	96	0	8	1596	0
TOTAL			5621	1	1519	817	1688	1596	0
Reliability Accuracy (%)*					93.7	100.0	99.5	100.0	0.0
OVERALL CLASS PERFORMANCE (5516 / 5621) = 98.1% Kappa Statistic (X100) = 97.5%. Kappa Variance = 0.000006. + (100 - percent omission error); also called producer's accuracy. * (100 - percent commission error); also called user's accuracy.									

5.2 Teplota krajinného pokryvu, interpretace teplotních map

Pro hodnocení teploty krajinného pokryvu mají významný a nezastupitelný potenciál družicová termální data Landsat TM a ETM⁺. Kanál TM6 (10,4 – 12,5 μm) zaznamenává termální radianci z povrchů, s prostorovým rozlišením 120 m a 90 m. Jejich význam spočívá především v prostorové spojitosti, která nevyžaduje použití interpolačních metod. Z těchto termálních dat lze získat nejen relativní (radiční) teplotu, ale rovněž hodnoty absolutní (kinetická teplota vyjádřená ve $^{\circ}\text{C}$) (Lillesand a Kiefer 2000). Pro mezitermínová srovnání však absolutní teploty nejsou vhodné. Důvodem je nestejný osvit scény, různá fenologická fáze, nestejně meteorologické podmínky apod. Použití relativních teplot však tato porovnávání scén, pořízených za různých podmínek, umožňuje. Zároveň odpadá i nutnost atmosférických korekcí (Dobrovolný 1998).

Určitý vliv na teplotní rozložení může mít i reliéf (**Obr. 27**), jeho vnitřní výšková členitost, dále expozice a nadmořská výška. Tyto faktory, v porovnání s ostatními hodnocenými parametry, však vykazují dlouhodobou stabilitu. Jejich detailní analýza nebyla hlavním předmětem této práce. Pro získání orientační informace o případné korelaci naměřené relativní teploty s nadmořskou výškou, byla provedena pro všechny tři hodnocené termíny jednoduchá regresní analýza teplotního obrazu a digitálního modelu reliéfu SRTM-90. Podle hodnot Pearsonova korelačního koeficientu bylo zjištěno, že v případě let 1986 a 1995 je míra závislosti mezi sledovanými proměnnými velmi slabá ($r = -0,22$ a $r = -0,17$). V roce 2004 se nepatrně zvyšuje ($r = -0,35$) a lze tedy uvažovat o mírném vlivu nadmořské výšky na teplotní obraz.

Obr. 27 Stínovaný model reliéfu zájmového území. Převýšeno 1,5x. Podmínky osvitu odpovídají situaci v době přeletu družice Landsat 10.8. 2004 v 10:42



Náhledové mapy (**Obr. 28a-c**) ukazují teplotní diferenciaci jednotlivých termínů. Při hodnocení teploty je vhodné sledovat míru agregace jednotlivých kategorií a jejich prostorové rozmístění, a to především u nejteplejších a teplých ploch. Pro všechny tři hodnocené termíny je typické nerovnoměrné rozložení teplotních kategorií, s výraznými regionálními rozdíly. Patrné je to zejména v situacích 1986 a 2004. Termín 1995 vykazuje vyšší míru heterogenizace teplotní mapy. Z těchto důvodů byl obraz rozdělen na čtyři oblasti, které byly charakterizovány odděleně.

5.2.1 Regionální hodnocení teploty

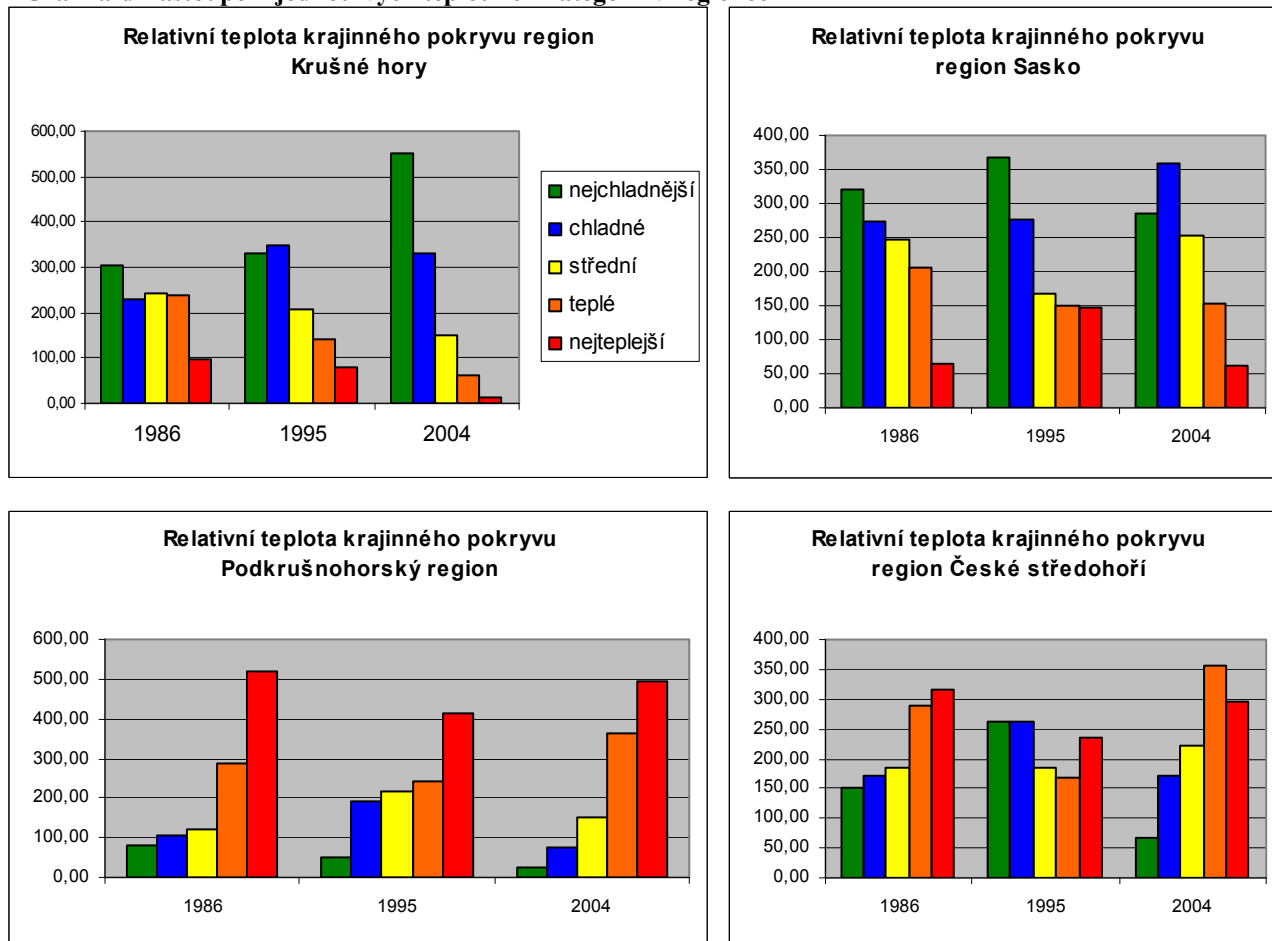
Region Krušných hor je obecně nejchladnější ze všech hodnocených (**Graf 2a**). Převládají kategorie nejchladnějších a chladných ploch, s minimálním zastoupením ploch nejteplejších. Situace z 1986 se vyznačuje poměrně vyrovnaným rozložením teplotní škály. Nejteplejší a teplé plochy se nacházejí především ve vrcholové části Krušných hor, výraznější aglomerace tvoří i ve východní části Doupovských hor a Děčínské vrchovině. Nejchladnější plochy jsou vázány na úpatí zlomového svahu Krušných hor. V termínu 1995 byl již zaznamenán pokles dvou nejteplejších kategorií, ve všech částech regionu. Výrazná změna (posun do chladnějších kategorií) byla zaznamenána především v oblasti Doupovských hor. Pozitivně „extrémním“ případem je rozložení teploty v roce 2004, s nepoměrem zastoupení obou mezních kategorií. Teplotní mapa z tohoto roku zachycuje výrazný teplotní kontrast mezi krušnohorským regionem a přechodem do pánevní oblasti, s převahou dvou nejchladnějších teplotních kategorií.

Území **Saska** představuje příklad relativně modelového rozložení teploty v krajině, neboť ve všech třech hodnocených situacích ukazuje velmi dobrou heterogenizaci teplotní mapy (**Graf 2b**). Jednotlivé kategorie jsou fragmentované, relativně rovnoměrně rozmístěné po celém sledovaném území, s převažujícím zastoupením nejchladnějších, případně chladných ploch. Četnost ostatních kategorií se víceméně lineárně snižuje. Nejteplejší povrchy zaujmají nejmenší rozlohu, pouze v termínu 1995 mají stejné zastoupení jako kategorie teplé plochy. Výrazné aglomerace tvoří obě dvě kategorie především v oblasti sídel (Drážďany – Freiberg - Chemnitz).

Oblast Podkrušnohoří představuje z hlediska rozložení relativní teploty velmi problematický region. Zastoupení teplotních kategorií (**Graf 2c**) je inverzní ideálnímu uspořádání funkční krajiny. Zcela převažují nejteplejší plochy, aglomerované do velkých

celků spolu s plochami teplými, přičemž je toto uspořádání typické pro všechny tři termíny. Největší rozdíl v zastoupení jednotlivých tříd představuje situace 2004. Mírně se tento rozdíl vyrovnává v roce 1995, kdy je patrná určitá fragmentace nejteplejších ploch a vyrovnanější četnost tří prostředních tříd. Lze předpokládat, že území báňské činnosti bude představovat oblast s nejméně příznivou situací. Z náhledových map sice vyplývá, že především výsypky a samotné těžební lokality představují velké tepelné ostrovy. Avšak v průběhu sledovaných devatenácti let na tomto území dochází k trendu fragmenace a zmenšování těchto ploch. Tento vývoj byl zaznamenán především na území Kadaň - Most – Ústí nad Labem. Zcela opačným případem je však situace na území Dolnooharské a Středolabské tabule. Teplé a nejteplejší plochy jsou (s výjimkou roku 1995) agregovány. Extrémním případem je situace 2004, kde celé území (Kadaň – Roudnice nad Labem) představuje jeden velký tepelný ostrov. Nepatrnou fragmentaci středně teplými plochami lze zaznamenat především v okolí vodních toků – Ohře, Blšanky a Chomutovky. Výskyt nejchladnějších a chladných ploch je vázán především na červencový termín 1995, nepatrné zastoupení mají tyto kategorie i v situaci 1986. Do vymezeného regionu zasahuje výběžek oblasti Džbánu, který je ve všech třech termínech protikladem ke zbytku území. Výjimkou je situace 1995, kde teplotní kontrast není příliš patrný.

Graf 2a-d Zastoupení jednotlivých teplotních kategorií v regionech



České středohoří obecně náleží k teplým regionům. V porovnání s oblastí Dolnooharské tabule však vykazuje vyšší míru teplotní diferenciace (**Graf 2d**). Ze všech hodnocených termínů sice vyplývá, že kategorie nejteplejších a teplých ploch mají poměrně četné zastoupení (především v okolí Labe a přechodu do Mostecké pánve). Nedochozí však k jejich vyšší agregaci a jejich negativní vliv je kompenzován přítomností ploch chladnějších. Výjimku tvoří rok 2004, kdy je rozdíl zastoupení teplotních kategorií největší. Situace indikuje úbytek nejchladnějších a chladných ploch ve prospěch teplých a nejteplejších.

5.2.2 Hodnocení relativní teploty ve vztahu ke krajinnému pokryvu

Z analýzy teploty, provedené pod maskami jednotlivých kategorií krajinného pokryvu, lze získat informace o způsobu, jakým jednotlivé povrchy disipují sluneční energii a tím i obraz jejich funkčního významu v krajině.

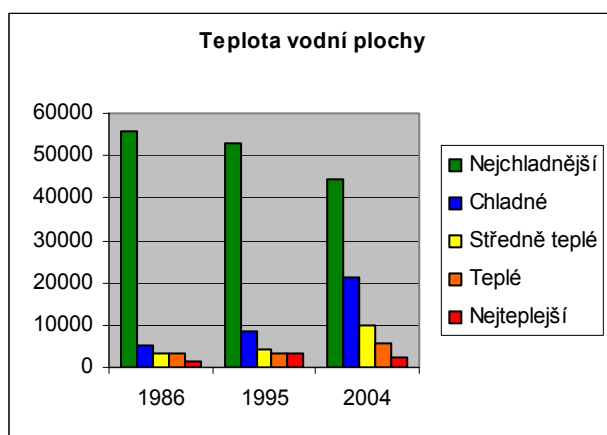
Holé povrchy (Obr. 29a,d,g) jednoznačně představují nejteplejší místa v krajině, a to ve všech třech sledovaných termínech (**Graf 4a**). Ostatní teplotní kategorie jsou zastoupeny menšinově, vyšší četnost nejchladnějších ploch v roce 1986 je do určité míry chybou, způsobená zákalem na snímku. Na příslušnost holých povrchů do nižších teplotních kategorií měly vliv převážně rozdílné stavové parametry. Z paralelně vizualizovaných teplotních obrazů holých povrchů a RGB syntéz TM7–TM5-TM2, TM4–TM5-TM3 a TM4–TM3-TM2 vyplývá, že teplotní obraz byl ovlivněn především vyšším obsahem půdní vlhkosti, případně přítomností velmi řídkého vegetačního pokryvu či mrtvou biomasou. Minimální počet odchylek byl zaznamenán v termínu 1995, nejvyšší míra diferenciace teplotního obrazu holých povrchů je patrná v termínech 1986 a 2004. Teplotní anomálie však nevykazují žádné pravidelné rozložení.

Teplotní charakteristika **nelesní vegetace (Obr. 29 b,e,h)** se vyznačuje poměrně velkými rozdíly. Na rozdíl od předchozích dvou kategorií krajinného pokryvu, nevykazuje žádná z teplotních tříd výraznější převahu (**Graf 4b**). Teplotní protipóly nejteplejších a nejchladnějších povrchů jsou menšinové, převažují teplé – středně teplé a chladné povrchy (řazeno dle četnosti sestupně). Nejchladnější povrchy jsou ve všech třech sledovaných termínech zastoupeny nejméně, jejich výskyt je vázán především na nelesní vegetaci v oblasti Saska. Ostatní kategorie jsou v letech 1986 a 1995 poměrně vyrovnané, s velmi mírnou převahou chladných povrchů v roce 1995. Ačkoli tento termín zobrazuje sledované území ve vrcholné části vegetačního období, s maximálním množstvím vegetace, oblast západní části

Dolnooharské tabule přesto spadá do nejvyšších teplotních kategorií. Příznivější teplotní obraz vytváří vyšší zastoupení chladnějších ploch v její východní části. Ostrý kontrast tvoří region Doupovských hor, Českého středohoří a opět Saska. V situaci 2004 byl zaznamenán nejnižší podíl obou mezních kategorií. Nelesní vegetaci, řazenou do nejnižších teplotních tříd představují především trvalé travní porosty Doupovských a Krušných hor a Saska (s výjimkou oblastí Chemnitz - Freiberg – Drážďany), ostatní oblasti spadají do tříd 3 – 5.

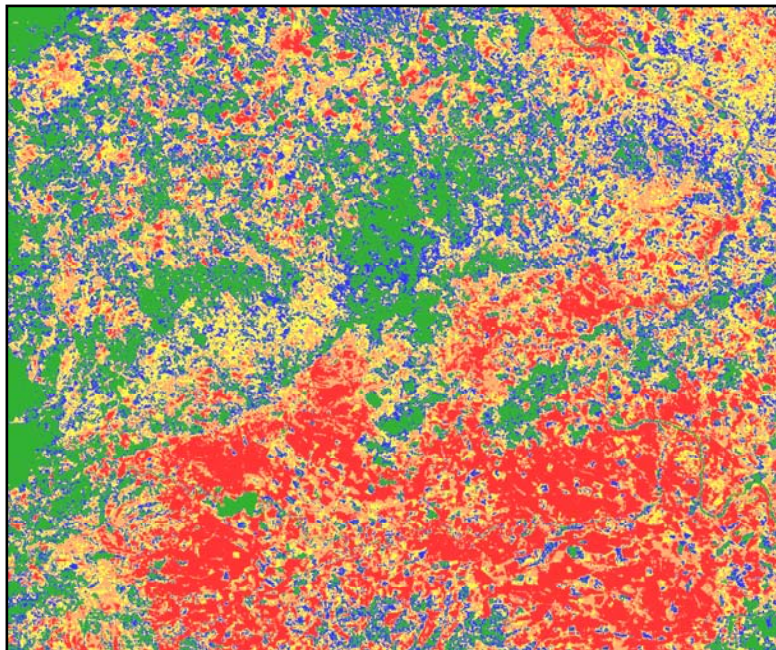
Kategorie **les (Obr. 29c,f,i)** vykazuje oproti holým povrchům inverzní teplotní uspořádání, s nejvyšším podílem nejchladnějších a chladných ploch (**Graf 4c**). Rok 1986 je jedinou výjimkou, kdy převažují chladné plochy nad nejchladnějšími. Stejně jako v předchozím případě, i u lesních porostů budou mít významný vliv na teplotní obraz stavové parametry. Nejnižší teplotní proměnlivost vykazují lesy Saska, saské strany Krušných hor rovněž však i na úpatí zlomového svahu, dále v Doupovských horách a Českém středohoří. Většinou spadají do dvou nejnižších teplotních kategorií, a to ve všech třech sledovaných termínech. Lesní komplexy vrcholové části Krušných hor a Děčínské vrchoviny vykazují poměrně silnou teplotní odlišnost. V prvních dvou sledovaných termínech jsou zařazeny do vyšších teplotních kategorií 3 -5, výrazný posun do nejchladnějších tříd byl však zaznamenán v roce 2004. Lesy v oblasti Džbánů většinou spadají do chladnějších teplotních intervalů, s teplotním výkyvem (kategorie 3) v roce 1995. Rozptýlené porosty Dolnooharské tabule a Mostecké pánve jsou charakterizovány kategoriemi 2 – 4. V roce 1995 byl zaznamenán vyšší výskyt kategorie 5. Jedná se však o chybu, která je výsledkem obtížné oddělitelnosti kategorií nelesní vegetace a lesních porostů v červencovém termínu. Při porovnání s multispektrální syntézou TM4-TM5-TM3 je patrné, že tato kategorie náleží zemědělským plodinám. V roce 2004 tyto porosty spadají převážně do kategorie 3.

Graf 3 Rozložení teplotních kategorií vodních ploch



Vodní plochy víceméně spadají ve všech třech termínech mezi nejchladnější povrchy (**Graf 3**), posun do vyšších teplot byl zaznamenán pouze v srpnovém termínu 2004, kdy se již začíná projevovat jejich zvýšená tepelná kapacita.

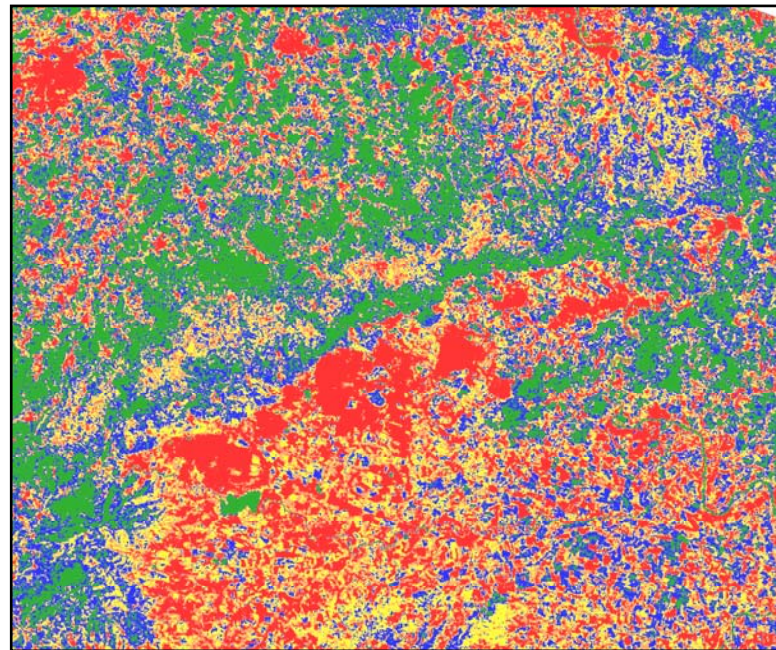
Obr. 28a Relativní teplota krajinného pokryvu 1986



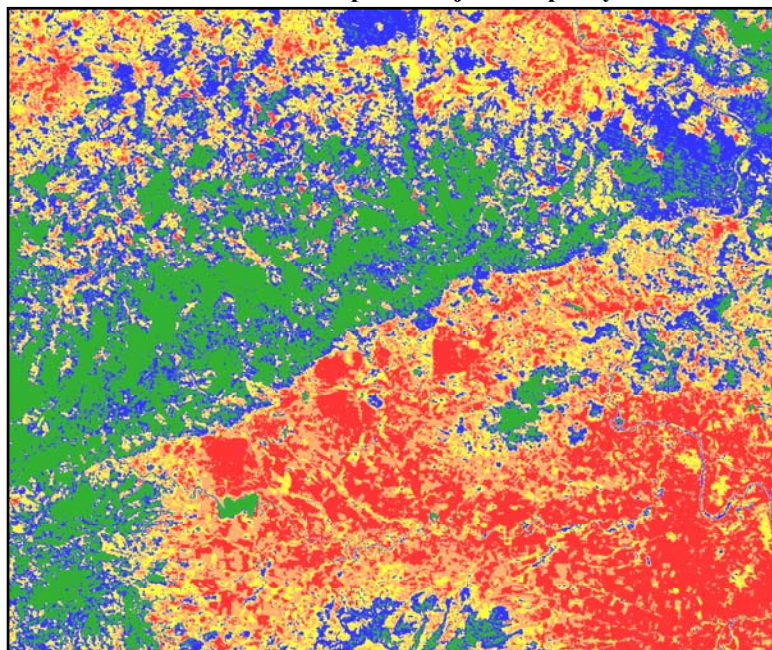
Obr. 28 Relativní teplota

- Nejchladnější povrchy
- Chladné povrchy
- Středně teplé povrchy
- Teplé povrchy
- Nejteplejší povrchy

Obr. 28b Relativní teplota krajinného pokryvu 1995

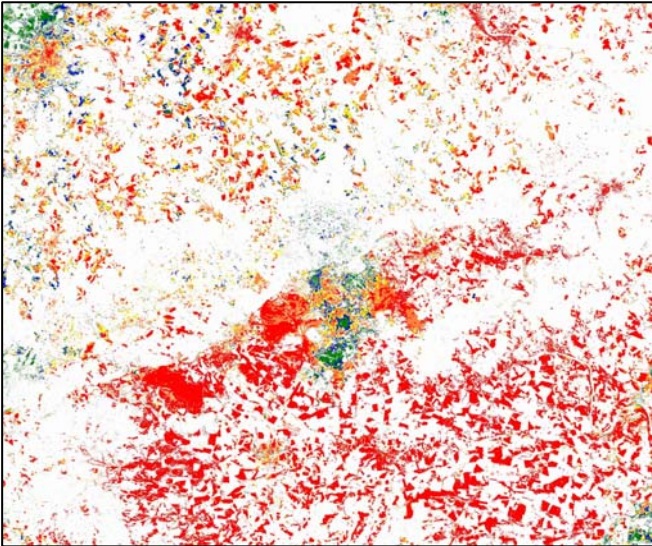


Obr. 28c Relativní teplota krajinného pokryvu 2004

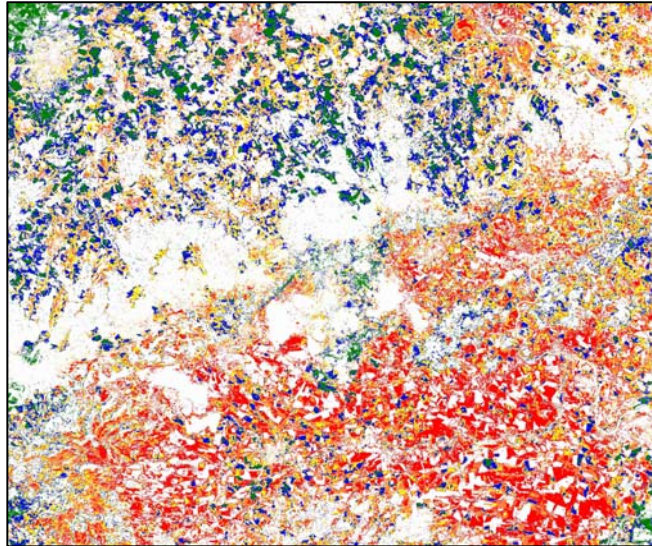


Obr. 29 Relativní teplota kategorií krajinného pokryvu

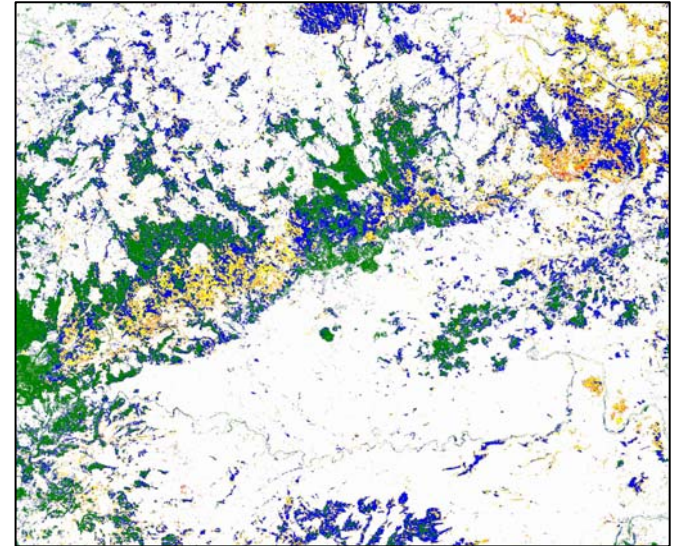
Obr. 29a Teplota holé povrchy 1986



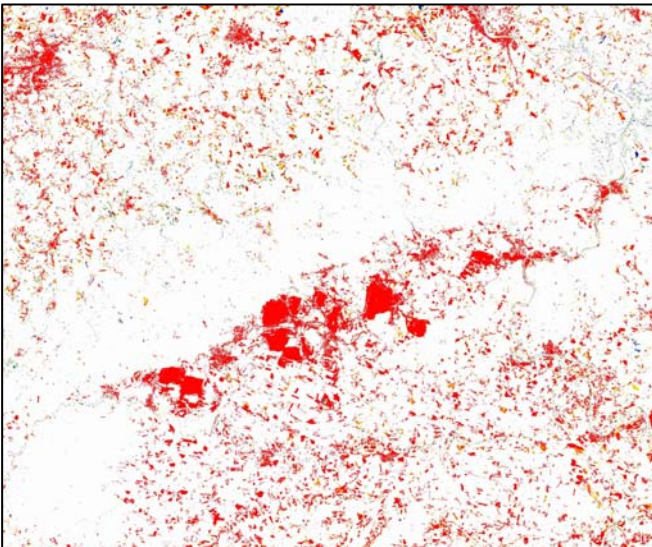
Obr. 29b Teplota nelesní vegetace 1986



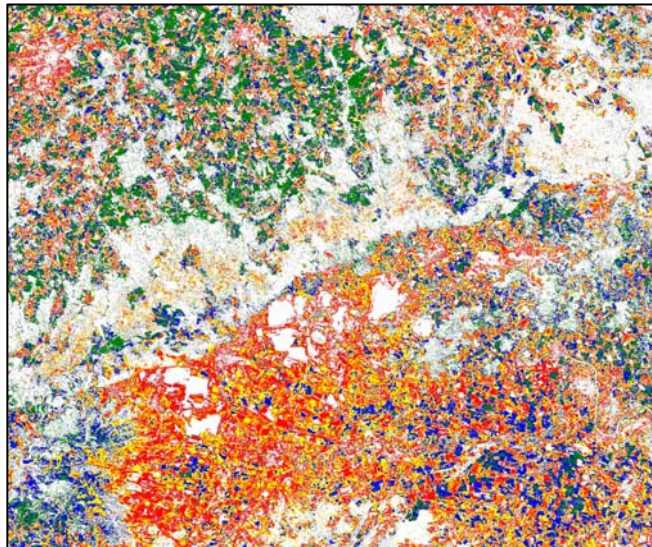
Obr. 29c Teplota les 1986



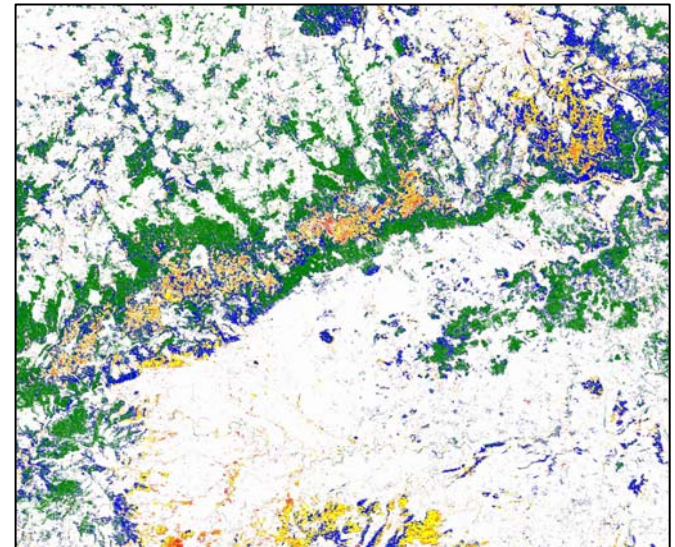
Obr. 29d Teplota holé povrchy 1995



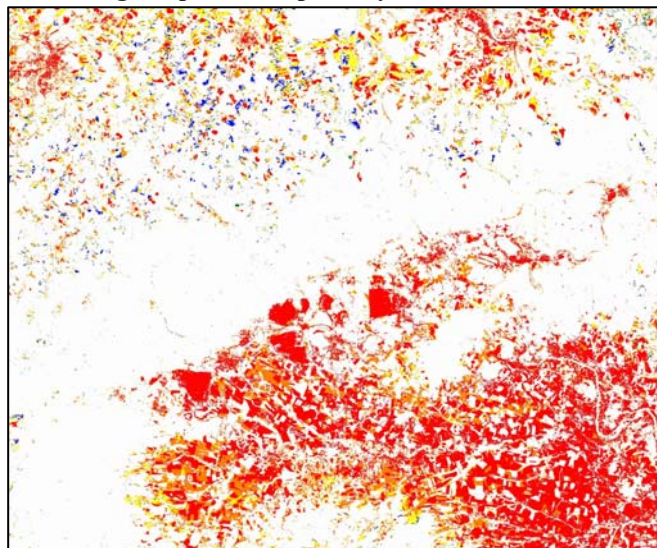
Obr. 29e Teplota nelesní vegetace 1995



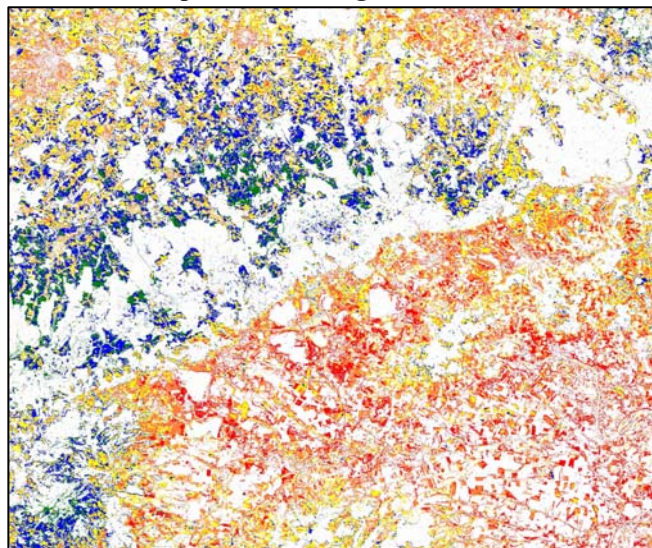
Obr. 29f Teplota les 1995



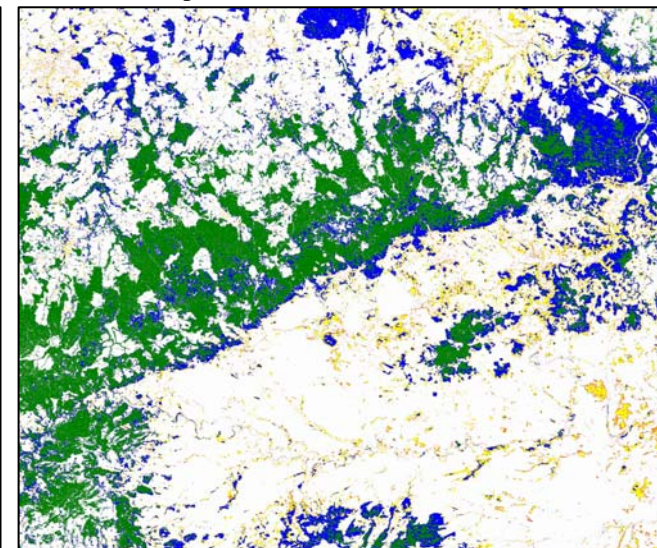
Obr. 29g Teplota holé povrchy 2004



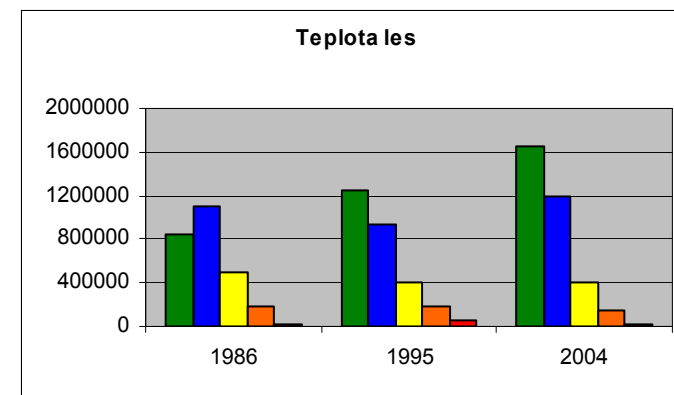
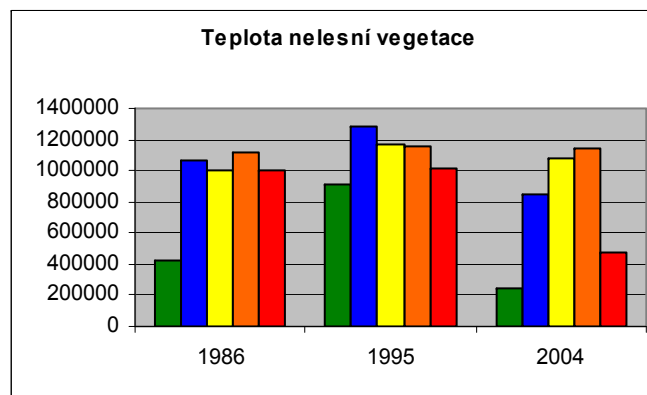
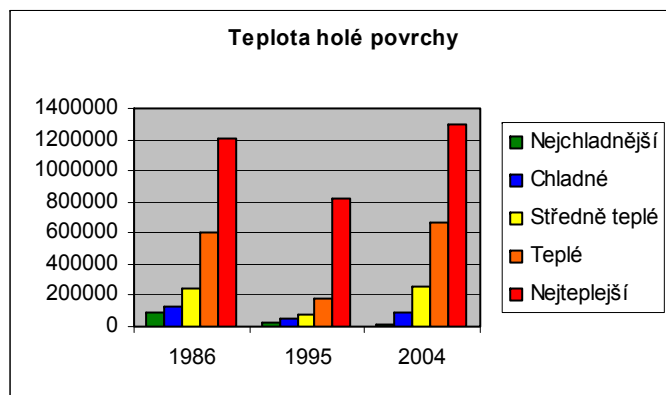
Obr. 29h Teplota nelesní vegetace 2004



Obr. 29i Teplota les 2004



Graf 4 a-c Rozložení teplotních kategorií podle kategorií krajinného pokryvu



5.3 Analýza stavových parametrů krajinného pokryvu

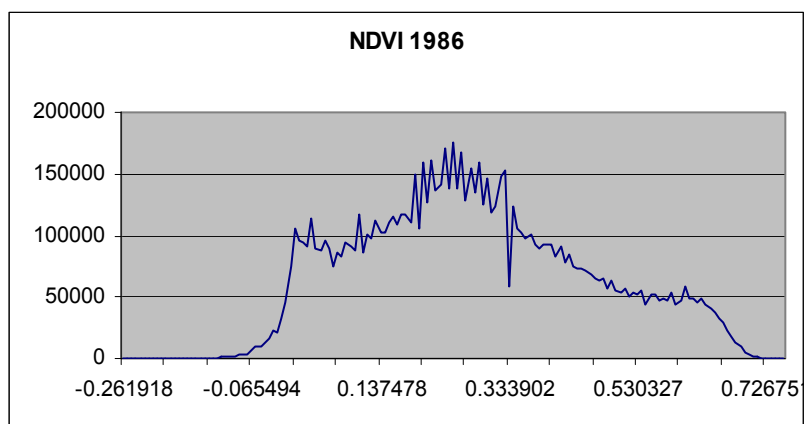
Na způsob a efektivitu disipace sluneční energie v krajině má vliv nejen krajinný pokryv a jeho struktura, ale rovněž jeho stavové parametry. Kvalitativními vlastnostmi, které v rozdílné míře modifikují teplotní obraz krajiny, je množství zelené biomasy a dostupnost a přítomnost (obsah) vody v ekosystému. Oba dva faktory mají vliv na míru evapotranspirace a tím ovlivňují poměr latentního a „klasického“ tepla v krajině (Boegh et. al 1999).

5.3.1 Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) jako indikátor množství zelené biomasy

5.3.1.1 Hodnocení NDVI v jednotlivých termínech

Květnový termín z **roku 1986 (Obr. 30a)** se obecně vyznačuje nižšími hodnotami indexu (**Graf 5**). U kategorie les (**Obr. 31c**) se v této době ještě projevuje raná fáze vegetačního

Graf 5 Hodnoty indexu NDVI v termínu 1986



období, proto převažují především kategorie 3 a 4, s nepatrným zastoupením obou dvou extrémních kategorií 1 a 5. Patrný je zejména rozdíl v hodnotách indexu listnatých porostů, podmíněný především nadmořskou výškou. Z

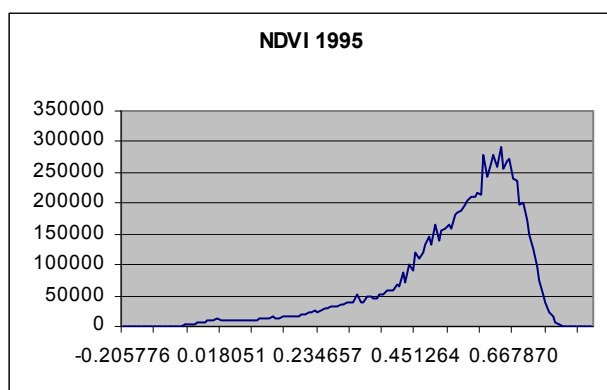
tohoto důvodu listnaté lesy vykazují velmi rozdílnou příslušnost k jednotlivým kategoriím NDVI. Ve vrcholových partiích Krušných hor spadají do kategorie 4 – 5 (minimální množství zelené biomasy). Nízké hodnoty indexu v této oblasti jsou rovněž způsobeny velmi řídkým a poškozeným porostem jehličnatého lesa. Při přechodu do pánevní oblasti a Dolnooharské tabule se listnaté lesy přesunují (v závislosti na stupni olistění) do tříd 2 – 3. V oblasti Českého středohoří se již nachází i porosty v kategorii 1 (maximální množství zelené biomasy). Kategorie 3 (střední množství biomasy) zastupuje převážně jehličnaté porosty.

Nelesní vegetace (**Obr. 31b**) je kategorií velmi diferencovanou. V květnovém termínu jednoznačně převažují kategorie 1 a 2 (převážně zemědělsky obdělávané plochy), trvalé travní porosty, zvláště ve vyšších nadmořských výškách, dosahují hodnot nižších (kategorie 3 – 4).

Na mnohých plochách lze v této době zaznamenat ještě zbytky vegetační stařiny či velmi řídkou a nesouvislou vegetaci (**Obr. 31a**). Proto bylo obtížné, a do jisté míry i velmi subjektivní, stanovit práh, kdy daná plocha ještě náleží do kategorie nelesní vegetace a kdy do holých povrchů. Z tohoto důvodu je v tomto termínu kategorie holých povrchů nejvíce diferencovaná a nespadá pouze do kategorie 5. Graf 7a obsahuje souhrnné údaje pro kategorie krajinného pokryvu.

Vrcholnou fázi vegetačního období, s nejvyšším množstvím zelené biomasy (**Graf 6**), a

Graf 6 Hodnoty indexu NDVI v termínu 1995



tím i nejvyššími hodnotami NDVI, zachycuje červencová scéna z roku 1995 (Obr. 30b).

Lesní porosty (**Obr. 31f**) se vyznačují poměrně rovnoměrným zastoupením kategorií 1 – 4. Nejvýrazněji je zastoupena kategorie 4 – jehličnaté porosty, které v rámci celého obrazu vykazují nižší hodnotu zelené biomasy. Opačnou stranu stupnice (kategorie 1) zahrnují listnaté lesy

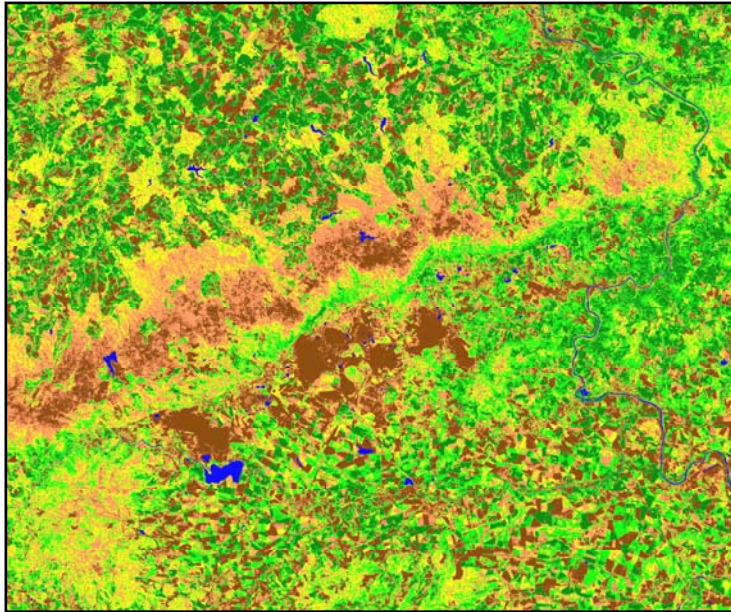
Doupovských a Krušných hor a Českého středohoří. Ostatní kategorie 2 a 3 vyjadřují určitý stupeň smíšenosti. Kategorie 5 se, s výjimkou oblasti Děčínské vrchoviny, téměř nevyskytuje, nízké hodnoty indexu jsou nadále typické pro vrcholovou oblast Krušných hor.

Nelesní vegetace (**Obr. 31e**) je dominantní kategorií krajinného pokryvu, s téměř rovnoměrně zastoupenými hodnotami NDVI. Kategorie 1 tvoří kompaktní areály především v oblasti Krušných a Doupovských hor, částečně i v Českém středohoří a Sasku, ojediněle v Dolnooharské tabuli. Lze předpokládat, že se většinou jedná o trvalé travní porosty, které v tomto termínu vykazují nejvyšší množství biomasy. Řada zemědělských plodin je v této době již sklízena, proto se, oproti předchozímu hodnocení, spíše přesunuje do kategorií 2 – 3, částečně i 4 (případy dozrávajících obilí apod.). Minimální množství biomasy (kategorie 5) u nelesní vegetace tvoří spíše liniové prvky v krajině. Do jisté míry by je bylo možno považovat za ekotonová rozhraní.

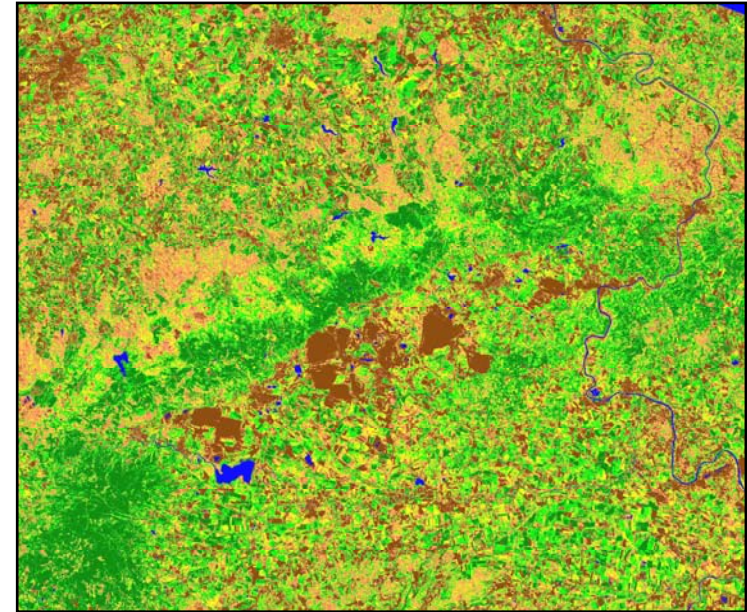
Holé povrchy (**Obr. 31d**) spadají v tomto termínu jednoznačně do nejnižší kategorie 5, bez vegetační stařiny či jiných přechodových forem vegetace. Souhrnné údaje pro jednotlivé kategorie krajinného pokryvu pro tento termín jsou znázorněny **Grafem 7b**.

Obr. 30 Kategorie indexu NDVI

Obr. 30a Kategorie indexu NDVI v roce 1986

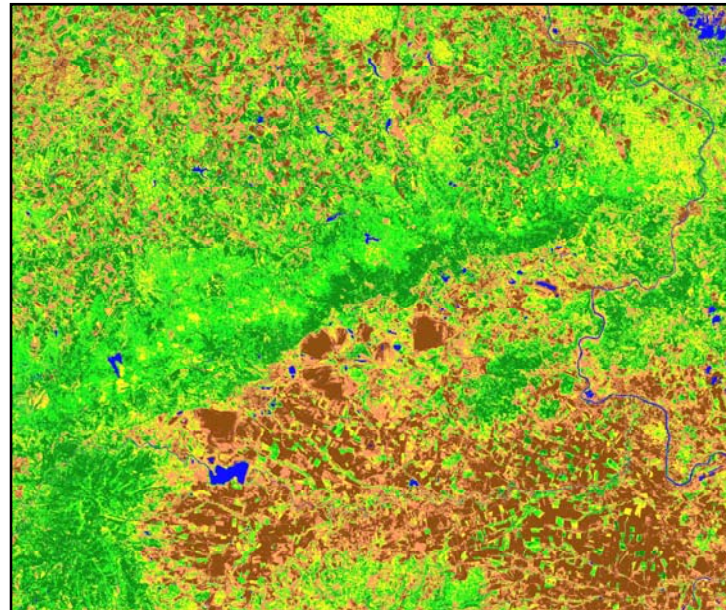


Obr. 30b Kategorie indexu NDVI v roce 1995



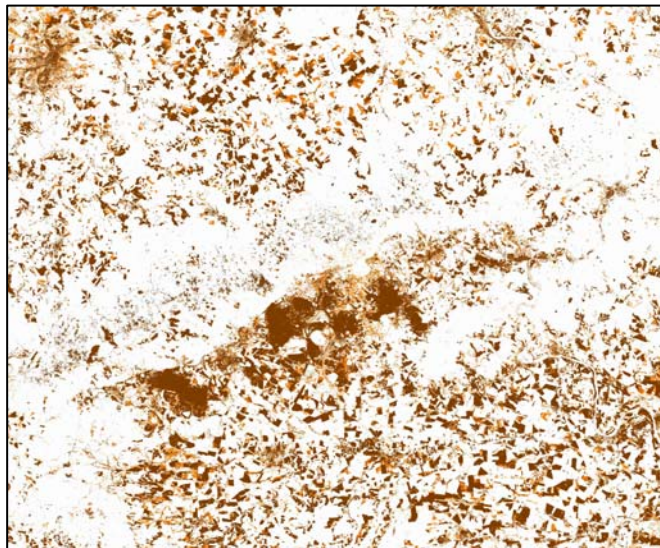
- Vodní plochy
- Max. hodnoty NDVI (kat.1)
- Kategorie 2
- Střed. hodnoty NDVI (kat.3)
- Kategorie 4
- Min. hodnoty NDVI (kat.5)

Obr. 30c Kategorie indexu NDVI v roce 2004



Obr. 31 Kategorie indexu NDVI podle krajinného pokryvu

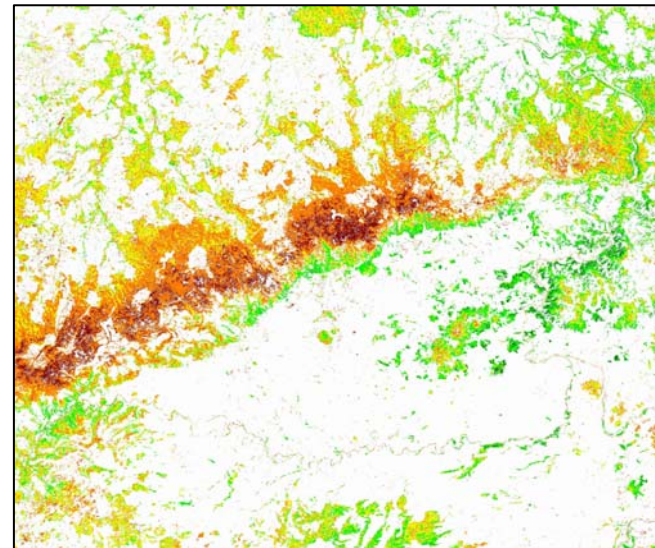
Obr. 31a NDVI holé povrchy 1986



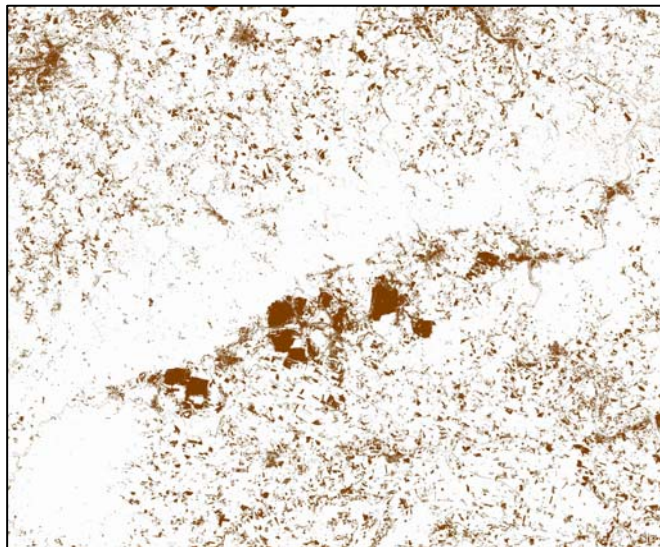
Obr. 31b NDVI nelesní vegetace 1986



Obr. 31c NDVI les 1986



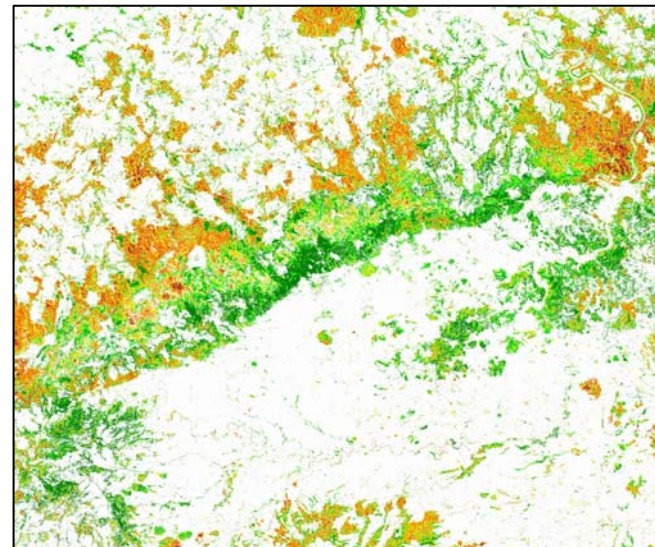
Obr. 31d NDVI holé povrchy 1995



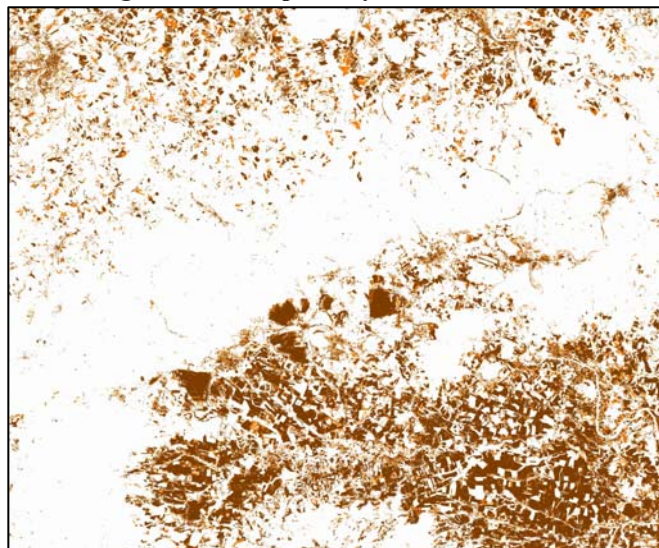
Obr. 31e NDVI nelesní vegetace 1995



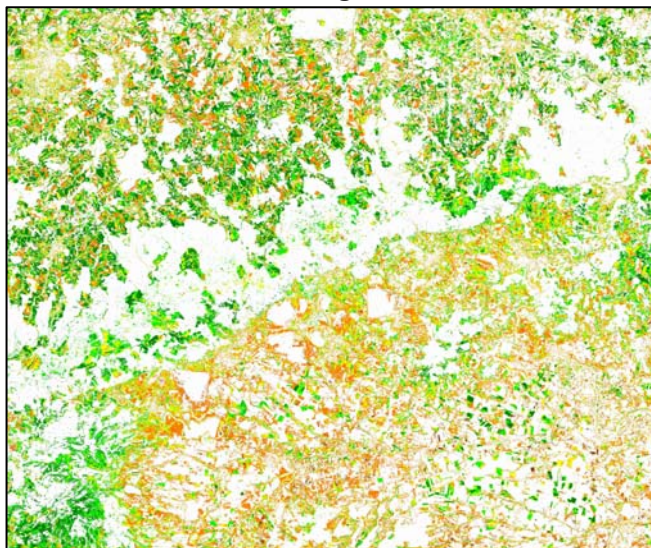
Obr. 31f NDVI les 1995



Obr. 31g NDVI holé povrchy 2004



Obr. 31h NDVI nelesní vegetace 2004

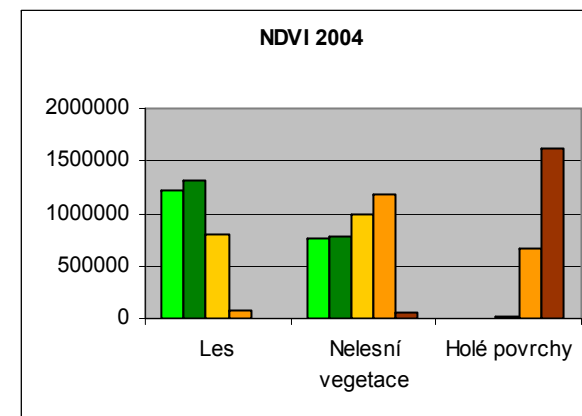
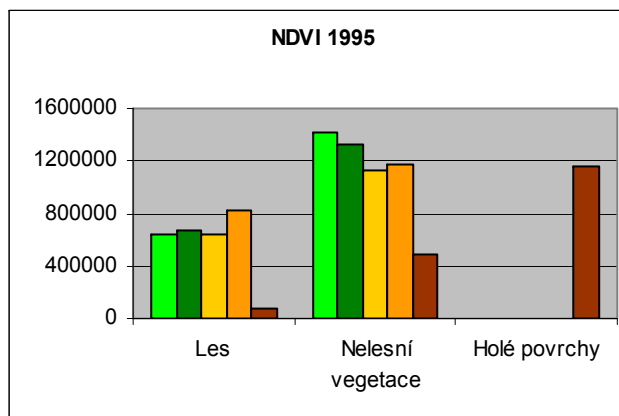
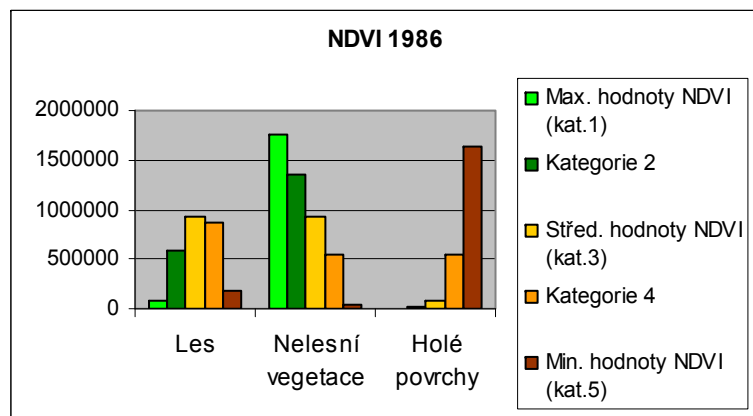


Obr. 31i NDVI les 2004



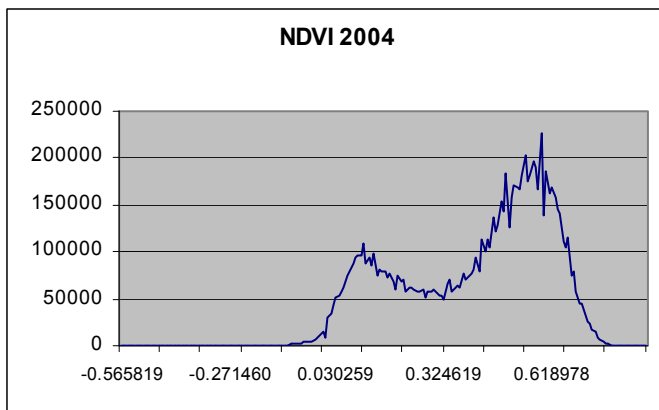
- Max. hodnoty NDVI (kat.1)
- Kategorie 2
- Střed. hodnoty NDVI (kat.3)
- Kategorie 4
- Min. hodnoty NDVI (kat.5)

Graf 7a-c Hodnoty NDVI podle kategorií krajinného pokryvu



Srpnový termín 2004 (Obr. 30c) zachycuje již pozdní fázi vegetačního období, s čímž souvisí i pokles hodnot NDVI (**Graf 8**). Hodnoty indexu podle kategorií krajinného pokryvu

Graf 8 Hodnoty indexu NDVI v termínu 2004



znázorňuje **Graf 7c**. Maximální hodnoty (kategorie 1 a 2) již nejsou vázány na nelesní vegetaci, ale došlo zde k výraznému posunu do kategorie les (**Obr. 31i**).

Maximální množství zelené biomasy je v této době koncentrováno především do listnatých lesních porostů

(kategorie 1), významný podíl však v porovnání v rámci celého hodnoceného území představují i jehličnaté porosty (kategorie 2 a 3). Zastoupení ostatních dvou minimálních kategorií je zanedbatelné.

V kategorii nelesní vegetace (**Obr. 31h**) došlo k výraznému poklesu u všech kategorií (souvisí to i s poklesem rozlohy nelesní vegetace na úkor holých ploch). Patrná je územní diference, způsobená do jisté míry i nadmořskou výškou. Maximální kategorie (1 a 2) jsou zastoupeny především ve vyšších polohách Saska, v oblasti Krušných hor a v Doupovských horách, a to většinou jako trvalé travní porosty. Nejčtenější hodnoty NDVI nelesní vegetace náleží do kategorie 4, popřípadě 3.

Holé povrchy (**Obr. 31g**) jsou opět lehce diverzifikovány. Do kategorie 4 se dostala mrtvá biomasa - např. sklizená pole, uschlá travino-bylinná společenstva apod.

5.3.1.2 Množství zelené biomasy ve vztahu k teplotě krajiny

Vztah množství chlorofylu a teploty krajiny bývá velmi často dáván do souvislosti s fungováním ekosystémů a lze jej tedy použít i jako pomocný ukazatel při stanovení způsobu disipace sluneční energie v krajině.

Vztah teploty a vegetačního indexu NDVI je důležitým ukazatelem, se kterým pracuje řada autorů (Goetz 1997; Lambin and Ehrlich 1995; Nemani and Running 1997; Smith and Choudhury 1991). Výchozím předpokladem pro hodnocení vztahu množství zelené biomasy a teploty je jejich nepřímá závislost, tzn. při rostoucí hodnotě indexu NDVI se bude snižovat relativní teplota povrchu (Melesse 2004). Závislost obou faktorů však ovlivňují další podmínky – fenologická fáze (Wang et al 2003) půdní vlhkost (Sandholt et al 2002) a především typ land

coveru, což nebývá vždy zohledňováno (Melesse 2004). Většinou se počítá pouze s vlastní hodnotou NDVI (tzn. s množstvím zelené biomasy).

Obr. 33a-c znázorňují koincenci vegetačního indexu NDVI a relativní teploty krajinného pokryvu ve třech sledovaných termínech. Zároveň byla provedena i analýza koincidence pod maskami holých povrchů, lesa a nelesní vegetace. **Grafy 9a-c** obsahují souhrnné údaje, kvantifikující nejen jednotlivé kategorie koincidence ve sledovaných termínech, ale zároveň jejich zastoupení v rámci tří kategorií krajinného pokryvu.

Význam klasifikačního schématu je následující (**Obr. 32**):

Shoda – indikuje předpoklad, kdy nejvyššímu množství zelené biomasy (kategorie 1) odpovídá nejnižší teplota (kategorie 1), a podobně i ostatní kategorie (2-5). Rozdíl, v případě shody obou kategorií, je tedy roven 0. Kategorie 1 až 4 vyjadřují pozitivní vztah, kdy danému množství biomasy (x) odpovídá nižší teplotní kategorie (y). Kategorie -1 až -4 naopak označují vztah negativní, kdy množství biomasy (x) odpovídá vyšší teplota (y).

Výsledky maticové analýzy ukazují, že předpokládaná závislost relativní teploty a množství zelené biomasy není jednoznačná. Potvrdil se vliv fenologické fáze, ale především

Obr. 32 Legenda –
Koincidence NDVI a teploty

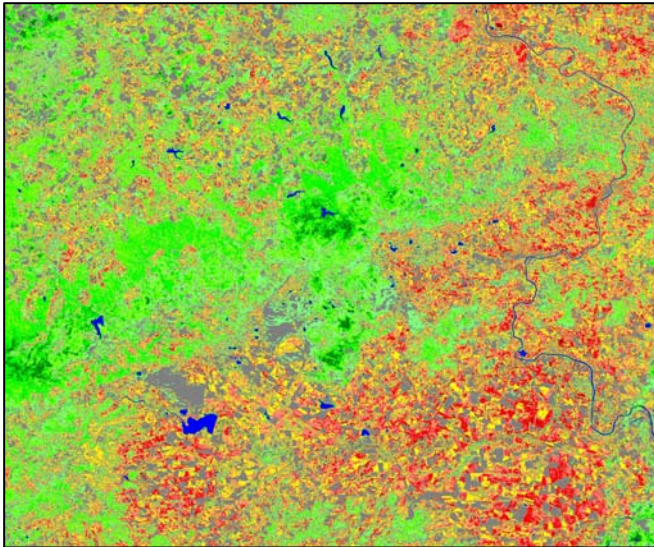
	Vodní plochy, oblačnost
	Pozitivní odchylka o +1
	Pozitivní odchylka o +2
	Pozitivní odchylka o +3
	Pozitivní odchylka o +4
	Shoda
	Negativní odchylka o -4
	Negativní odchylka o -3
	Negativní odchylka o -2
	Negativní odchylka o -1

typ krajinného pokryvu. V některých případech do vztahu vstupují i další parametry, zejména vlhkost, jejíž analýze je však věnována samostatná kapitola 5.3.2 „Vlhkost krajinného pokryvu“. Společným rysem všech třech sledovaných termínů je nejvyšší podíl kategorie 0, vyjadřující shodu mezi indexem NDVI a relativní teplotou povrchu. Tato kategorie většinou v obrazech vytváří většinou homogenní a relativně rozsáhlejší plochy. Ostatní kategorie vykazují vyšší míru fragmentace a teplotní či vegetační diferencí. Podíl zastoupení těchto kategorií se rovnoměrně snižuje, extrémní kategorie + -4 většinou

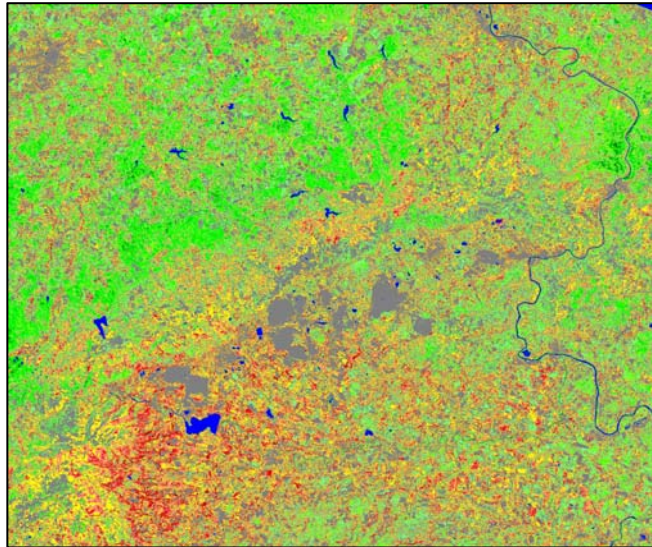
poukazují na specifické lokality. K jejich lepší identifikaci je vhodné použít relevantní doplňkové syntézy RGB vybraných multispektrálních kanálů (7-5-2, 4-5-3, 4-3-2), popřípadě využít i syntézu s termálním kanálem 6-5-2.

Obr. 33 Koincidence indexu NDVI a relativní teploty

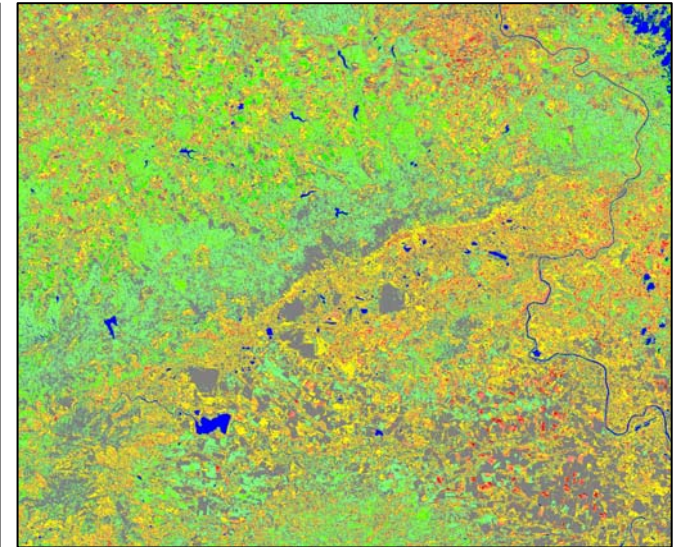
Obr. 33a Rok 1986



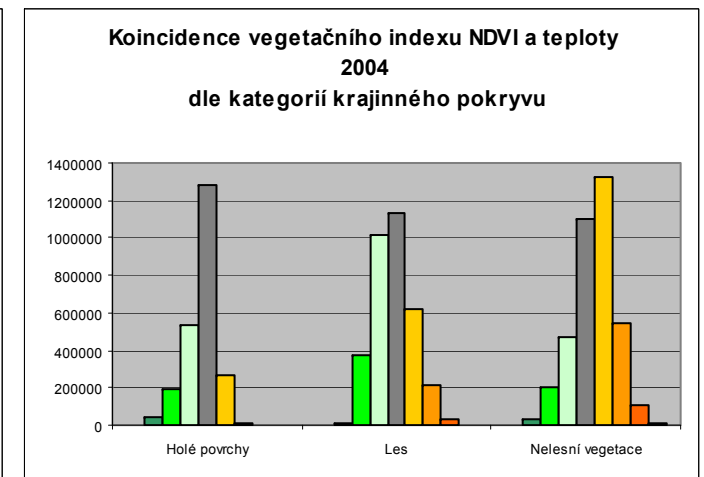
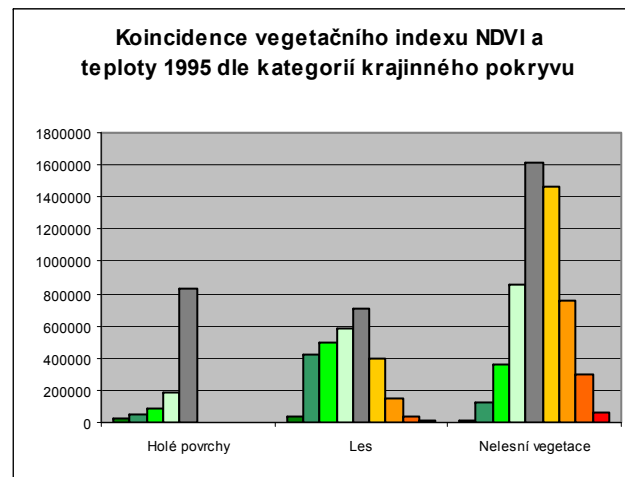
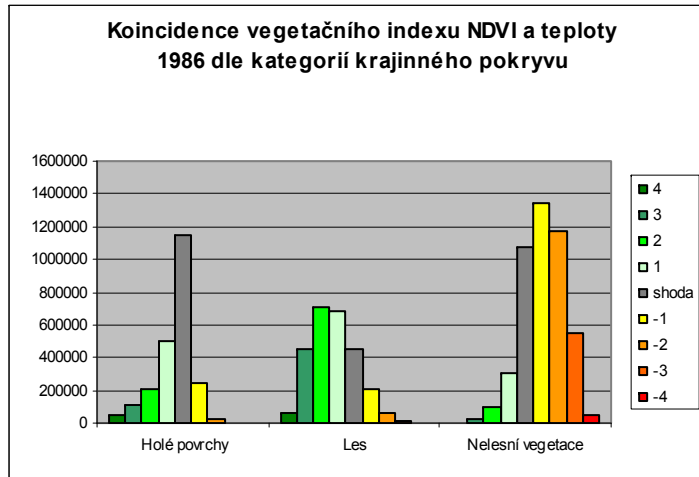
Obr. 33b Rok 1995



Obr. 33c Rok 2004



Graf 9a-c Koincidence NDVI a teploty podle kategorií krajinného pokryvu



Rok 1986 (Obr. 33a) vykazuje nejvyšší heterogenitu zastoupení jednotlivých kategorií, zároveň je termínem s nejvyšším podílem kategorií vyjadřujících negativní závislosti. Oproti ostatním termínům kategorie -1 až -3, soustředěné především do oblasti Dolnooharské tabule (zemědělské plochy) a kategorie 3 (listnané lesy Krušných hor), vykazují vyšší míru agregace. Kategorie shody 0 je ze všech tří hodnocených termínů zastoupena nejméně, výrazněji agregované plochy tvoří opět v oblasti Dolnooharské tabule a Saska. Extrémní kategorie 4 v tomto případě indikuje přítomnost zákalu, což výsledek mírně zkresluje, v ostatních případech se jedná buď o rašeliniště (nízké množství zelené biomasy, nízká teplota), některé lesní porosty (ve vrcholových částech Krušných hor) či výrazně vlhké holé povrchy. Zastoupení kategorie -4 je téměř zanedbatelné, většinou doplňuje plochy kategorie -3 (zemědělsky obdělávané plochy).

Velmi mírná převaha pozitivního typu závislosti je, vzhledem k vrcholné fázi vegetačního období, charakteristická pro červencový **termín 1995 (Obr. 33b)**. Celý obraz koincidence vykazuje poměrně značnou míru fragmentace všech kategorií, plošně rozsáhlejší území kategorie 0 připadá pouze na oblast báňské činnosti Mostecké pánve a oblasti sídel. Pro kategorii -4 platí totéž, co v případě předchozím, větší výskyt byl zaznamenán v oblasti Dolnooharské pánve, v sousedství Doupovských hor. Pozitivní vztah kategorie 4 je vázán především na lesní porosty Děčínské vrchoviny.

Snímek z **roku 2004 (Obr. 33c)** vykazuje nejvyšší míru shody obou kategorií a zároveň nejmenší množství odchylek od kategorie shody. Výrazné aglomerace této kategorie jsou patrné v oblasti Dolnooharské tabule, Mostecké pánve, Doupovských hor a na přechodu Krušných hor do pánevní oblasti (listnaté lesy). Kategorie na koncích koincidenční škály jsou zanedbatelné, výraznější rozdíl je opět vázán na suché zemědělské plochy (-3) a zřejmě sklizené plochy trvalých travních porostů převážně v oblasti Saska (3). Výrazněji jsou zastoupeny kategorie lišící se pouze o jednu třídu, tzn. + -1, ostatní kategorie jsou v porovnání s předchozími termíny zastoupeny méně. Rovněž skupina kategorií pozitivní závislosti vykazuje nejmenší četnost ze všech tří hodnocených termínů. Tuto skutečnost ovlivňuje především pozdní fáze vegetačního období.

5.3.1.3 Množství zelené biomasy ve vztahu k teplotě krajiny a ke kategoriím krajinného pokryvu

Pro vytváření funkční krajinné struktury je důležitý nejen samotný vztah teploty a množství zelené biomasy v krajině, ale i pohled z hlediska krajinného pokryvu. Při analýze disipace sluneční energie je tedy vhodné uvažovat všechny tři zmíněné aspekty.

Uvedená skutečnost je velmi dobře patrná z **grafů 9a-c**, vyjadřujících koincidence vegetačního indexu NDVI a relativní teploty, pro jednotlivé kategorie krajinného pokryvu. Na první pohled je patrné, že kategorie 0, vyjadřující shodu obou sledovaných parametrů, není vždy nejčetněji zastoupenou třídou, ale výrazně se liší právě podle typu krajinného pokryvu. Stejně tak je ovlivněno i zastoupení jednotlivých diferenčních kategorií. Svůj vliv má rovněž hodnocený termín a další, především abiotické faktory daného stanoviště, jakými může být vlhkost, geologická stavba území, reliéf a nadmořská výška. Parametr krajinného pokryvu ve většině prací, které se zabývají vztahem množství zelené biomasy (indexu NDVI) a teploty krajiny, nebývá často zohledňován a automaticky počítá s lineární závislostí obou sledovaných parametrů. Avšak z provedeného hodnocení vyplývá, že tato závislost je výrazně modifikována právě typem krajinného pokryvu.

Nelesní vegetace představuje velmi rozmanitou kategorii krajinného pokryvu, u níž je poměrně nesnadné definovat příčinu koincidenčních anomálií. Ve všech třech sledovaných termínech se nelesní vegetace projevuje převážně negativním koincidenčním vztahem, což znamená, že danému množství biomasy odpovídá vyšší teplota (kategorie -1 až -4). Tento vztah je nejnápadnější především v květnovém termínu 1986, a to zejména na zemědělsky využívaných plochách. Z RGB syntézy kanálů TM 432 a 642 vyplývá, že kategorie 0 je vázána pouze na plochy s maximálním množstvím zelené biomasy a má v porovnání s ostatními termíny nejnižší četnost zastoupení. Kategorie 1-4, indikující pozitivní vztah, se v tomto roce vyskytují velmi ojediněle. Vázány jsou především na trvalé travní porosty vyšších nadmořských výšek. Určitou chybu v obraze způsobil i zákal v centrální části snímku. Podobné rozložení kategorií má i srpnový termín 2004, avšak s nepatrně vyšším zastoupením pozitivních kategorií 1-3, situovaných především na plochy nelesní vegetace na území Saska. Tento termín rovněž eliminuje výskyt extrémnějších negativních kategorií 3 a 4, a to vzhledem k celkovému poklesu zelené biomasy, které vyrovná rozdíl mezi vyššími teplotami. Relativně symetrické rozložení koincidenčních kategorií bylo zaznamenáno pouze v termínu 1995. Kategorie shody 0, spolu s kategorií -1, jsou nejčetněji zastoupeny, podíl ostatních se lineárně snižuje. V porovnání s ostatními termíny, lze v červenci 1995 zaznamenat vyšší zastoupení pozitivních odchylek (třetí nejvyšší četnost), jimiž jsou charakterizovány jak zemědělské plodiny, tak trvalé travní porosty. Negativní anomálie je vázána především na trvalé travní porosty Doupovských hor a přiléhající oblasti Mostecké pánve.

Lesní porosty představují, v porovnání s nelesní vegetací, opačný případ, s převahou pozitivně koincidenčních vztahů. Ze všech tří porovnávaných kategorií krajinného pokryvu představuje tento typ největší vztahové disproporce mezi indexem NDVI a relativní teplotou povrchu. Koincidenční anomálie jsou způsobené především diferenciací lesních porostů na jehličnaté, listnaté a smíšené, a kategorii rozptýlené zeleně. Ostatní faktory (viz. nelesní vegetace) se víceméně neprojeví. Jehličnaté lesy obecně vykazují pozitivní anomálie ve všech hodnocených termínech, chování ostatních kategorií nelze však jednoznačně definovat. Nejvyšší kontrasty vykazuje termín 1986, s vysokým zastoupením kategorií 1-3. V tomto případě je nesoulad kategorií do jisté míry ovlivněn fenologickou fází. Kategorie shody 0 má, v tomto případě až třetí nejčetnější zastoupení, je vázána především na lesní porosty Českého středohoří a Děčínské vrchoviny. Zde byla také zaznamenána vyšší četnost mírně negativních anomálií (kategorie -1). V dalším hodnoceném termínu (červenec 1995) je kategorie shody sice dominantní, avšak velmi výrazný podíl, vyjadřující pozitivní odchylky od tohoto vztahu shody, nadále zaujímají kategorie 1-4. Ve vrcholové části Krušných hor se objevují kompaktnější plochy kategorií -1 až -3, s vyššími hodnotami teplot, než by měly být dle stanoveného předpokladu negativního korelačního vztahu. Podíl kategorie 3 se snižuje až v termínu 2004, kdy jsou pozitivní odchylky převážně soustředěny do kategorií 1 a 2. V tomto roce jsou rovněž čteněji zastoupeny kategorie -1 a -2, soustředěné především na listnaté porosty na úpatí svahu Krušných hor a České středohoří. Dále pak zahrnují i rozptýlenou zelen v oblasti Dolnooharské tabule.

Holé povrchy představují z hlediska koincidence teploty a vegetačního indexu NDVI nejméně diverzifikovanou kategorii krajinného pokryvu. Ve většině případů spadají do kategorie nejteplejších povrchů, bez přítomnosti vegetace. Situaci téměř absolutní koincidence vystihuje termín 1995, kdy na snímku holé povrchy nebyly ovlivněny dalšími faktory tzv. přechodovými formami vegetace. Izolované lokality, které v tomto termínu představují pozitivní koincidenční anomálie, jsou např. rašeliniště, lokality s velmi řídkou a nesouvislou vegetací. V termínech 1986 a 2004 se jejich zdrojem stává především stanovení prahu mezi holými povrchy a nelesní vegetací. Otázka, zda mrtvou, či velmi řídkou vegetaci řadit do kategorie nelesní vegetace či holých povrchů, je závislá především na zpracovateli. Ze snímků koincidence teploty a množství zelené biomasy však vyplývá, že již nepatrné množství vegetace, a to i mrtvé, dokáže pozitivně ovlivnit teplotní obraz. Tuto skutečnost lze pro dané termíny porovnat s RGB syntézou TM 432 či TM 453, zvýrazňující vegetační složku, popř. TM 642, podávající informace i o teplotě. V prvním uvedeném případě (rok 1986) se na

některých plochách, které byly zařazeny do holých povrchů, vyskytuje vegetační stařina. Výskyt těchto lokalit lze zaznamenat především v oblasti Saska či Krušných hor, kde představují pravděpodobně trvalé travní porosty a rašeliniště. Chybu do výsledku vnáší rovněž zákal v centrální části snímku, který se nepodařilo odstranit, popřípadě některé lokality, jež byly chybně klasifikovány jako holé povrchy, přestože představují neolistěné listnaté porosty či silně poškozené jehličnaté porosty ve vrcholové části Krušných hor. V případě druhém – rok 2004, se jedná o lokality jako např. o sklizená pole, uschlé travní porosty, rašeliniště apod.

Holé povrchy mohou vykazovat nižší teplotu i za předpokladu, že se na dané lokalitě nevyskytuje vůbec žádná vegetace. Tyto anomálie mohou být způsobeny odlišnou geologickou stavbou a pedologickými charakteristikami, vyšším obsahem půdní vlhkosti, expozicí reliéfu či sklonem, apod. Detailní analýza těchto parametrů (kromě půdní vlhkosti) nebyla provedena.

Pro analýzu vztahu teploty a indexu NDVI byl vypočítán Pearsonův korelační koeficient, jehož hodnoty jsou obsaženy v **tabulce 10**. Koeficient byl vypočítán pro všechny tři hodnocené termíny, pro jednotlivé kategorie krajinného pokryvu i pro celý obraz.

Tabulka 10
Pearsonův korelační koeficient R – vztah NDVI a teploty

	1986	1995	2004
Holé povrchy	-0,3	-0,5	-0,38
Les	0,04	0,02	-0,13
Nelesní vegetace	-0,5	-0,46	-0,46
Celý obraz	-0,4	-0,61	-0,71

Hodnoty korelačního koeficientu pro celý potvrzují nepřímou závislost obou proměnných ve všech třech termínech. Slabá nepřímá závislost je charakteristická pro první hodnocený termín 1986, s postupující fází vegetačního období je míra závislosti silnější, maximálních hodnot dosahuje korelační koeficient v termínu 2004. Z hodnocení jednotlivých kategorií krajinného pokryvu vyplývají podstatnější rozdíly. Lesní porosty v prvních dvou hodnocených termínech nevykazují žádnou závislost mezi oběma proměnnými, velmi slabá závislost se projevuje až v roce 2004. Množství zelené biomasy ve vztahu k teplotě se projeví spíše u nelesní vegetace, u níž existuje poměrně vyrovnaná středně silná nepřímá závislost ve všech třech termínech. Slabší nepřímou závislost v letech 1986 a 2004 vykazují i holé povrchy, vyšší hodnoty koeficientu byly vypočteny pro rok 1995. Do jisté míry tedy platí výchozí předpoklad, že s rostoucím množstvím zelené biomasy, se bude snižovat teplota. Míra závislosti je však ovlivněna fenologickou fází, a především typem krajinného pokryvu.

5.3.2 Vlhkost krajinného pokryvu

5.3.2.1 Hodnocení vlhkosti podle kategorií krajinného pokryvu v jednotlivých termínech

Rozložení vlhkosti na sledovaném území (**Obr. 34a-c**) vykazuje značnou regionální i časovou diferenciaci. Společnou charakteristikou obou krajních kategorií je jejich výraznější agregace a relativně vyhraněná lokalizace v daném termínu. Ostatní mezikategorie jsou víceméně rovnoměrně rozptýleny po celém sledovaném území.

Doupovské hory představují poměrně vlhkově stabilní region, s převahou kategorií 2 a 3, a to v termínech 1995 a 2004. Pouze v květnovém termínu 1986 byl zaznamenán významnější podíl nižších vlhkovních tříd 4 a 5, které jsou vázány zejména na trvalé travní porosty a kategorie 1, vázaná především na lesní komplexy.

Poměrně četné zastoupení nižších vlhkovních kategorií 4 a 5 je typické pro oblast Krušných hor, především na scéně 1986, v menší míře i v roce 1995. Výjimku tvoří pouze listnaté lesní porosty na jejich úpatí a jehličnaté komplexy Děčínské vrchoviny, s kategoriemi 1 a 2. Výrazná změna rozložení vlhkosti v tomto regionu byla zaznamenána v termínu 2004. Převažují vyšší vlhkovní třídy 1-3, ostatní tvoří pouze ostrůvkovitě rozšířené lokality, vázané především na některé trvalé travní porosty či mýtiny.

V Českém středohoří jsou v termínu 1986 patrné rozdíly mezi jižní, suchou částí území (kategorie 4 a 5) a zbytkem území (kategorie 1 – 3). Poměrně rovnoměrné (četnostní i prostorové) zastoupení kategorií 1-4 je charakteristické pro rok 1995, lokality s minimální vlhkostí jsou zastoupeny převážně v západní části území. Nejvyššími vlhkovními kontrasty se vyznačuje rok 2004. Okrajové části území vykazují nižší hodnoty (střídání kategorií 4 a 5), zatímco centrální část Českého středohoří spadá do tříd s vyšší vlhkostí.

Území Saska je převážně reprezentováno pestrou mozaikou všech kategorií a zároveň jejich relativně rovnoměrným zastoupením, a to ve všech třech hodnocených termínech.

Zcela opačným případem je oblast Podkrušnohoří, s výraznými časoprostorovými rozdíly. Ve všech třech sledovaných termínech, je bez větších diferencí pouze území báňské činnosti (převážně kategorie 5, popř. 4) a severní část Džbánů (dominantní kategorie 1, popř. 2). Agregace velmi suchých ploch se projevuje v termínech 1986 a 2004 téměř na celém sledovaném území. Výjimkou je území mezi Žatcem a Podbořany v roce 1986, v obou termínech pak Most – Ústí nad Labem. V roce 1995 se celá oblast, v porovnání s ostatními regiony, vyznačuje poměrně odlišným zastoupením jednotlivých kategorií. Charakteristické je

jejich mozaikovitě uspořádání a relativně rovnoměrné zastoupení. Výrazný podíl připadá na plochy s vysokou vlhkostí. Podobný obraz vlhkosti vytváří i zemědělsky využívaná krajina Saska.

Holé povrchy (Obr. 35a,d,g) obecně vykazují nejnižší obsah vlhkosti a ve většině případů spadají do kategorie 5, popřípadě 4. Jak již bylo upozorněno v úvodu této kapitoly, sídelní jednotky se v komponentě WETNESS, v rozporu se skutečností, projevují jako výrazné vlhkostní anomálie. Pomineme-li tyto lokality, vyšší vlhkost bývá u holých povrchů zaznamenána v ojedinělých případech. Vyšší obsah vlhkosti je často obrazem specifických geologických či pedologických poměrů dané lokality, reliéfu, apod.. V roce 1986 byly holé povrchy s výrazně vyšší vlhkostí (kategorie 2 a 3) zaznamenány víceméně pouze v západní části Dolnooharské tabule. Vyšší vlhkostní kategorie v centrální části snímku jsou rovněž nepřesnosti, způsobené zákalem. V situaci 1995 jednoznačně převažuje kategorie 5, vyšší vlhkostní kategorie 1 a 2 mají bodový charakter rozšíření, vázaný na specifické lokality. Ačkoli i v tomto termínu se sídelní jednotky projevují vlhčeji než okolí, jsou zastoupeny již nižšími kategoriemi 3 a především 4. Vyšší kontrast (kategorie 2 a 3) je opět patrný na snímku 2004. Holé povrchy s vyšší vlhkostí jsou vázány na západní část Dolnooharské tabule. Toto území se jinak vyznačuje agregovanými a poměrně rozsáhlými plochami kategorie 5, popř. 4, což je v ostrém kontrastu s územím Saska, kde tyto plochy jsou fragmentované a tvoří pestřejší mozaiku s kategoriemi 3 a 4. Vyšší vlhkostní kategorie mají v tomto termínu zanedbatelné zastoupení.

Poměrně heterogenní kategorií krajinného pokryvu, s velmi proměnlivým obsahem vlhkosti, je **nelesní vegetace (Obr. 35b,e,h)**. V květnovém termínu 1986 jsou kategorie 2 a 3 nejčastěji zastoupenými. Nižší vlhkostní kategorie 4 a 5 jsou vázány především na oblast Doupovských a Krušných hor, kompaktnější plochy jsou charakteristické pro východní část Dolnooharské tabule. Kategorie 1 (maximální vlhkost) je naopak vázána na oblast Saska. Víceméně rovnoměrné zastoupení všech vlhkostních kategorií je typické pro červencový termín 1995. Nižší zastoupení má pouze kategorie 5 (minimální vlhkost). Nejvlhčí a poměrně rozsáhlé plochy jsou vázány především na zemědělskou oblast Dolnooharské tabule a Saska. Trvalé travní porosty Doupovských hor jsou homogenním celkem kategorií 2 a 3, ostatní území je tvořeno pestrou mozaikou kategorií 2-5. Srpnový termín 2004 indikuje významný pokles obsahu vlhkosti nelesní vegetace. Převažují kategorie 3 a 4, s poměrně rovnoměrným výskytem na celém hodnoceném území. Plochy s vyšším obsahem vlhkosti jsou zastoupeny pouze ostrůvkovitě, přičemž kategorie 2 je vázána spíše na území Saska.

Lesní porosty (Obr. 35c,f,i) vykazují nejvyšší obsah vlhkosti ve všech třech sledovaných termínech (tzn. převaha kategorií 1 a 2). Roku 1986 jednoznačně dominuje kategorie 1, kategorie 2 je druhou nečetnější. V oblasti Krušných hor však poměrně významný podíl připadá na kategorie 3 – 5, indikující nižší obsah vody v porostu a zároveň i náchylnost k vodnímu stresu. V termínu 1995 dochází k výraznému růstu zastoupení kategorií 3 – 5, v neprospěch kategorií s vyšší vlhkostí. Opět se jedná o území Krušných hor, spolu s oblastí Děčínské vrchoviny. Dominantní kategorií se stává kategorie 2, maximální obsah vlhkosti je vázán převážně na jehličnaté porosty. Kategorie vyšší vlhkosti následovně mají téměř výhradní zastoupení v roce 2004. Kategorie 3 (střední obsah vlhkosti) je vázána opět na oblast Krušných hor, zbývající dvě jsou zastoupeny minimálně.

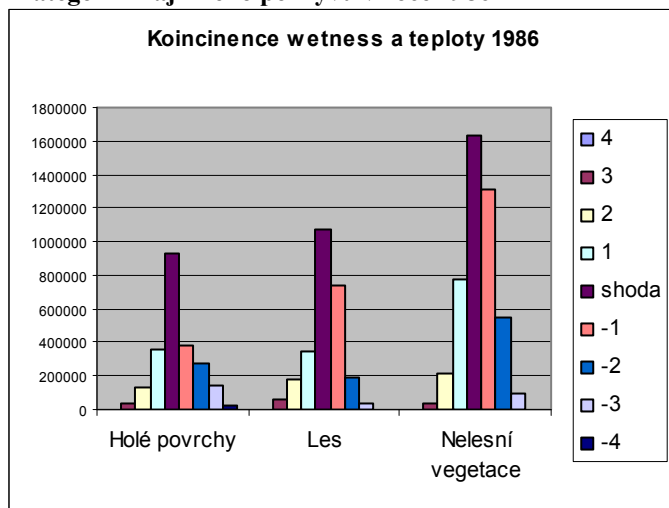
V **grafech 11a-c** jsou obsaženy souhrnné údaje pro jednotlivé kategorie krajinného pokryvu.

5.3.2.2 Vlhkost ve vztahu k teplotě krajiny

Přítomnost vody v ekosystémech je základním předpokladem pro účinnou disipaci sluneční energie a její přeměny na latentní složku. Ve většině případů lze vztah vlhkosti a teploty považovat za nepřímou závislost, tzn. při rostoucí hodnotě vlhkosti (WETNESS) se bude

zároveň snižovat radiační teplota povrchu. Pro stanovení koincidence obou parametrů bylo opět využito maticové analýzy. Hodnoty 1 – 4 znamenají kladnou odchylku od kategorie shody 0 (tzn. danému obsahu vlhkosti odpovídá nižší teplotní kategorie), u kategorií -1 až -4 je tomu naopak (danému obsahu vlhkosti odpovídá nižší teplotní kategorie).

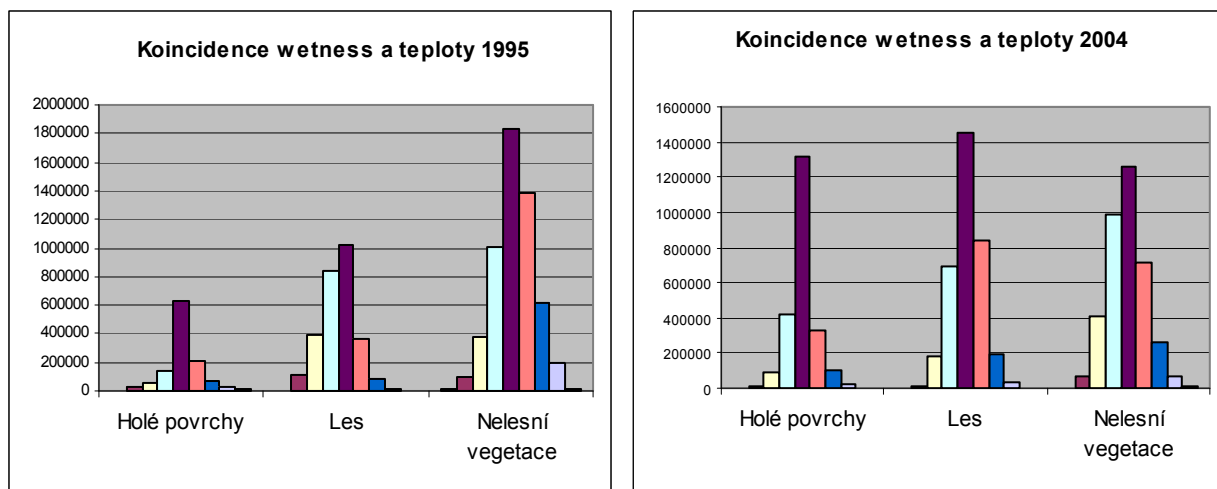
Graf 10a Koincidence vlhkosti a teploty, podle kategorií krajinného pokryvu v roce 1986



Ve všech třech sledovaných termínech byla nejčetněji zastoupena kategorie shody 0. Výskyt ostatních kategorií, vyjadřující určité anomálie ve vztahu vlhkost – teplota, se lineárně snižuje a je poměrně diferencován v závislosti na krajinném pokryvu (**Grafy 10a-c**). Kategorie – 2 až – 3 reprezentují převážně sídelní jednotky či nelesní vegetaci (zemědělsky obdělávané plochy). Pozitivní odchylky 2 až 3 jsou charakteristické převážně pro lesní porosty, výjimku představují některé lokality (Labské pískovce) s jehličnatými lesy (-1). Nelesní vegetace je zastoupena většinou kategorií 1 či – 1.

Obecně lze říci, že pozitivní anomálie mezi teplotou a vlhkostí jsou typické především pro oblast Krušných a Doupovských hor a Saska (s výjimkou sídel). Většina negativních anomálií

Graf 10b-c Koincidence vlhkosti a teploty, podle kategorií krajinného pokryvu v letech 1995 a 2004



postihuje především Podkrušnohorskou oblast, Dolnooharskou tabuli a České Středohoří. V hodnocených termínech představují specifika pouze holé povrchy v okolí Doupovských hor (kategorie – 3), a to v květnovém termínu 1986 (**Obr. 36a**). Dále pak v červenci 1995 (**Obr. 36b**) výrazné negativní anomálie (-4) vykazují především drobné a mělké vodní plochy. Výrazně negativně se rovněž projevuje celá oblast Dolnooharské tabule a pánví. Srpnový termín 2004 (**Obr. 36c**) vykazuje nejvyšší počet ploch s kategorií shody 0 a nejnižší počet odchylek. Jehličnaté lesy, především v pásu Chemnitz – Freiberg – Dresden – Děčín spadají do kategorie -1, další výraznější negativní anomálie (-2 až -3) jsou typické pouze pro zemědělské plochy na území jižně od Roudnice nad Labem, kladné (2 a 3) pro oblast Saska, Krušných i Doupovských hor.

Tabulka 11
Pearsonův korelační koeficient R pro vztah vlhkosti krajinného pokryvu a teploty

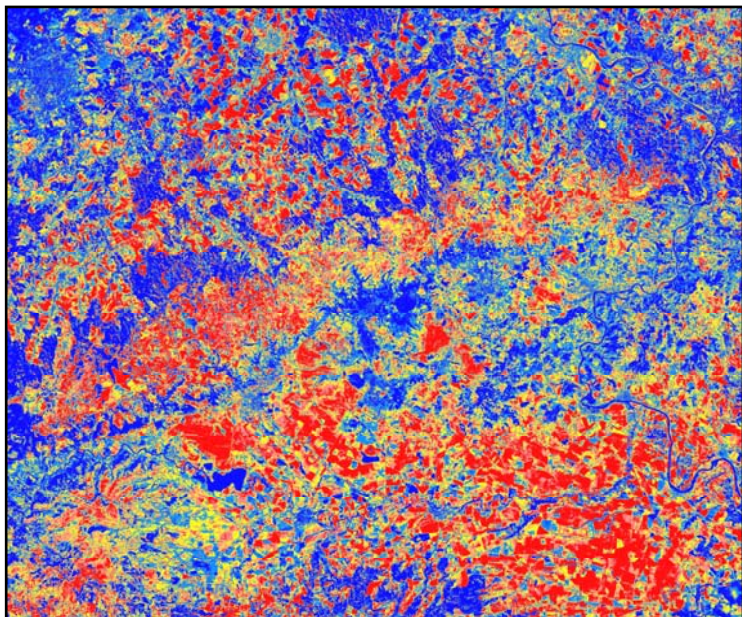
	1986	1995	2004
Holé povrchy	-0,09	-0,21	-0,46
Les	-0,29	-0,36	-0,26
Nelesní vegetace	-0,42	-0,44	-0,43
Celý obraz	-0,52	-0,52	-0,71

K hodnocení vztahu vlhkosti a teploty bylo rovněž jako využito Pearsonova korelačního koeficientu, jehož hodnoty jsou obsaženy v **tabulce 11**. Pro všechny termíny je charakteristická středně silná až silná nepřímá závislost obou proměnných –

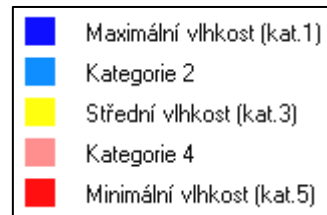
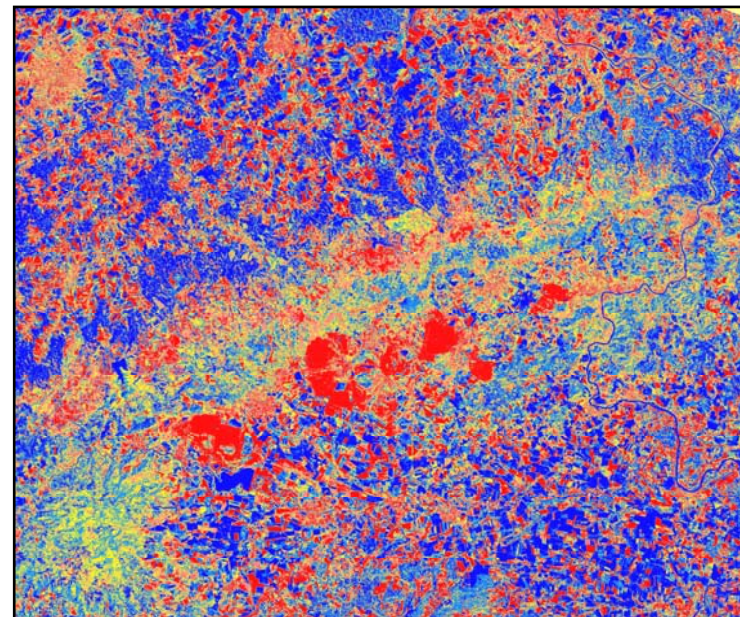
tzn. se zvyšující se vlhkostí se bude snižovat teplota. Vlhkost krajinného pokryvu nejvíce ovlivňuje teplotní obraz v pozdních fázích vegetačního období (2004), i v ostatních termínech je závislost středně silná. Vliv vlhkosti na teplotu nebyl prokázán u holých povrchů v roce 1986, v ostatních se již závislost roste. V případě nelesní vegetace je závislost poměrně vyrovnaná a středně silná. Obsah vlhkosti v lesních porostech vykazuje spíše slabou negativní závislost (termíny 1986 a 2004), větší vliv se projevuje v termínu 1995.

Obr. 34 Kategorie komponenty WETNESS, korelující s obsahem vlhkosti

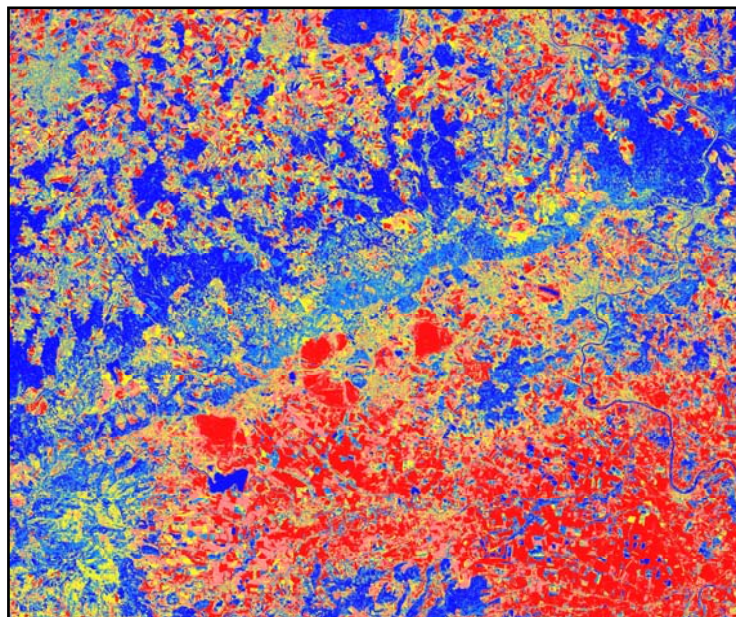
Obr. 34a Rok 1986



Obr. 34b Rok 1995

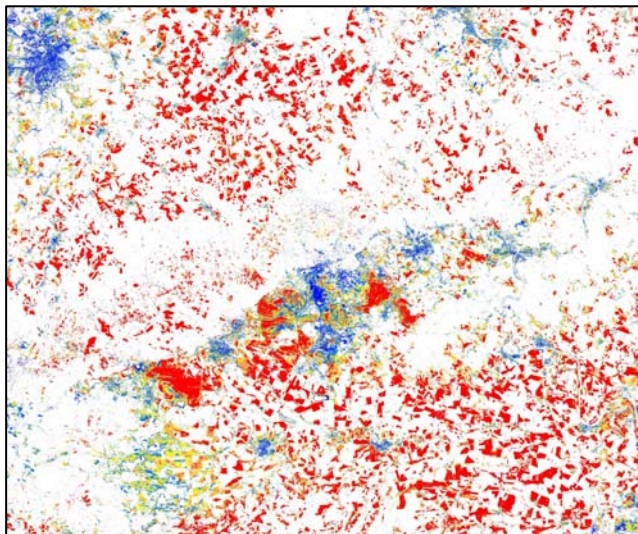


Obr. 34c Rok 2004

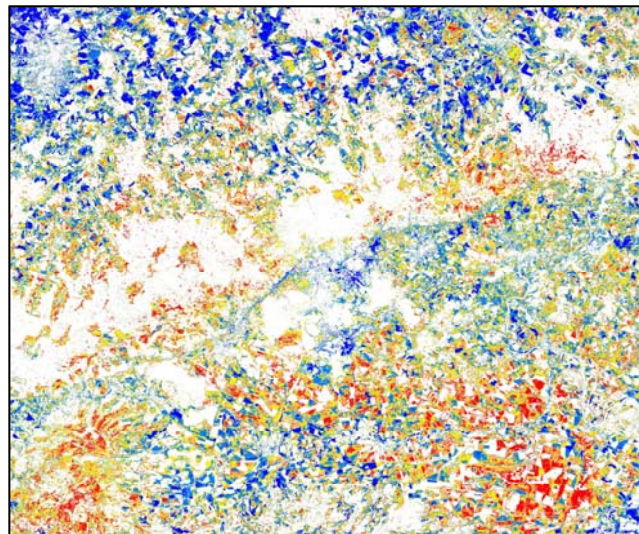


Obr. 35 Kategorie komponenty WETNESS podle kategorií krajinného pokryvu

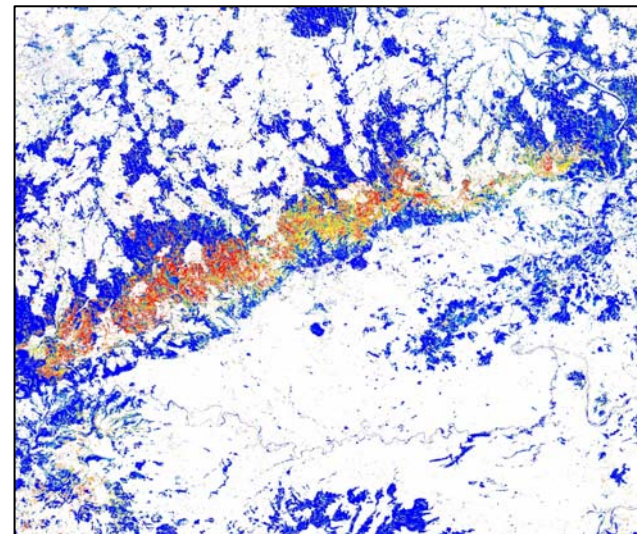
Obr. 35a Wetness holé povrchy 1986



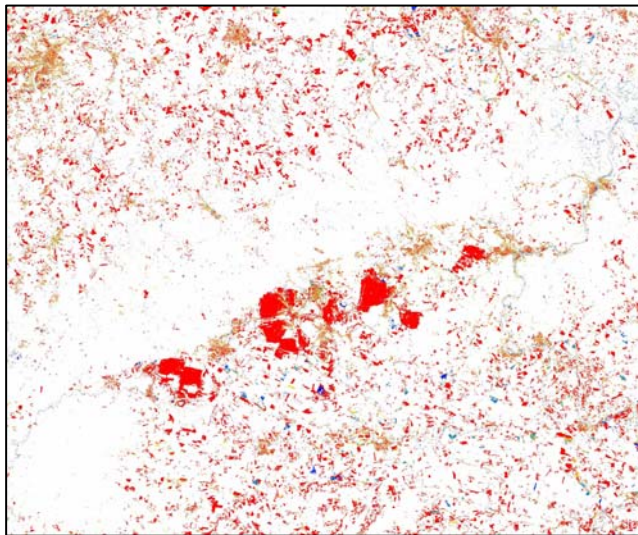
Obr. 35b Wetness nelesní vegetace 1986



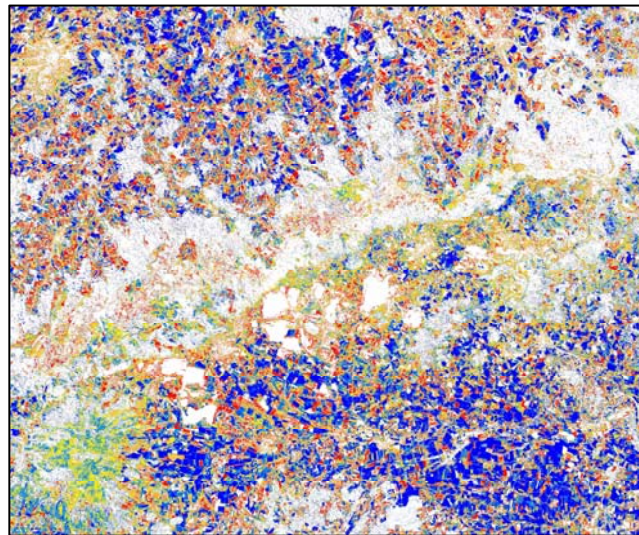
Obr. 35c Wetness les 1986



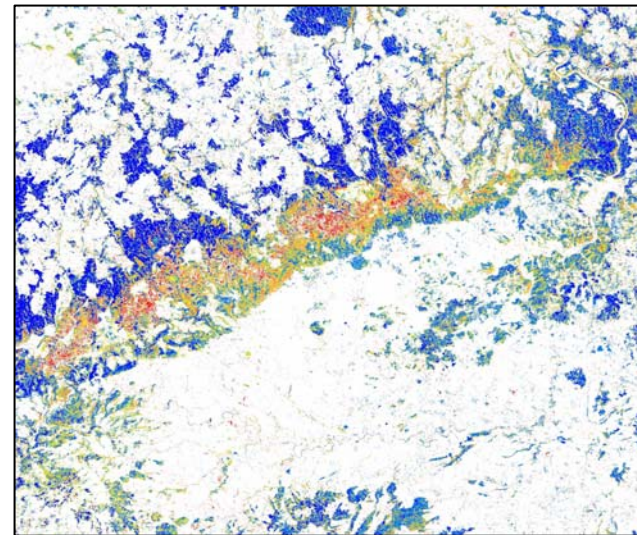
Obr. 35d Wetness holé povrchy 1995



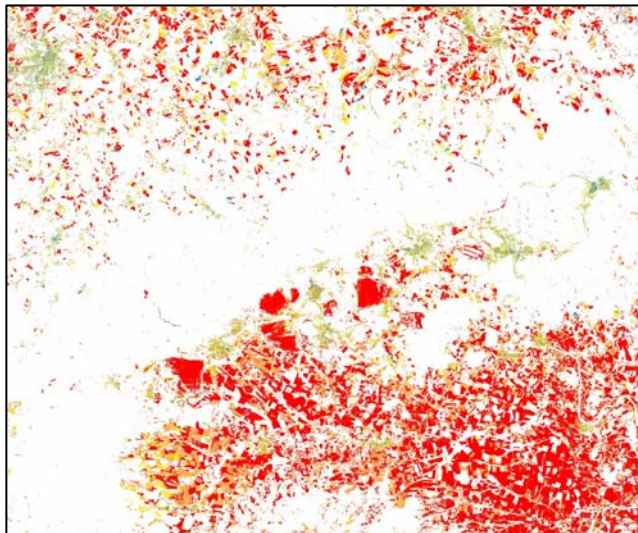
Obr. 35e Wetness nelesní vegetace 1995



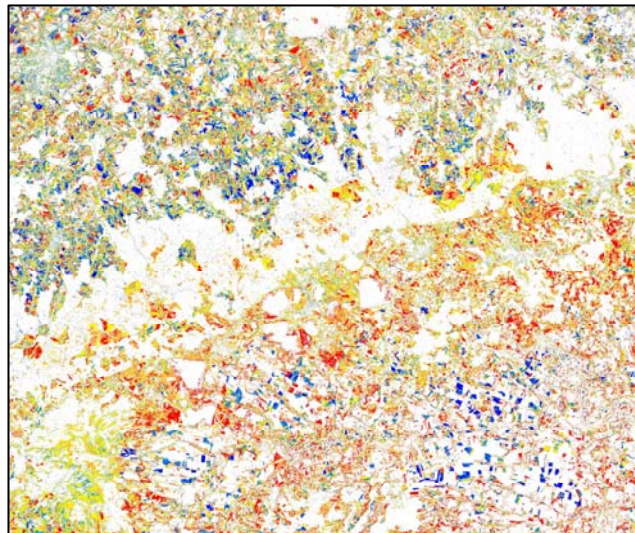
Obr. 35f Wetness les 1995



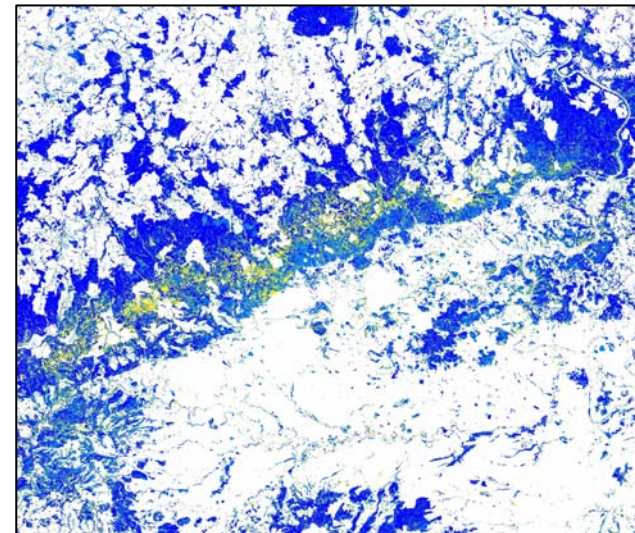
Obr. 35g Wetness holé povrchy 2004



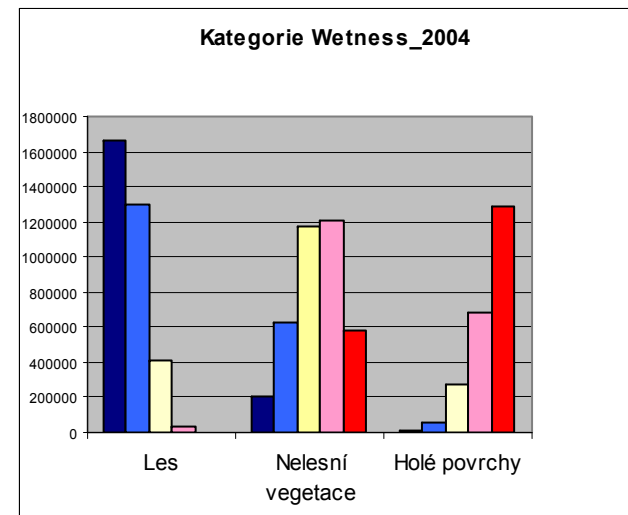
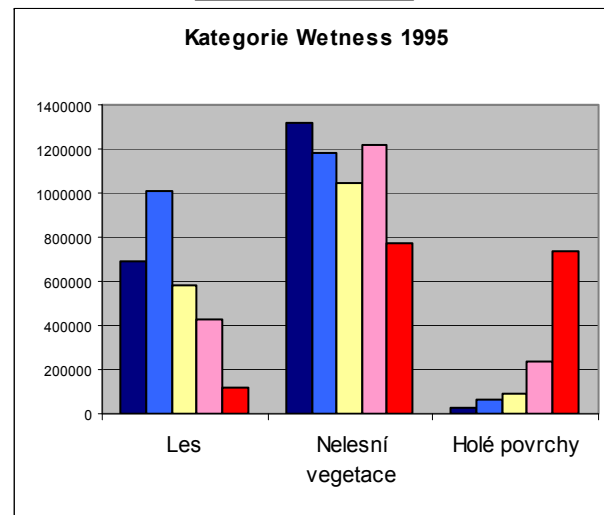
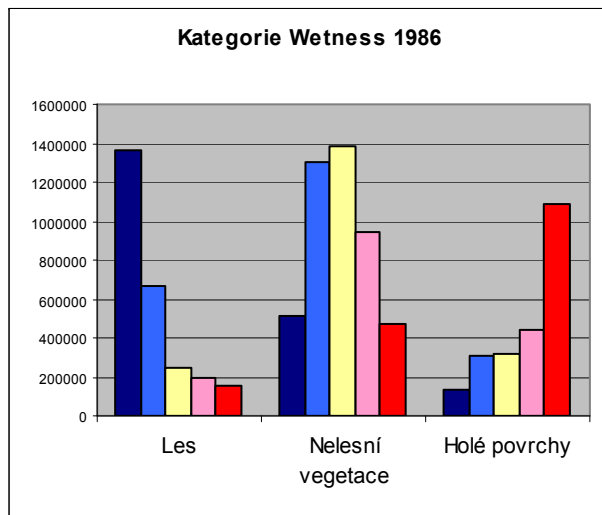
Obr. 35h Wetness nelesní vegetace 2004



Obr. 35i Wetness les 2004

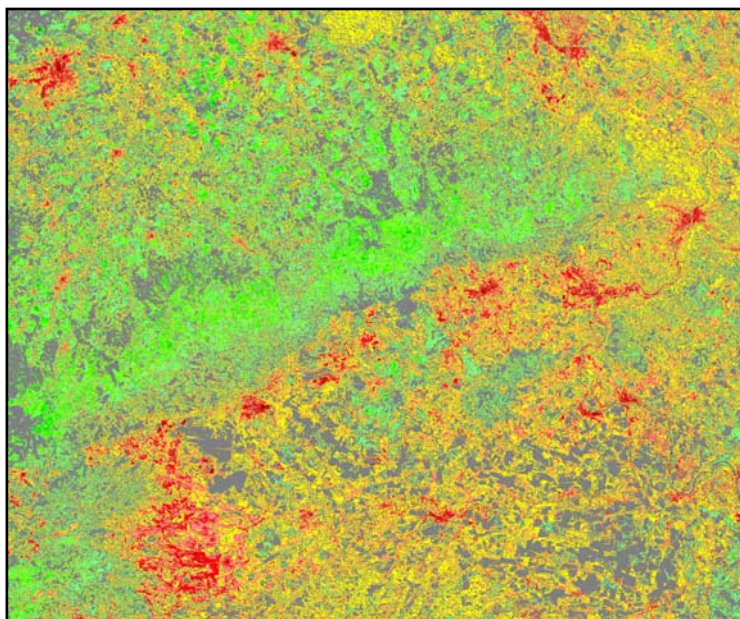


Graf 11a-c Kategorie Wetness podle kategorií krajinného pokryvu

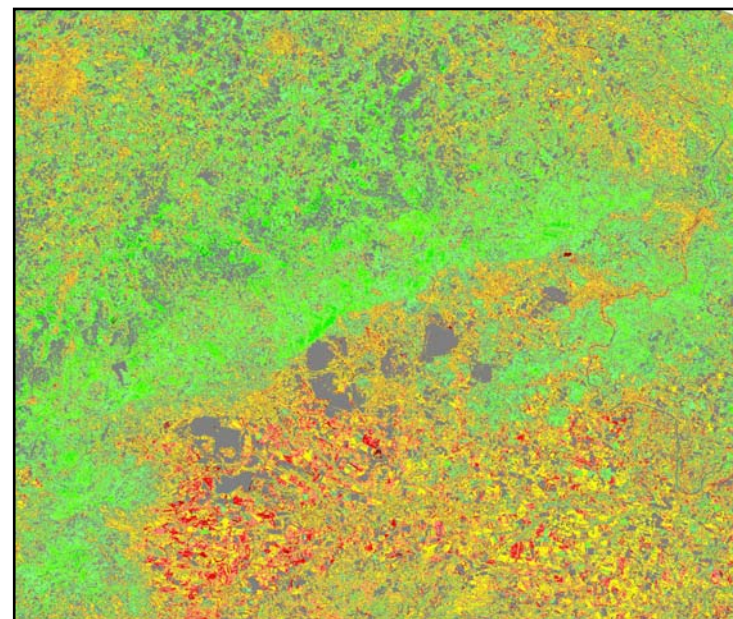


Obr. 36 Koincidence komponenty wetness a relativní teploty

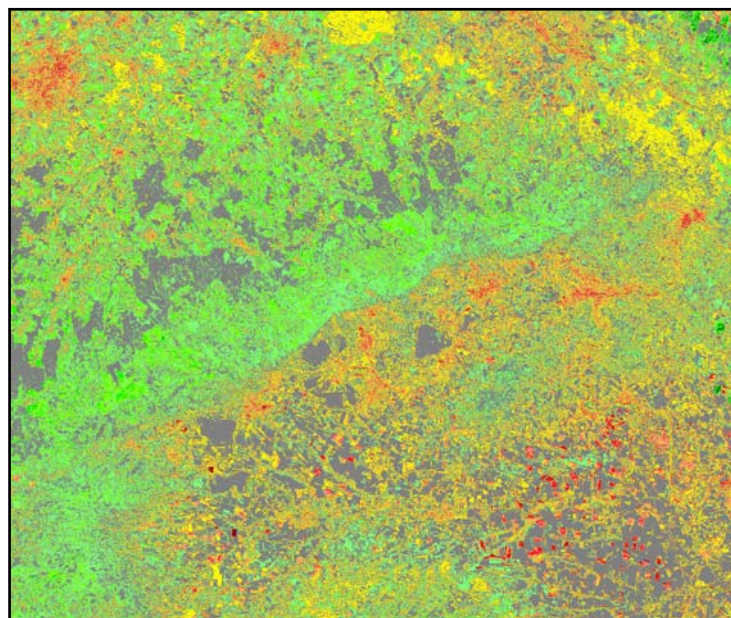
Obr. 36a Rok 1986



Obr. 36b Rok 1995



Obr. 36c Rok 2004



Obr. 37 Narovnáním a vybetonováním koryt vodních toků se urychluje odtok vody z krajiny. Napřímené koryto Oseckého potoka.



Obr. 38 Zemědělská krajina Dolnooharské tabule vykazuje ve všech třech hodnocených termínech silný vláhový deficit.



Obr. 39 Příklad vodní rekultivace – zatopený důl Barbora dnes slouží k rekreaci a uvažuje se o něm jako o zdroji pitné vody, jež by v budoucnu mohl nahradit v.n. Fláje



5.3.3 Index wetness-biomass WB

V předchozích kapitolách byly odděleně hodnoceny kvalitativní vlastnosti krajinného pokryvu – množství zelené biomasy a vlhkost. Vzhledem k existenci poměrně silné pozitivní závislosti mezi oběma faktory, lze jejich kombinací získat přesnější informace o vodním stavu, či případném vodním stresu vegetace, který má vliv na fungování krajiny.

Hodnoty indexu byly pro větší přehlednost překlasifikovány do pěti kategorií, jejichž význam je následující:

- Kategorie 1 představuje funkční vegetaci s vysokým množstvím chlorofylu i vodním obsahem
- Kategorie 2 – nižší hodnoty biomasy, popř. vlhkosti
- Kategorie 3 – plochy se středními hodnotami indexu NDVI či WETNESS
- Kategorie 4 – plochy s velmi řídkou či suchou vegetací s vláhovým deficitem
- Kategorie 5 - plochy holé, se značným vláhovým deficitem

Termín 1986 (Obr. 42a) zachycuje území v ranější fázi vegetačního období, což se pravděpodobně projevuje i v hodnocení vodního stresu. Nápadný je především souvislý pás kategorií 4 a 5 ve vrcholových částech Krušných hor. Vodní stres byl, v tomto případě, způsoben zejména plynnými emisí (oxidy síry apod.). Ostatní jehličnaté lesy a listnaté lesy na úpatí spadají většinou do kategorie 3. Výrazné agregace kategorií 4 a 5 jsou typické i pro oblast podkrušnohorské báňské činnosti. Poměrně značný vláhový stres se na snímku 1986 projevuje i v Doupovských horách. Opakem je oblast Českého středohoří, s převahou kategorií 1 a 2. Území Saska představuje pestrou mozaiku všech kategorií, s poměrně rovnoměrným zastoupením. Tato mozaika střídajících se kategorií je charakteristická i pro oblast Dolnooharské tabule. Avšak zde mírně převažují plochy náchylné k vláhovému stresu.

Výrazné změny v **roce 1995 (Obr. 42b)** jsou patrné především v oblasti Doupovských hor, částečně i Krušných hor. Jejich vrcholová část však stále spadá do kategorií 3 a 4. Přesun do kategorií indikující vláhový stres (kategorie 4) byl v roce 1995 zaznamenán v oblasti Labských pískovců, nepříznivě se projevuje i okolí velkých sídel. Bez výraznějších změn zůstává oblast Saska, Dolnooharské tabule i Českého středohoří (zde je nepatrný posun z kategorie 1 do 2). Negativní posun o jednu kategorii (z 2 do 3) byl zaznamenán na lesních porostech v oblasti Džbánů. Území báňské činnosti zůstává v kategoriích 4 a 5, avšak lze pozorovat pozitivní trend fragmentace.

Termín 2004 (Obr. 42c) rovněž vykazuje řadu pozitivních i negativních změn, v porovnání s předchozími hodnocenými termíny. Nejvýraznější změna je patrná na celé oblasti Podkrušnohoří. Kompaktní blok kategorií 4 a 5 je velmi sporadicky fragmentován, převážně liniovými prvky rozptýlené zeleně a celé území vykazuje silný vláhový stres. Návrat do příznivějších kategorií byl zaznamenán v oblasti Džbánů. Poměrně vyrovnanými charakteristikami se vyznačuje České středohoří i Doupovské hory. V oblasti Saska došlo k úbytku ploch kategorie 5 (náhrada kategorií 4). Krušné hory oproti předchozím termínům vykazují velmi pozitivní změnu – výrazný posun celého území převážně do kategorií 1, 2, popř. 3 (nelesní vegetace). Posun do příznivějších kategorií se projevuje v roce 2004 i v oblasti Labských pískovců.

Obr. 40 Pestrá krajinná struktura přispívá ke zlepšení ekologických funkcí. Heterogenní krajina v okolí Velké Černoci (Džbán)

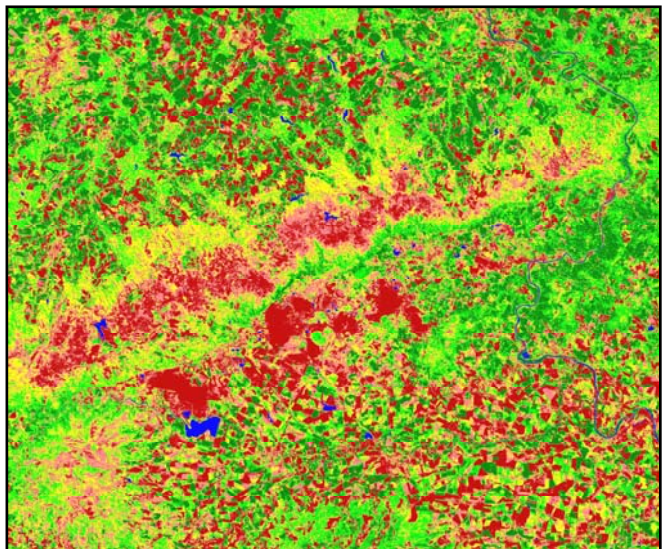


Obr. 41 Zemědělské rekultivace na velkých plochách obnovu ekologických funkcí krajiny narušené povrchovou těžbou, pravděpodobně nezajistí. Důl Nový Pokrok u Duchcova

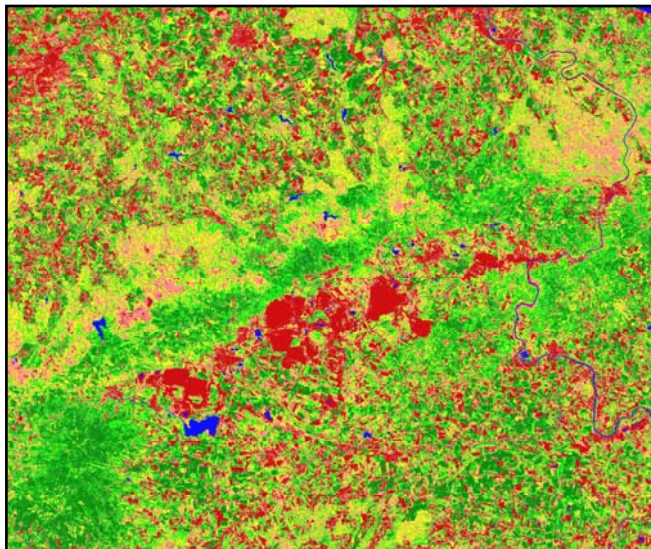


Obr. 42 Index wetness-biomass

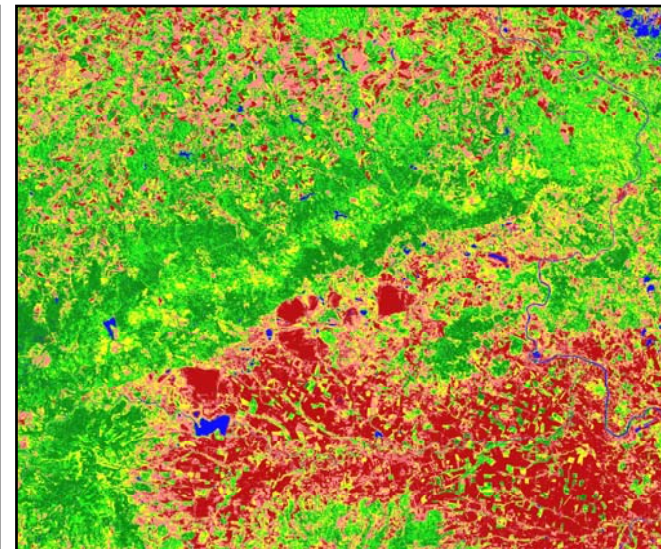
Obr. 42a Rok 1986



Obr. 42b Rok 1995



Obr. 42c Rok 2004



- Vodní plochy, oblačnost
- Kategorie 1
- Kategorie 2
- Kategorie 3
- Kategorie 4
- Kategorie 5

Kategorie 1 – území bez vodního stresu (vysoký obsah chlorofylu i vlhkosti)

Kategorie 2

Kategorie 3 – území se středními hodnotami NDVI či vlhkosti

Kategorie 4

Kategorie 5 – území silně postižené vodním stresem (nízký obsah chlorofylu i vlhkosti)

5.4 Metoda hodnocení disipační schopnosti krajiny

Podle navržené metody hodnocení disipační schopnosti krajiny bylo nejprve vyhodnoceno celé zájmové území, ve všech třech termínech, detailnější analýza byla provedena i pro kategorie krajinného pokryvu. **Tabulka 12** stručně charakterizuje sedm vymezených disipačních kategorií (podrobněji viz. kapitola 4.6.6 „Metoda hodnocení disipačních schopností krajiny“)

Tabulka 12 Disipační kategorie krajiny

Kategorie 1	hustá vegetace (vysokým množstvím zelené biomasy), vysokým vodním obsahem nízká teplota. Kondenzační jednotky v krajině, vyrovnávající lokální i časové tepelné rozdíly, schopny zadržovat vodu a přes evapotranspiraci účinně disipovat sluneční energii. Např. lesní porosty, mokřady
Kategorie 2	nízká teplota, nízké množství zelené biomasy a nižším vláhovým obsahu (nemusí být pravidlem). např. listnaté porosty, křovinná společenstva v ranných fázích vegetačního období, velmi vlhké povrchy s minimálním množstvím vegetace, vegetace v ranné fázi vodního stresu apod.
Kategorie 3	střední kategorie
Kategorie 4	vysoká teplota, vysokým podílem zelené biomasy i vlhkosti. Příkladem jsou zejména intenzivně zemědělsky využívanému území.
Kategorie 5	lokality bez funkčního vegetačního pokryvu, se silným vláhovým deficitem, Tyto plochy přispívají k otevřenosti vodního cyklu, intenzita evapotranspirace je velmi nízká. Z hlediska disipace sluneční energie to znamená růst podílu vlastní tepelné složky na úkor latentního tepla. Toto vede ke zvýšení teploty krajiny a tepelných výkyvů a zároveň k rychlejšímu odnosu i rozkladu látek.
Kategorie 6	Pozitivní přechodný typ. Střední podíl zelené biomasy a vlhkosti, nízká teplota. Např. jehličnaté lesní porosty.
Kategorie 7	Negativní přechodný typ se středním podílem zelené biomasy a vlhkosti a vysokou teplotou. Především zemědělské plodiny.

Pro všechny tři hodnocené termíny je charakteristická dominance kategorií 1, 3 a 5, ostatní většinou představují specifické případy. Jejich zastoupení se v rámci jednotlivých termínů mění nepatrně. Legenda k mapám je znázorněna na **obrázku 43**.

V **termínu 1986 (Obr. 44a)** výrazně převládá kategorie 5, charakteristická zejména pro holé povrchy, v menší míře ale i pro nelesní vegetaci. Tato kategorie, indikující území postižené nejvíce teplotně – vláhovým stresem, je charakteristická především pro oblast sídel a zemědělsky využívaná území. Výrazně zastoupena je na území Dolnooharské tabule a podkrušnohorských pánvích, kde tvoří poměrně rozsáhlé a kompaktní plochy, doplněné o kategorie 4 a 7. V oblasti Saska je však kategorie 5 značně fragmentovaná, ostatní kategorie

se zde téměř nevyskytují (s výjimkou oblasti Drážďan). Oblasti postižené teplotně – vláhovým stresem se vyskytují ostrůvkovitě i na území Krušných a Doupovských hor, kde jsou, v tomto termínu, vázány zejména na trvalé travní porosty.

Do kategorie 1 (druhá nejčetnější) spadá velká část Českého středohoří, Doupovských hor, úpatí Krušných hor (česká strana), oblast Džbánu, kde je vázána především na kompaktnější lesní celky. V oblasti Dolnooharské tabule a podkrušnohorských pánví reprezentuje buď rozptýlenou zeleň, remízky a porosty v okolí vodních toků, či výjimečně plochy některých zemědělských plodin. Sasko se v tomto termínu vyznačuje nejvyšším zastoupením této kategorie, s doplňkem kategorie 6. Nepatrně výraznější zastoupení se objevuje především v oblasti Krušných hor a Labských pískovců, kde je vázáno především na výskyt jehličnatých porostů. Výjimku tvoří lesní porosty vrcholových částí, spadající do kategorie 2. Ačkoli v rámci hodnocení vodního statusu toto území vykázalo poměrně značný vláhový stres, ve výsledku se projevuje jako relativně funkční krajinný typ. Ostrůvkovitě se tyto plochy rovněž nacházejí na území Saska, kde reprezentují většinou velmi vlhké plochy, s vegetační stařinou.

Rozložení kategorie 3 je na celém území téměř rovnoměrné, typu „krajinné matrice“. Nižší zastoupení je typické pouze pro oblast báňské činnosti a zemědělsky využívanou oblast Dolnooharské tabule. Na rozdíl od předchozích dvou hlavních kategorií 1 a 5 je tato značně fragmentovaná, bez výraznějších kompaktních ploch.

Červenec 1995 (Obr. 44b) zachycuje území v době s maximálním množstvím vegetace. Z tohoto důvodu nejvyšší četnost vykazuje kategorie 1. Souvislé areály zaujímá především v oblasti zlomového svahu Krušných hor, Doupovských hor a v Českém středohoří. Velmi fragmentovaná je tato kategorie v západní části Dolnooharské tabule (především Roudnicka). Velká část Labských pískovců a především saské části Krušných hor spadá nejen do kategorie 6, ale i kategorie 2, popř. 5 a 7, indikující vláhový stres. Zastoupena je rovněž kategorie 3. Výraznější plochy této poměrně fragmentované „střední“ kategorie jsou charakteristické pouze pro oblast Džbánu.

Jen nepatrně nižší četnost vykazuje kategorie 5. Problémové lokality, kromě intenzivně využívané zemědělské krajiny, představují jednotlivá sídla a jejich bezprostřední okolí (především Ústí nad Labem, Teplice), které vykazují homogenizaci území do kategorie 5. Tato kategorie je opět typická pro oblast Dolnooharské tabule a podkrušnohorských pánví, kde tvoří typ „krajinné matrice“, doplněný o mozaiku ploch kategorií 3, 4 a 7. Celkově v této oblasti však převládají negativní teplotně – vlhkostní kategorie. Z této skutečnosti vyplývá, že v krajině není dostatečný počet kondenzačních míst. Výjimkou je pouze oblast Roudnicka a

dále území Bílina – Děčín, kde jsou tyto plochy fragmentovány kategoriemi 1, popř. 6. Toto rozložení poměrně kontrastuje s oblastí Saska, které se v tomto termínu jeví jako velmi pestrá mozaika všech kategorií. Kategorie 5 vytváří výraznější aglomerace pouze na území sídel, v ostatních případech spíše převažují kategorie 1, 2, 3 i 6, což vytváří poměrně funkční krajinnou strukturu.

Srpen 2004 (Obr. 44c) vykazuje stejný poměr zastoupení kategorií 1, 5, 3 a 7, avšak nejnižší četnost kategorií 2, 4 a 6. Na vyhodnoceném snímku je patrné výrazné regionální rozložení. Oblast Krušných a Doupovských hor spadá převážně do kategorie 1, tedy funkčního krajinného typu. Menší, doplňkové plochy zaujímá kategorie 3. V Českém středohoří tvoří kategorie 1 větší homogenní celky, doplněné kategorií 3, místy s ostrůvkovitým výskytem kategorie 5. Tato kategorie tvoří extrémně souvislou matici oblasti Dolnooharské tabule, s minimální fragmentací kategoriemi 3, 4 a 7. Kategorie 1 je vázána pouze na oblast Džbánů a na několik dalších mikrolokalit, představované zejména drobnými remízky či porosty v okolí vodních toků. Naopak v oblasti podkrušnohorských pánví lze zaznamenat vyšší míru fragmentace na území Most – Děčín. Kategorie 5 zde vytváří homogenní a plošně rozsáhlé lokality převážně v oblasti báňské činnosti, jinak se jeví jako poměrně fragmentovaná, a to kategorií 3 a 7, na území Děčín – Ústí navíc i kategorií 1. Území Saska si nadále zachovává ráz poměrně dobře strukturované krajiny. Ačkoli převládá kategorie 3, významný podíl si zachovávají obě dvě funkční kategorie 1 a 6, popř. 2. Kategorie 5 je koncentrována opět převážně do oblasti sídel, větší homogenní celky se nacházejí v oblasti Drážďan a Chemnitz.

Disipační schopnost krajiny je ovlivněna i typem krajinného pokryvu. Proto byla zároveň provedena analýza jednotlivých typů z hlediska jejich příslušnosti k disipačním kategoriím (**Graf 12a-c**). Lze tak charakterizovat jejich funkční význam v hodnocení energetické účinnosti krajiny a zároveň zohlednit i kvalitativní aspekt.

Z hodnocení podle jednotlivých kategorií krajinného pokryvu vyplývá, že nejvyšší míru diverzity připadá na **nelesní vegetaci**, přičemž zastoupení jednotlivých kategorií se liší v závislosti na hodnoceném termínu. V květnovém termínu nejvyšší podíl připadá na kategorii 1, střední kategorie 3 má nepatrně nižší zastoupení. Výrazným podílem však připadá i na negativní kategorie 4, 5 a 7. Vyšší diverzitu vykazuje nelesní vegetace v červencovém termínu 1995. Ačkoli je kategorie 1 opět dominantní, výrazné zastoupení vykazuje kategorie

3 i 5. Zastoupení ostatních kategorií je výrazně nižší, s mírnou převahou kategorií 4 a 7. S pozdní fenologickou fází dochází k výraznému poklesu u kategorie 1, přechodný typ kategorie 3 se stává dominantním, následovaný kategoriemi 5 a 7. Z uvedených charakteristik tedy vyplývá, že nelesní vegetace je velmi proměnlivým funkčním typem krajinného pokryvu. V některých případech může sloužit jako efektivní disipátor sluneční energie, s převažujícím podílem latentní složky energie. Ve většině případů však bude poměr obou tepelných složek vyrovnaný, či se bude spíše přiklánět na stranu vlastní tepelné složky, která přispívá k oteplování krajiny a k důsledkům s tím spojeným.

Lesní vegetace a její příslušnost do jednotlivých kategorií se výrazně neměnila v prvních dvou sledovaných termínech. Převládající kategorie 1 a 6, v porovnání s ostatními typy krajinného pokryvu má výrazný podíl i kategorie 2. V roce 2004 lze zaznamenat výraznou změnu. Jednoznačně dominující kategorii 1 nevýrazně doplňuje kategorie 3 a 6. V prvních dvou termínech se projevuje nejen nižší obsah chlorofylu (rok 1986), ale zřejmě i faktor vyššího vlhkostního stresu (kategorie 2). I přes tyto nepříznivé vlivy však lesní porosty mají schopnost udržovat relativně nižší teplotu. Tyto faktory se však již v roce 2004 neprojevují. Lesy lze tedy pokládat za funkční vegetaci, s jednoznačně pozitivním vlivem na disipační schopnosti krajiny. Ta je však do jisté míry závislá na případné expozici vůči různým stresovým faktorům.

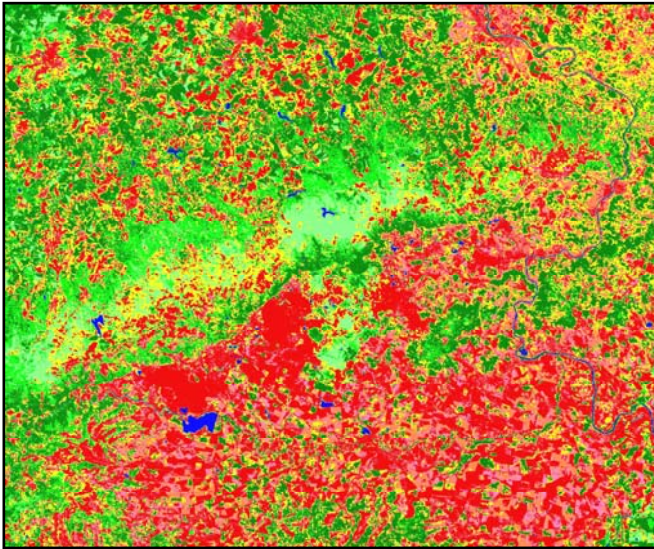
Holé povrchy víceméně spadají do kategorie 5 (jejich význam z hlediska disipace sluneční energie lze tedy označit za velice negativní), v některých případech však lze vysledovat i příslušnost do kategorií 3 a 2. Pouze v roce 1986 mají velice nepatrné zastoupení i ostatní kategorie. V těchto případech se odráží pozitivní vliv vyššího obsahu vlhkosti, případně i velmi řídké vegetace či vegetační stařiny.

Obr. 43 Legenda – disipační kategorie krajiny

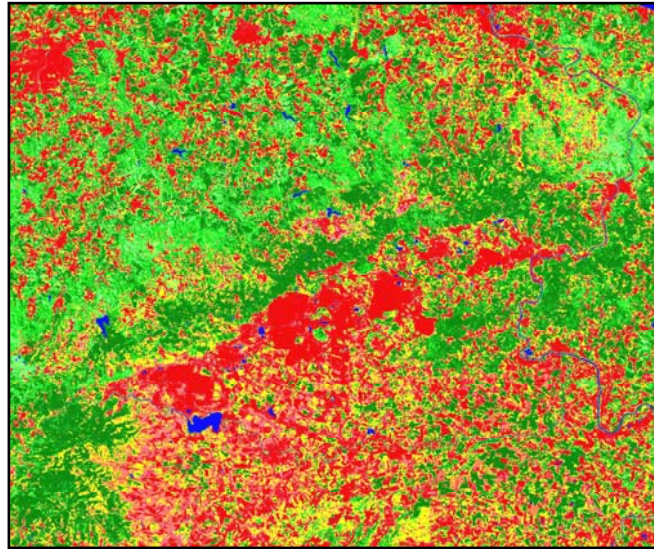
	Vodní plochy, oblačnost
	Kategorie 1
	Kategorie 2
	Kategorie 3
	Kategorie 4
	Kategorie 5
	Kategorie 6
	Kategorie 7

Obr. 44 Kategorizace krajiny podle disipační schopnosti

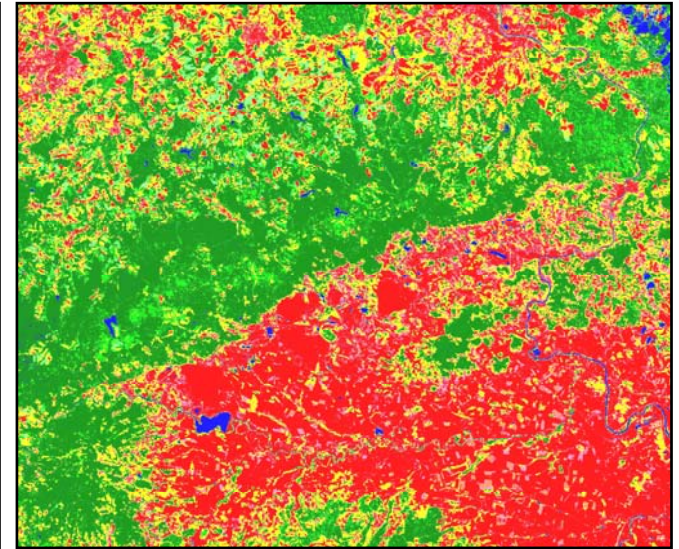
Obr. 44a Rok 1986



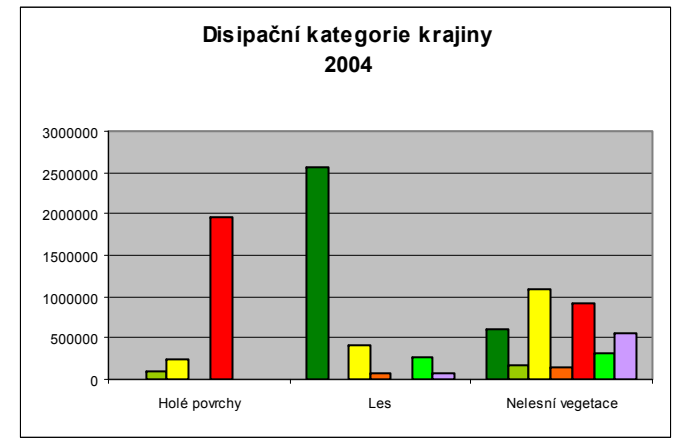
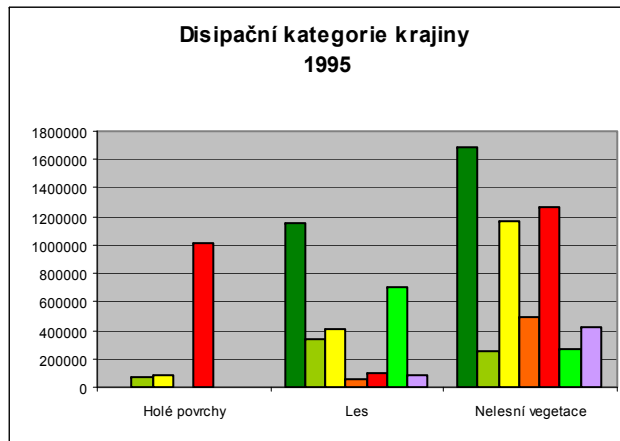
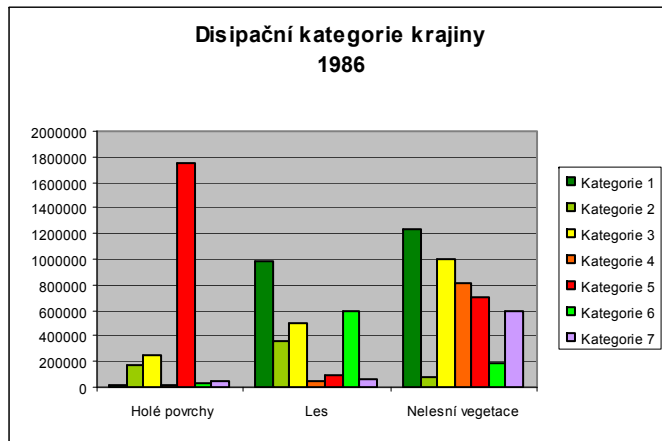
Obr. 44b Rok 1995



Obr. 44c Rok 2004



Graf 12a-c Disipační kategorie krajiny podle kategorií krajinného pokryvu



5.5 Analýza vývoje disipační schopnosti krajiny

Při hodnocení území je důležitým faktorem zachycení změn ve fungování krajiny. Analýza vývoje disipační schopnosti krajiny umožňuje v krajině vymezit lokality s různým funkčním významem a dynamikou. Na jedné straně lze určit dlouhodobě funkční a stabilizační části krajiny, na straně druhé lokality negativně ovlivňující její fungování. Zároveň lze tímto způsobem (viz. kapitola 4.6.7) postihnout i určité trendy vývoje, či jednorázové výkyvy.

Vývoj disipační schopnosti krajiny v letech 1986, 1995 a 2004 znázorňuje **obrázek 45**.

Krušné hory (**Obr. 46**), spolu s Doupovskými, oblastí Labských pískovců a některými lokalitami v Českém středohoří, tvoří poměrně rozsáhlé komplexy, s významnou disipační schopností (kategorie 1). Tato území s funkční vegetací, náleží mezi dlouhodobě stabilní plochy, bez výraznějších výkyvů, což se pozitivně projevuje na teplotně – vlhkostním obrazu krajiny. Pozitivně funkční obraz tohoto území je doplněn kategorií 6, kterou představují většinou trvalé travní porosty. Na těchto lokalitách byla zaznamenána snížená disipační schopnost pouze v květnu 1986, v ostatních letech se tyto plochy projevují již pozitivně. Postupný pozitivní vývoj (kategorie 7) byl zaznamenán především v oblasti Labských pískovců (**Obr. 47**), na území Kovářská – Horní Jiřetín a v Doupovských horách. V roce 1995 byla především vrcholová část Krušných hor postižena výraznějším negativním výkyvem (kategorie 10), tzn. projevil se zde teplotně - vlhkostní stres, a to na poměrně rozsáhlých homogenních plochách. Obdobná situace nastala v témže roce v oblasti Džbánu.

Dolnooharská tabule a Mostecká pánev představují regiony dlouhodobě vystavené teplotně vlhkostnímu stresu (**Obr. 48 a 51**). Velice rozsáhlé a kompaktní plochy kategorie 5 jsou fragmentovány většinou plochami, jejichž pozitivní teplotně – vlhkostní obraz je vázán cca na dva měsíce v roce (pozitivně se projevují pouze v roce 1995 – kategorie 13). Na tomto území víceméně chybí dlouhodobě stabilní funkční krajinné typy. Pozvolné zlepšování je vázáno především na řadu drobných lokalit, které však zatím nedokáží výrazněji heterogenizovat tento nepříznivý teplotní obraz území. Pozitivní trendy (kategorie 6, 7, 11) se projevují především v pásu Klášterec nad Ohří – Kadaň – Podbořany – oblast Džbánu (**Obr. 53**), na územích báňské činnosti po rekultivacích (**Obr. 49**), oblast mezi Ústím nad Labem a Chomutovem (**Obr. 50**), v okolí Ohře (**Obr. 52**) a jejích přítoků. Nepříliš početně je zastoupena i kategorie 3, kterou lze rovněž označit za relativně dlouhodobě stabilizující krajinný typ. Poměrně jednoznačně vymezeny jsou lokality s výraznou změnou jejich využití. Původně stabilní a funkční plochy byly přeměněny pravděpodobně v holé povrchy,

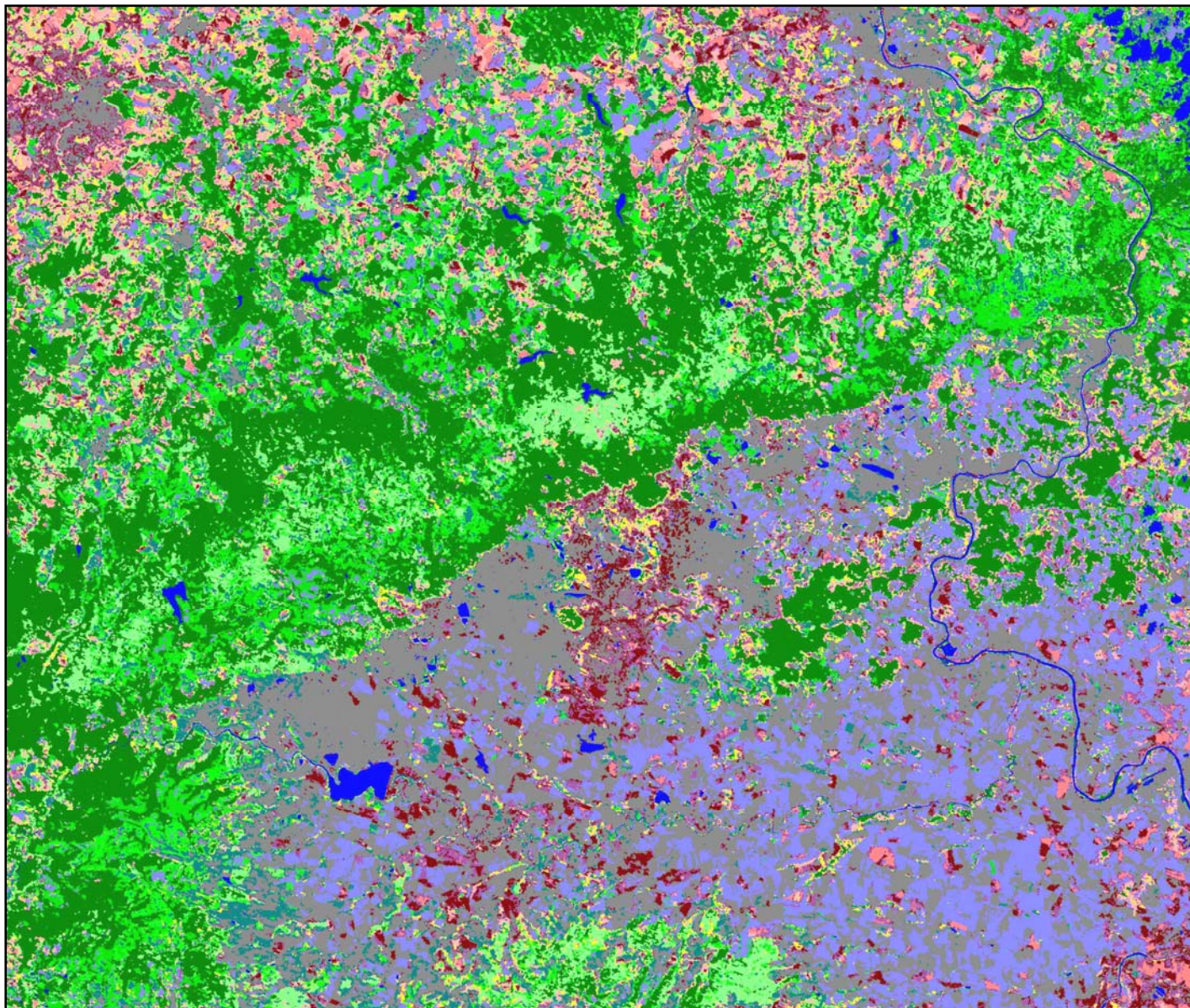
technogenní plochy, z nichž byla odstraněna funkční vegetace (kategorie 16 a 17).

České středohoří (**Obr. 54**) je rovněž regionem, s výrazným zastoupením ploch, jejichž funkční význam je vázán pouze na vrcholnou fázi vegetačního období. Tyto plochy (kategorie 13) jsou však fragmentovány plochami s trvalou funkční vegetací (kategorie 1, popř. 6, 7, 10), což do jisté míry kompenzuje jejich případný negativní vliv. Rovněž plochy, vyznačující se zhoršujícím se trendem (kategorie 12, 14, 16 a 17) netvoří plošně rozsáhlé a homogenní celky.

Oblast Saska je pestrá mozaikou všech kategorií, s převahou ploch s pozitivní disipační schopností (kategorie 1). Oproti české části hodnoceného území převládají spíše pozitivní vývojové trendy, tj. obecně se zlepšuje disipační schopnost krajiny (kategorie 6, 7, 10, 11). Výrazné rozdíly projevují především v zastoupení kategorií 5 a 13. Kategorie 5 je vázána na oblasti sídel, kde tvoří kompaktnější lokality, v ostatních částech území se vyskytuje ojediněle, rovněž kategorie 13 (funkční význam pouze ve vrcholné části vegetačního období) je soustředěna především na území Freiberg – Drážďany. Zhoršující se disipační schopnosti krajiny (kategorie 12, 14, 17) se projevují především v okolí velkých měst, lokality, na nichž došlo k výrazné změně v jejich využití, a to negativním směrem (kategorie 16) jsou vázány na relativně izolované plochy, s rovnoměrným rozmístěním po celém území.

Tato analýza vývoje hodnoceného území podává velmi obecný pohled. Vzhledem k jeho velikosti nelze charakterizovat a popisovat vývoj v detailu jednoho pixelu. V případě detailního zájmu o vybraná území však lze využít samointerpretační schopnosti družicové mapy, popřípadě provést terénní průzkum apod.

Obr. 45 Vývoj disipační schopnosti krajiny v letech 1986 – 1995 - 2004

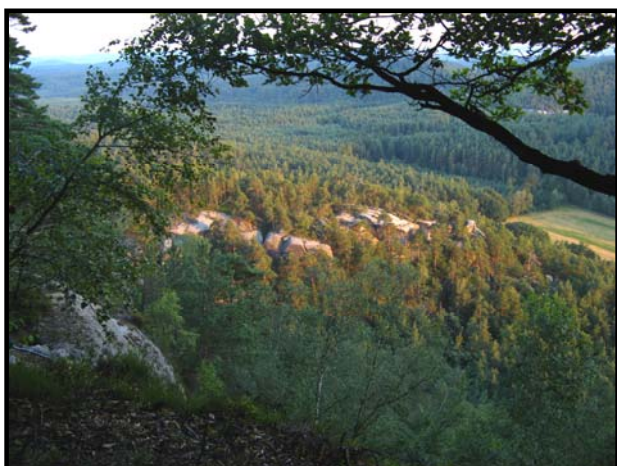


■ Kategorie 1	Kategorie 1 – dlouhodobě stabilní plochy s vysokou disipační schopností
■ Kategorie 2	Kategorie 2 – středně stabilizační schopnost
■ Kategorie 3	Kategorie 3 – plochy s dlouhodobě sníženou disipační schopností
■ Kategorie 4	Kategorie 4 – negativní disip. schopnost pouze v roce 1986 (trvalé travní porosty)
■ Kategorie 5	Kategorie 5 – zlepšující se trend
■ Kategorie 6	Kategorie 6 – negativní výkyv pouze v roce 1995
■ Kategorie 7	Kategorie 7 – extrémní zlepšení v roce 2004
■ Kategorie 8	Kategorie 8 – zhoršující se trend, výrazný negativní výkyv v roce 1995
■ Kategorie 9	Kategorie 9 - pozitivní disip. schopnost pouze v roce 1995 (orná půda)
■ Kategorie 10	Kategorie 10 - zhoršující se trend
■ Kategorie 11	Kategorie 11 - extrémní zhoršení v roce 2004
■ Kategorie 12	Kategorie 12 – extrémní zhoršení po roce 1986
■ Vodní plochy, oblačnost	

Obr. 46 Krušné hory dnes představují krajinu s poměrně vysokou disipační schopností, a to díky rozsáhlým lesním komplexům a trvalým travním porostům. Disipační schopnost tohoto regionu se za posledních dvacet let výrazně změnila. Svůj podíl má především pokles imisní zátěže.



Obr. 47 Ačkoli Labské pískovce představují funkční krajinu, v 80. i 90. letech minulého století lesní komplexy byly pod vlivem silného teplotně – vlhkostního stresu, což se projevilo snížením disipační schopnosti krajiny.



Obr. 49 Po ukončení těžby však dochází k postupné obnově více či méně funkční krajiny (rekultivace Duchcovské výsypky)



Obr. 48 Silně narušená funkční schopnost krajiny v důsledku povrchové těžby hnědého uhlí.



Obr. 50 V krajině mezi Ústím nad Labem a Chomutovem dochází k sukcesi, a tím i pozvolné obnově ekologických funkcí krajiny.



Obr. 51 Problém podkrušnohorského regionu představují i průmyslové areály. A to nejen fungující. Krajina narušená těžbou má šanci na obnovu buď pomocí rekultivací či sukcese. Případná obnova krajiny na místě opuštěných industriálních celků, které jsou rovněž estetickým problémem, bude samovolně trvat velice dlouho.



Obr. 52 Lesní porosty v okolí vodních toků jsou často jedinými funkčními prvky v intenzivně využívané krajině Dolnooharské tabule.



Obr. 53 Útlum zemědělské činnosti velmi výrazně přispěl ke zlepšení disipační schopnosti a fungování krajiny v oblasti mezi Kláštercem nad Ohří a regionem Džbán



Obr. 54 V Českém středohoří jsou negativní disipační plochy fragmentovány řadou ploch s vysokou disipační schopností. Díky tomu lze krajinu považovat za poměrně funkční.



6 DISKUSE

Způsob disipace sluneční energie v krajině je pouze jedním z mnoha přístupů, pomocí nichž lze hodnotit funkce krajiny a energomateriálové toky. Klíčovými faktory, v tomto procesu jsou charakter krajinného pokryvu a dostatečné množství vody, vázané buď v rostlinách či půdě. Především trvalá vegetace je aktivní složkou, jež přes transpirační cyklus ovlivňuje a reguluje distribuci sluneční energie v krajině.

Teplota krajinného pokryvu byla vybrána jako indikátor fungování krajiny, určující rovnováhu mezi oběhem vody a energetickou bilancí krajiny. Na její distribuci v krajině má však vliv nejen krajinný pokryv a jeho struktura, ale rovněž jeho stavové parametry. Důležitými kvalitativními vlastnostmi, které modifikují teplotní obraz krajiny, je množství zelené biomasy, dále pak dostupnost a obsah vody v ekosystému. Kombinace posledních dvou faktorů poskytuje informace případném vlhkostním stresu ekosystému. Tyto parametry hodnocení byly vybrány především na základě modelu disipace denního pulsu sluneční energie, tzv. Energy - Transport – Reaction modelu (Ripl 1995).

Teplota krajinného pokryvu ovlivňuje vodní cyklus, klima na všech hierarchických úrovních, odnos látek a živin. Tyto procesy není možno sledovat pouze metodami dálkového průzkumu Země, byly však potvrzeny řadou studií, založených rovněž na terénních měřeních¹⁰.

Z výsledků práce vyplývá, že na radiační teplotu krajinného pokryvu má vliv především jeho typ a dále jeho stavové parametry – především vodní obsah a v určité míře i množství

¹⁰ HAKROVÁ, P., PROCHÁZKA, J. (1999): Vliv různého způsobu hospodaření na vývoj vegetace a odnos rozpuštěných látek z malého povodí lipenského pravobřeží. -- *AGROREGION 99 - Sborník z mezinárodní vědecké konference. JU ZF České Budějovice, 151-153 pp*

RIPL, W., HILDMANN, CH., JANSSEN, T., GERLACH, I., HELLER, S., RIDGILL, S. (1995): Sustainable redevelopment of a river and its catchment – the Stör River, Germany. – In: *Eiseltová, M., Biggs, J. (eds.) (1995): Restoration of Stream Ecosystems – an integrated catchment approach. – IWRB Publ. 37, 76–111 pp.*

RIPL, W. (1995): Management of water cycle and energy flow for ecosystem control: the energy-transport-reaction (ETR) model. – *Ecological modelling, 78: 61–76 pp.*

PROCHÁZKA, J., BROM, J., PECHAR, L., ŠTÍCHOVÁ, J., POKORNÝ, J. (2008): Changes in concentrations of dissolved solids in precipitation and discharge water from drained pasture, natural wetland and spruce forest during the years of 1999- 2006 in Šumava mountains, Czech Republic. *Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands*. Springer. (v tisku).

POKORNÝ, J., ŠÍMA, M., REJŠKOVÁ, A., BROM, J. (2008): The role of vegetation in water cycling. *Natural Sequence Farming Workshop, Defining the Science and Practice, Bungendore NSW, Australia 30 October - 1 November 2006, Australian Government, Southern Rivers, ABC, Land Care Australia, Proceedings* (v tisku)

chlorofylu. Změny jeho koncentrace, indikující často pokles fotosyntetické aktivity, mohou být v některých případech signalizovat fyziologické změny ve vegetaci.

Při hodnocení radiační teploty se však nabízí i otázka, zda teplota povrchu nemůže být ovlivněna nadmořskou výškou, případně i reliéfem (především expozicí). Z výsledků regresní analýzy, provedené na základě digitálního modelu terénu a teplotního obrazu území vyplývá, že nadmořská výška nebude hlavním parametrem, mající vliv na teplotu. Tento argument potvrzují především snímky z let 1986 a 1995. Teplotní charakteristiky vrcholové části Krušných hor i Děčínské vrchoviny (1000 – 500 m) vykazují díky působení stresových faktorů obdobně vysoké teplotní charakteristiky jako oblasti Dolnooharské tabule, či Mostecké pánve, jejichž nadmořská výška se pohybuje cca mezi 500 – 180 metry. Vliv nadmořské výšky a expozice reliéfu však nebyl hodnocen detailně, může být však podkladem další případové studie a analýzy, které by byly nad rámec této práce.

Nejen typ vegetace, ale rovněž její fyziologický stav, jsou faktory, ovlivňující proces disipace sluneční energie. Ukazatelem, jenž umožní kvalitativní hodnocení, může být složení fotosyntetických pigmentů. Koncentrace chlorofylu ve vegetaci je indikátorem fotosyntetické aktivity vegetace, proto bývá tento ukazatel často dáván do souvislostí s teplotními charakteristikami krajiny. I v této práci byl vybrán jako jeden z parametrů, který by mohl mít vliv na poměr tepla a latentního tepla v krajině.

Pro hodnocení obsahu zelené biomasy byl použit Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). Tento vegetační index bývá, i přes některé nevýhody, označován jako poměrně univerzální. Není však vyloučeno, že by mohl být nahrazen jiným indexem, zohledňujícím charakteristiky půd, případně komponentou „greeness“ z transformace Tasseled Cap apod.

Řada prací bývá založena na předpokladu korelace indexu NDVI a teploty krajiny – se zvyšující se hodnotou indexu se bude snižovat i teplota. Výsledky práce však ukazují, že tato závislost víceméně platí pouze pro kategorii krajinného pokryvu – nelesní vegetaci, a ještě ne ve všech případech. Vztah mezi teplotou a množstvím zelené biomasy lze vyjádřit pomocí regresní či maticové analýzy. Hodnoty NDVI se velmi výrazně liší v závislosti na jednotlivých kategoriích krajinného pokryvu a na fenologické fázi.

Obsah vody v půdě má významný podíl na intenzitě a charakteru odraženého i emitovaného záření. Zároveň je hlavním zdrojem vody pro vegetaci. Množství vody vázané v rostlinách je jedním z rozhodujících parametrů při tzv. měkké disipaci energie přes vodní cyklus (prostřednictvím latentního tepla). Ovlivňuje především míru transpirace, fotosyntézy,

výměnu a koloběh látek, přírůstky biomasy, odolnost vůči stresovým faktorům.

Pro hodnocení vodního obsahu krajinného pokryvu bylo využito třetí komponenty transformace Tasseled Cap – WETNESS. Rovněž bylo zvažováno použití indexu NDWI (Normalized Difference Water Index). Tento index byl však vyvinut pro hodnocení vodního obsahu výhradně ve vegetaci, což do jisté míry limituje jeho možnosti v případě hodnocení holých povrchů. Využití komponenty WETNESS je univerzálnější, lze ji proto aplikovat i v případě analýzy vlhkosti holých povrchů. Její nevýhodou je zvýšená citlivost k atmosférickým vlivům. Poměrový index NDWI tyto jevy eliminuje. Problematické u obou indexů však je hodnocení sídelních jednotek, které se, na rozdíl od skutečnosti, projevují jako lokality se zvýšenou vlhkostí, a to především v květnovém termínu. Důvodem může být zvýšený obsah atmosférických aerosolů. Tento jev však nebyl detailněji analyzován a rovněž nebyly nalezeny žádné odkazy k této problematice ani v literatuře. Na rozdíl od indexu NDVI, který není příliš náchylný na změny okolních podmínek, obsah vlhkosti může být značně ovlivněn meteorologickou situací (množství srážek, přechod atmosférických front), která předcházela snímanému termínu.

Z výsledků regresní a maticové analýzy koincidence teploty a vlhkosti vyplývá, že vodní obsah v krajinném pokryvu, v porovnání s parametrem zelené biomasy, má větší vliv na teplotní obraz krajiny. S vyšším vodním obsahem, vzrůstá evapotranspirace, tím je příznivější poměr latentního tepla a vlastní tepelné složky. Toto se projevuje nižší relativní teplotou krajinného pokryvu. Intenzita evapotranspiračního procesu však může být snížena vysokou vlhkostí atmosféry, případně extrémním zavodněním vegetace. Tyto jevy ve vztahu k teplotě krajiny nebyly sledovány. Na rozdíl od množství zelené biomasy, vlhkostní obraz vykazuje těsnější míru korelace s teplotním obrazem. Rovněž koincidenční obrazy vykazují u všech kategorií krajinného pokryvu převahu kategorie absolutní shody a zastoupení jednotlivých odchylkových kategorií má podobné rozložení ve všech sledovaných termínech.

Studium disipace sluneční energie v krajině lze provádět na různých hierarchických úrovních, pomocí různých metod. Mikroúroveň je založena na ekofyziologii rostlin, tzn. propojuje poznatky o základních fyziologických procesech v rostlinách a vlivu vnějšího prostředí. Základní informace o distribuci sluneční energie, energetické bilanci porostů, podílu tepla/latentního tepla, o množství energie přeměňované evapotranspirací, fotosyntézou, lze získat přímým měřením v krajině, pomocí řady metod (např. metoda radiační bilance stanovená z Bowenova poměru). Rozložení teplot lze sledovat termovizní kamerou pozemními měřeními, či z leteckých nosičů. Doplňkové informace představují různá

meteorologická měření - rychlost větru, vlhkost vzduchu, teplota vzduchu a půdy, dále pak informace o odvodnění území, hladině podzemní vody, pedologické charakteristiky, způsob hospodaření. Integrace všech těchto parametrů podává obraz o úloze rostlin v krajině, tocích energie, vody a látek na mezoúrovni. Na základě zobecnění těchto pozemních měření a informací o ekofyziologických procesech v rostlinách, lze tyto poznatky aplikovat i na makroúroveň větších krajinných celků, popřípadě i na úroveň globální. V těchto případech lze pro hodnocení disipace sluneční energie využít data dálkového průzkumu Země. Sledování krajinných funkcí z hlediska disipace sluneční energie je tedy otázkou širší vědecké diskuse a propojení více oborů.

Výběr parametrů pro hodnocení krajinných funkcí byl proveden nejen na základě jejich relevantnosti k hlavnímu teoretickému základu, ale rovněž byl přizpůsoben možnostem, jak tyto parametry detekovat. Jelikož za hlavní datový zdroj tohoto hodnocení byla vybrána multispektrální družicová data Landsat, výběr musel být uskutečněn s ohledem na možnosti a metody jejich zpracování. Rovněž musel být brán zřetel na limity vycházející z obecných vlastností dat dálkového průzkumu Země.

Družicová data Landsat byla vybrána z důvodu vyhovujícího spektrálního i prostorového rozlišení, velikosti snímaného území, poměrně snadnému procesu pořízení a možnost retrospektivního vývoje do osmdesátých let dvacátého století. Proto nebylo uvažováno o využití jiného typu dat (např. Terra Aster). Bohužel se pro hodnocení nepodařilo zajistit časovou řadu ze stejných měsíců (ze stejné fáze vegetačního období), což do jisté míry znemožnilo komparaci jednotlivých termínů a bezproblémovou interpretaci případných změn. Na druhé straně se však tento fakt ukázal jako výhoda, umožňující analyzovat fungování krajinného systému v různých fázích vegetačního období.

K obecným výhodám dat dálkového průzkumu, které často nemohou klasické pozemní metody měření splňovat, přispívají jejich vlastnosti:

- **Objektivnost:** ve stejný časový okamžik získáváme jednou metodou stejnocenná data. Zároveň je zamezeno ovlivnění naměřených dat pozorovatelem, a to díky velké vzdálenosti mezi senzorem a snímaným objektem.
- **Množství dat:** V případě družice Landsat TM získáme v jednom hektaru území cca 11 měření, resp. 2,8 teplotních měření. Taková hustota pořízení dat pro území (o velikostech tisíců km²) není v případech pozemních měření většinou možná.
- **Spojitosť:** získaná data jsou spojitá data (bez nutnosti interpolací), a to pro velká území

- Opakovanost: měření prováděno opakovaně, v určité časové periodě - takto pořízená časová řada dat umožňuje provádět multitemporální hodnocení krajiny, detekovat krajinné změny
- Informace: díky snímání v různých částech elektromagnetického spektra, družicová data poskytují širokou škálu informací, které by jinak byly lidským zrakem nepostižitelné. Rovněž umožňují predikci různých jevů, možnosti kvalitativních i kvantitativních analýz.
- Integrace: výstupy analýz družicových dat mohou sloužit jako vstupní podklady pro další hodnocení, a to v různých vědních disciplínách.
- Dostupnost: v dnešní době jsou tato data relativně finančně dostupná

Na druhé straně existují i určitá omezení a limity jejich využití:

- družicová data Landsat na jedné straně umožňují hodnotit poměrně velké územní celky (cca 180 x 180 km), na druhé straně však vyšší heterogenita může do výsledku vnášet určitý stupeň nepřesnosti
- pro vyhodnocování multispektrálních družicových dat je limitující podmínkou bezoblačnost – Landsat přelétá stejnou oblast v intervalu 16 dnů. Bezoblačných přeletových termínů však u nás nebývá víc, než 1 - 3 za rok. (Pokud však zpracováváme menší zájmové území, je pravděpodobnost pořízení lokálních bezoblačných dat vyšší)
- výše uvedená skutečnost bývá hlavním limitem pro pořízení hustší datové řady. Problém představuje rovněž stejnost snímaného termínu v případě analýzy časových řad.
- družicová data se střední rozlišovací schopností (Landsat, Aster, Spot,...) do jisté míry generalizují. Často je důraz kladen spíše na souvislosti a interakce mezi sledovanými jevy a objekty, bývá potlačen detail.
- Ne vždy jsou dostupná aktuální i archivní data požadovaných vlastností, které se odvíjejí od účelu práce. Nutnost určitého kompromisu.
- Družice „vidí“ pouze krajinný pokryv, nehodnotí způsob využití území
- Analýza a interpretace dat vyžaduje zvládnutí speciálních technik zpracování.

Uvedené vlastnosti dat dálkového průzkumu Země byly prokázány a případně diskutovány v dílčích kapitolách.

Modelové území bylo vybráno s ohledem na co možná nejpestřejší mozaiku různých krajinných celků. Tato poměrně vysoká heterogenita území, a to jak z hlediska fyzickogeografických faktorů, tak hospodářského využití, umožnila sledování disipační

funkce různých krajinných typů. Hodnocena byla horská oblast Krušných hor, s rozsáhlými lesními komplexy, vojenský výcvikový prostor Doupovských hor s poměrně zachovalou krajinou, ponechanou od 50. let 20. století téměř vlastnímu přírodnímu vývoji, harmonická kulturní krajina Českého středohoří a Děčínské vrchoviny. Kontrast k těmto územím vytváří průmyslová podkrušnohorská oblast s rozsáhlými areály báňské činnosti a velice intenzivní zemědělství Dolnooharské tabule.

Krajinný pokryv vyjadřuje nejen určitou fyziognomii území, ale je rovněž ukazatelem, podle něhož lze hodnotit jeho kvalitu. Z výsledků práce vyplývá, že jeho charakter je klíčovým parametrem v disipaci sluneční energie a jeho hodnocení je vstupním předpokladem pro další krajině-ekologické analýzy a modelování.

K hodnocení krajinného pokryvu bylo využito metod řízené multispektrální klasifikace, s rozdílným stupněm dosažené přesnosti. Vyhodnoceny byly čtyři základní kategorie krajinného pokryvu – vodní plochy, les, nelesní vegetace a holé povrchy, případně oblačnost. Klasifikační schéma bylo stanoveno s ohledem na účel práce, ale rovněž vyplývalo z omezených vstupních předpokladů, jimiž byla časová nestejnost termínů. Nejvyšší přesnost klasifikace (98,1 %) byla dosažena při hodnocení srpnového termínu, v němž byly všechny kategorie velice dobře vymežitelné. V pozdních fázích vegetačního období lze rovněž dobře odlišit trvalé travní porosty od zemědělských plodin, rozptýlenou a zeleň, drobné remízky, apod. Červencový termín se naopak ukázal pro podobné analýzy jako naprosto nevhodný. Velice obtížně odlišitelné jsou především listnaté lesy od nelesní vegetace. Tento fakt výrazně snížil přesnost celé klasifikace (90,1 %). Neolistěné listnaté lesní porosty a určitý stupeň poškození v oblasti Krušných hor měl negativní vliv i v květnovém termínu. Tato kategorie byla částečně chybně klasifikována jako holé povrchy, přesto přesnost klasifikace byla poměrně dobrá – 96,2 %. Holé povrchy se rovněž v některých případech nesprávně klasifikovaly do kategorie nelesní vegetace.

Při pořizování vlastních dat je tedy nutné zohlednit účel jejich zpracování a vyhnout se následným potížím, vyplývajících z limitů jednotlivých termínů.

Klasifikace krajinného pokryvu poskytla základní vstupní předpoklady pro další hodnocení. Jednotlivé kategorie byly analyzovány z hlediska teploty, vlhkosti i množství zelené biomasy. Podle těchto parametrů bylo možné stanovit jejich funkční význam v krajině a disipační schopnost jednotlivých kategorií. Jelikož hodnocení probíhalo ve třech časových horizontech, bylo možno zohlednit nejen vývoj v průběhu osmnácti let, ale rovněž do jisté

míry generalizovat různorodost chování jednotlivých kategorií krajinného pokryvu v průběhu vegetačního období.

Holé povrchy

Holé povrchy zahrnují nejen kategorie technogenního původu, jako je městská souvislá i nesouvislá zástavba, průmyslové a obchodní zóny, komunikační síť, doly, skládky, staveniště, ale rovněž relativně přirozené holé povrchy jako jsou rašeliniště, skalní výchozy, popřípadě i orná půda. Sídelní jednotky představují z hlediska dálkového průzkumu poměrně problematickou kategorii. V důsledku poměrně vysoké heterogenity těchto ploch, jsou tvořeny většinou mixely, což se projevuje např. sníženou přesností multispektrální klasifikace, vlhkostními anomáliemi apod. Z tohoto důvodu by bylo nejlépe tyto plochy z hodnocení vyjmout. Protože však nebyly k dispozici přesné datové podklady (např. vektorové vrstvy intravilánu), které by toto umožňovaly, zůstaly součástí hodnocení.

Již z názvu vyplývá, že holé povrchy by neměly vykazovat žádné množství zelené biomasy. Do kategorie 5 (žádné či minimální množství zelené biomasy) však spadají pouze v červencovém termínu 1995. V ostatních dvou termínech se v krajině vyskytují různé přechodové formy vegetace – vegetační stařina a další druhy mrtvé biomasy - např. sklizená pole, uschlá travino-bylinná společenstva apod., či velmi řídká vegetace, které výsledek mohou „zkreslovat“. Je proto na zpracovateli stanovit práh a parametry pro holé povrchy. Ze snímku koincidence teploty a množství zelené biomasy však vyplývá, že již minimální množství vegetace, a to i mrtvé, dokáže pozitivně ovlivnit teplotní obraz. Tato skutečnost je patrná především z výsledků hodnocení termínů 1986 a 2004. V porovnání s ostatními kategoriemi vegetačního pokryvu, teplota holých povrchů pozitivně reaguje na přítomnost i minimálního množství mrtvé biomasy.

Holé povrchy obecně vykazují nejnižší obsah vlhkosti. Pozitivní odchylky (vyšší obsah půdní vlhkosti) jsou vázány většinou na břehy vodních či sedimentačních nádrží, lokality s mrtvou biomasou, specifické pedologické či geologické podmínky, lokality se zvýšenou hladinou podzemní vody, konkávní tvary reliéfu, apod.. Problém sídelních jednotek byl zmíněn. Z koincidenčního obrazu teploty a vlhkosti však vyplývá, že samotný vyšší vodní obsah ve většině případů není charakterizován nižší teplotou. Toto je patrné především na snímku 1986. Většina pozitivních anomálií, kdy dané vlhkostní kategorii odpovídá nižší teplota, byla opět důsledkem přítomnosti mrtvé, či extrémně řídké biomasy.

Nelesní vegetace

Nelesní vegetace je poměrně diverzifikovanou kategorií krajinného pokryvu, zahrnující ornou půdu, louky, převážně zemědělská území s příměsí přirozené vegetace, oblasti s řídkou vegetací, popřípadě rašeliniště. Z tohoto důvodu se značně liší i její disipační schopnosti a funkce v krajině, a to rovněž v závislosti na fázi vegetačního období.

Nejvyšších hodnot indexu NDVI nelesní vegetace dosahuje v květnovém termínu. Jedná se však většinou o kategorie zemědělské půdy. Trvalé travní porosty, zvláště ve vyšších nadmořských výškách, se pohybují spíše v nižších hodnotách, neboť mohou být v této době představovány zbytky vegetační stařiny. Některé plochy jsou rovněž pokryty velmi řídkou a nesouvislou vegetací, což odpovídá nižším hodnotám indexu. Červencový termín 1995 zachycuje území ve vrcholné fázi vegetačního období. Oproti předchozímu termínu však výrazně přibýlo kategorií, náležících nižšímu obsahu chlorofylu. Z tohoto důvodu se podíl jednotlivých kategorií NDVI vyrovnává. Maximální hodnoty zelené biomasy jsou však převážně vázány na trvalé travní porosty, výjimečně jsou charakteristické pro zemědělské plodiny. Vzhledem k tomu, že řada zemědělských plodin je v této době sklízena, přesunuje se spíše do kategorií 2 – 3, částečně i 4 (případy dozrávajících obilí apod.). Srpnový termín 2004 zobrazuje výrazný pokles zelené biomasy v krajině. Převažují kategorie 4, popř. 3, vyšší množství chlorofylu zůstává vázáno převážně v trvalých travních porostech.

Z teplotní analýzy, která byla provedena v návaznosti na množství zelené biomasy (koincidence teploty a indexu NDVI) vyplývá, že ve všech třech sledovaných termínech se nelesní vegetace projevuje převážně negativním koincidenčním vztahem, tzn. danému množství biomasy odpovídá vyšší teplota. Zároveň chování jednotlivých typů nelesních porostů není jednoznačné, liší se dle způsobu využití území, nadmořské výšky, ale i regionu.

Množství zelené biomasy zemědělsky využívaných ploch vykazuje shodu s teplotním obrazem především ve vrcholné fázi vegetačního období (termín 1995). Tato shoda se však objevuje převážně pouze u kategorie nejvyššího množství biomasy. V srpnovém termínu 2004, se projevuje její úbytek a tím se vyrovnává příslušnost k vyšším teplotním kategoriím. V ostatních případech převažují spíše negativní vztahy, kdy je teplota na sledovaných plochách vyšší, než by vzhledem k zelené biomase měla být. Tato skutečnost je nejlépe patrná na situaci květnové situaci 1989, vykazující nejvyšší podíl vysokých negativních odchylek. Pokles těchto extrémních kategorií, kdy se teplota a vegetace liší až o 3 až 4 kategorie je již z výše zmíněného důvody typický pro srpen 2004. Opačné případy, kdy určitému množství

biomasy odpovídá teplota nižší, byly u zemědělsky využívaných ploch, zaznamenány téměř výhradně v červencovém termínu. Trvalé travní porosty se projevují buď koincencí obou kategorií, popřípadě nižší negativní odchylkou, většinou pouze o jednu kategorii. Ve vyšších nadmořských výškách, popřípadě v červencovém termínu jsou naopak charakterizovány nižší teplotou.

Velmi výrazně se však ve všech termínech projevuje územní diference. Region Saska ve většině případů vykazuje v porovnání s českým územím, daleko vyšší přítomnost pozitivních anomálií, popřípadě koincidence obou kategorií. Pokud se vyskytují anomálie negativní, s výjimkou oblasti Drážďan a Pirny se jedná většinou o rozdíl jedné kategorie.

Pokud jsou tedy disipační schopnosti nelesní vegetace posuzovány pouze podle množství zelené biomasy, pozitivní vliv této stavové charakteristiky vegetace se projeví většinou jen ve vrcholné fázi vegetačního období.

Nelesní vegetace je citlivější na aktuální změny vlhkosti, neboť na rozdíl od lesních porostů je schopna využívat pouze povrchové či velmi mělké zdroje. Nelze proto vysledovat určitý trend chování, neboť je ovlivněna lokálními podmínkami stanoviště. Obecně však platí, že obsah vlhkosti v nelesní vegetaci v průběhu vegetačního období vzrůstá. Maximální diverzita (téměř rovnoměrné zastoupení všech vlhkostních kategorií) je typická pro červencový termín 1995, výrazný pokles obsahu vlhkosti byl zaznamenán v srpnovém termínu 2004. Odlišnosti trvalých travních porostů a zemědělsky využívaných ploch rovněž nelze vysledovat. Z výsledků hodnocení koincidence vlhkosti a teplotního obrazu však vyplývá, že ačkoli se trvalé travní porosty často vyznačují nižším obsahem vlhkosti, ve vztahu k teplotě se projevují daleko příznivěji (nižší teplota). Tento vztah, patrný ve všech třech hodnocených termínech, se u zemědělsky obdělávaných ploch projevuje výjimečně. V případě zemědělské půdy se, především v květnovém a červencovém termínu, projevují spíše výrazně negativní anomálie (i při relativním dostatku vodního obsahu, se vegetace projevuje vysokými teplotami). Úbytek těchto anomálií ve prospěch absolutní koincidence, je díky obecnému poklesu vlhkosti u nelesní vegetace patrný až v srpnovém termínu 2004.

Les

Do kategorie les byly zahrnuty nejen listnaté, jehličnaté a smíšené lesní porosty, ale rovněž přechodová stadia lesa a křovin, vinice, ovocné sady a keře. Lesní komplexy představují trvalou a funkční vegetaci v krajině, a lze je považovat za silný stabilizační prvek. Avšak i disipační schopnosti této kategorie krajinného pokryvu jsou závislé na stavových parametrech – především na vlhkosti a působení stresových faktorů (imise apod.).

Množství zelené biomasy a tím i hodnoty indexu NDVI jsou u lesních porostů závislé na jeho typu (listnaté, jehličnaté, smíšené), proto jsou ovlivněny fenologickou fází. V neposlední řadě mohou být i pomocným ukazatelem fyziologického stavu porostu.

V květnu 1986 jsou listnaté porosty vyšších nadmořských výšek a jehličnaté lesy, charakterizovány středním až nízkým obsahem zelené biomasy. Vyšší hodnoty indexu NDVI se týkají převážně listnatých lesů v nižších polohách. Zaznamenána však byla i kategorie 5, indikující extrémně malý podíl zelené biomasy. Tato třída je typická pro neolistěné listnaté porosty vyšších nadmořských výšek a zároveň pro řídké a poškozené jehličnaté lesy Krušných hor. V následujícím hodnoceném termínu (červenec 1995) se hodnoty indexu posouvají do vyšších hodnot – maximálních dosahují u listnatých porostů, výrazně nižších dosahují v případě jehličnatých porostů. V porovnání s předchozím termínem byly nejnižší hodnoty zaznamenány převážně u jehličnatých porostů Děčínské vrchoviny, vrcholový pás Krušných hor je představován mozaikou tříd 3 a 4 (střední až nízký podíl zelené biomasy), místy i 2. Obecně je však zastoupení kategorií 1 – 4 poměrně rovnoměrné. Výrazný pozitivní kvalitativní posun byl zaznamenán v roce 2004. Maximální množství zelené biomasy je v této době koncentrováno především do listnatých lesních porostů (kategorie 1), jehličnaté porosty se posouvají do vyšších tříd (kategorie 2 a 3). Velice výrazný pozitivní vývoj (v porovnání s předchozími termíny) byl zaznamenán především ve vrcholové oblasti Krušných hor. Důvodem může být zvyšující se stáří lesních porostů – družice nevidí les mladší deseti let a celkový zlepšující se stav. Zastoupení ostatních dvou minimálních kategorií je zanedbatelné (většinou vinice v okolí Ohře a Děčínská vrchovina). V porovnání s nelesní vegetací, vykazuje v tomto termínu kategorie les vyšší hodnoty indexu NDVI.

Při hodnocení koincidence teploty a množství zelené biomasy, lesní porosty představují, v porovnání s nelesní vegetací, zcela opačný případ. U tohoto typu krajinného pokryvu byla zaznamenána převaha pozitivně koincidenčních vztahů, tzn. danému množství zelené biomasy odpovídá ve skutečnosti nižší teplota. Tyto koincidenční anomálie jsou způsobeny především typem lesního porostu. Jehličnaté lesy obecně vykazují pozitivní anomálie ve všech třech hodnocených termínech, a to o 2 až 3 třídy. Chování ostatních kategorií nelze však jednoznačně definovat. Nejvyšší kontrasty vykazuje termín 1986, s vysokým zastoupením kategorií 1-3. Listnaté lesy obecně vykazují nejvyšší kladné anomálie v květnovém termínu, kdy stupeň olistění není, zvláště ve vyšších nadmořských výškách vysoký. V červencovém termínu již ve většině případů náleží do kategorie shody (nejvyšší kategorie zelené biomasy x nejnižší teplota), rovněž tak v srpnovém termínu 2004. Listnaté lesy nižších nadmořských

výšek, spolu s kategorií rozptýlené zeleně v tomto termínu však vykazují negativní anomálie, avšak pouze o jednu třídu.

Jak je patrné z červencového termínu 1995, pokles množství chlorofylu do jisté míry může indikovat fyziologické změny v porostu. Tato situace pravděpodobně nastala ve vrcholové části Krušných hor a projevila se růstem teploty daných lokalit. Oblast proto vykazuje negativní koincidenční anomálie o 1 – 2 kategorie. Tyto kategorie (především v oblasti Dolnooharské tabule) reprezentují v některých případech nelesní vegetaci, která byla v důsledku nevhodnosti klasifikace červencového termínu, chybně zařazena do kategorie lesních porostů.

Podle provedené koincidenční i regresní analýzy vyplývá, že lesní porosty nevykazují téměř žádnou závislost množství zelené biomasy a teploty. Pokles koncentrace chlorofylu ve spojitosti s nárůstem teploty však v některých případech může poukazovat na vegetační stres porostů.

Lesní porosty obecně vykazují vysoký obsah vlhkosti, bez větších sezónních výkyvů. Ve výsledcích hodnocení se rovněž příliš neprojevuje závislost obsahu vlhkosti na typu porostu. Ve většině případů se jako nejvlhčí projevují jehličnaté porosty, listnaté vykazují určité odchylky. Anomálie (výraznější pokles obsahu vlhkosti) jsou často příčinou dlouhodoběji působících stresových faktorů. Ve vztahu k teplotě sice převažuje kategorie absolutní koincidenční shody, v termínech 1986 a 2004 se však výrazněji u některých jehličnatých porostů, popřípadě rozptýlené zeleně, projevují negativní anomálie (danému obsahu vlhkosti odpovídá vyšší teplota). Listnaté porosty ve většině případů náležejí do kategorie shody, popřípadě se vyznačují pozitivní koincidencí teploty a vlhkosti.

Ačkoli by se mohlo zdát, že řešená problematika disertační práce je obecně a logicky známá, neexistuje zatím mnoho prací, které by dokumentovaly význam různých typů vegetace v krajině a heterogenitu krajinné struktury v návaznosti na její teplotu a umožňovaly tak diagnostiku jejího fungování. Nedostatek vody v krajině, odvodnění, otevřenost malého vodního cyklu, odstraňování trvalé vegetace a urbanizace jsou zásadní procesy vedoucí k jejímu přehřívání. Data dálkového průzkumu poskytují právě ony často chybějící údaje, podklady a důkazy pro tato tvrzení. To jak je daný problém vzrůstu teploty krajiny závažný, ilustruje obraz intenzivně využívaného regionu Mostecké pánve, Poohří i Polabí.

Na druhé straně se však objevuje i řada protichůdných názorů. Z laboratoře Lawrence Livermore (USA) pochází názor, že lesy jsou tmavé, proto absorbují většinu dopadajícího slunečního záření, čímž zvyšují teplotu. Rovněž jejich „chladičí efekt“ přičítají pouze míře

spotřeby oxidu uhličitého a nikoli procesu transpirace (Jha 2007).

Disipační schopnost krajiny

Nejvíce limitujícím a zároveň nejčastějším stresovým faktorem pro rostliny je nedostatek vody. Vegetační vodní stres je spouštěcím mechanismem řady procesů, negativně ovlivňující fyziologický stav rostlin. Poté, co poklesne míra transpirace pod určitou kritickou hranici, objevuje se stres teplotní (radiační).

Příčina stresových faktorů však nebyla blíže zkoumána. Především poškození lesů v Krušných horách byla věnována řada prací (Ardö 1998, Albrechtová a Rock 2003). Kritický stav poškození vlivem oxidu siřičitého se projevil v polovině osmdesátých let 20.stol. a to především na východní straně Krušných hor. Bylo zde provedeno několik studií sponzorovaných NASA. Studie zahájená r. 1991 využívala multispektrální snímky z družice Landsat, pozdější studie z r. 1998 již pracovala s daty z hyperspektrálního leteckého skeneru ASAS. Zdravotní stav smrkových porostů v Krušných horách se sice zlepšuje, avšak problémy přetrvávají. Po zimě 1995/1996 došlo k velkoplošnému odumírání porostů v celých Krušných horách, od roku 1998 dochází k velkoplošnému žloutnutí smrčín v západní části. Přetrvává negativní zatížení půdy vyvolané extrémními hodnotami kyselého spadu, jehož důsledkem je nedostatek živin, například hořčíku, prvku nezbytného pro tvorbu chlorofylu (Albrechtová a Rock 2003).

Multispektrální družicová data umožňují detekci stresu ještě před tím, než se projeví na vegetaci viditelně. Kombinace indexu NDVI a WETNESS integruje informace o případných změnách v oblasti chlorofylové absorpce a vodního obsahu. Index wetness-biomass indikuje místa potenciálního ohrožení. Samotný index NDVI proto nemůže být jediným ukazatelem vegetačního stresu, neboť vegetace zůstává zelená i v jeho počáteční fázi působení. Pro disipační diagnostiku krajiny je nutno zahrnout i informace o teplotě krajiny. Integrací těchto parametrů bylo vytvořeno klasifikační schéma, umožňující hodnocení krajiny z hlediska její disipační funkce. Na základě indexu wetness-biomass a relativní teploty krajiny, bylo vymezeno sedm kategorií krajinných typů, s odlišnou disipační schopností.

Analýzou změny příslušnosti lokalit k disipačním krajinným typům bylo možno v krajině detekovat místa s dlouhodobě pozitivní disipační schopností, či naopak lokality, dlouhodobě vystavené teplotně vlhkostnímu stresu, případně vývojové trendy. Pro analýzu časových změn byla využita maticová analýza a modul CROSSTAB v softwaru IDRISI 15.0. Tento přístup umožňuje hodnotit pouze tři termíny. Následná interpretace a překlasifikování výsledků je

však poněkud obtížné. Pro hodnocení více termínů lze ve stejném softwarovém prostředí využít standardizované metody hlavních komponent (SPCA).

Z analýzy jednotlivých typů krajinného pokryvu vyplývá, že nelesní vegetace je kategorií, s velmi proměnlivou, ve většině případů však sníženou disipační funkcí. Přestože je charakterizována poměrně vysokým podílem zelené biomasy, je více náchylná k vodnímu stresu. Nízký podíl evapotranspirace způsobuje vyšší podíl vlastní tepelné složky a tím i vyšší teplotu těchto lokalit. S tím je následně spojen i rychlejší rozklad i odnos látek a otevřenost vodního cyklu. Lokality s nelesní vegetací proto ve většině případů nemohou fungovat jako kondenzační místa. Tuto skutečnost dobře vystihuje situace z července 1995, tedy z termínu, kdy je podíl zelené biomasy nejvyšší. Předpoklad platí zejména pro zemědělsky využívané oblasti. Trvalé travní porosty se projevují pozitivněji. Kromě počáteční fáze vegetačního období, kdy zejména ve vyšších nadmořských výškách jsou pokryty mrtvou biomasou, dokáží zadržet vyšší podíl vlhkosti a tím i nižší teplotu. Oproti zemědělským plodinám, které jsou sklizeny většinou v průběhu července, představují i trvalejší formu vegetace. Patrné je to ze srpnového termínu 2004. Příznivější disipační charakteristiky vykazují především trvalé travní porosty v sousedství lesních porostů a vodních toků.

Lesní porosty představují trvalý typ funkční vegetace, s pozitivním vlivem na disipační schopnosti krajiny. Vytvářejí v krajině kondenzační místa, jež jsou schopny vyrovnávat lokální i časové tepelné rozdíly, zadržovat vodu a přes evapotranspiraci účinně disipovat sluneční energii, s převahou latentní složky tepla. Tato disipační funkce může být však značně snížena působením stresových faktorů. Listnaté porosty jsou většinou charakterizovány vysokým množstvím zelené biomasy, vysokým vodním obsahem a nízkou teplotou. Jehličnaté obecně vykazují nižší podíl zelené biomasy, rovněž však nízkou teplotu. Výsledky hodnocení ukazují, že na rozdíl od jehličnatých porostů, jsou listnaté méně náchylné k působení vláhového stresu. Snížená disipační schopnost některých jehličnatých porostů je dobře patrná v prvních dvou hodnocených termínech. V důsledku silného vlhkostního stresu došlo na těchto lokalitách i k výraznému nárůstu teploty. Ze srpnového termínu 2004 vyplývá, že k vlhkostnímu stresu a následnému nárůstu teploty je rovněž náchylná i rozptýlená zeleň, která se nachází v území se silně sníženou disipační schopností (s vysokou teplotou a nízkým vodním obsahem). Remízky či liniové keřové porosty, jsou pravděpodobně ovlivněny negativním působením okolního prostředí, jímž je ve většině případů zemědělská půda. Nevyvážený poměr rozlohy rozptýlené vegetace a okolí, které je zbaveno trvalé funkční

vegetace způsobuje, že vlivem těchto nepříznivých podmínek se ostrůvky rozptýlené vegetace nemohou stát kondenzačními místy v krajině. Aby se projevily příznivějšími charakteristikami, musela by být zvětšena jejich rozloha a četnost v krajině. Toto je však otázka přizpůsobení celé krajinné struktury.

Holé povrchy představují lokality bez funkčního vegetačního pokryvu. Tyto plochy přispívají k otevřenosti vodního cyklu, intenzita evapotranspirace je na nich velmi nízká. Z hlediska disipace sluneční energie to znamená růst podílu vlastní tepelné složky na úkor latentního tepla. Toto vede ke zvýšení teploty krajiny a tepelných výkyvů a zároveň k rychlejšímu odnosu i rozkladu látek. Jejich podíl v krajině by měl být v ideálním případě co nejnižší, s nejmenší rozlohou. Mírně pozitivní vliv má přítomnost mrtvé biomasy, která se projevuje nepatrným snížením teploty.

Je důležité si uvědomit, že holé povrchy nejsou představovány pouze technogenními povrchy či sídelními jednotkami. Holými povrchy je i zemědělská půda po sklizni, často již od července, tedy v nejteplejším období roku. Zemědělsky využívané oblasti tak přispívají ke všem výše zmíněným negativním důsledkům v krajině.

Metoda kategorizace disipačních funkcí krajiny umožňuje jednou metodou, ve stejném čase, hodnotit poměrně rozsáhlé a heterogenní územní celky. Její nevýhodou je, že se jedná o nástroj typu „scene-wise“, jehož výsledky jsou poplatné pouze pro hodnocené území. Při použití této metody je však nezbytné brát v úvahu, že definované a vypočtené třídy relativní teploty, zelené biomasy, vlhkosti i vodního stresu, jsou vztažené pouze k vybranému zájmovému území a budou se tedy lišit podle jednotlivých případových studií. Metoda sice neumožňuje komparaci regionů, které nejsou hodnoceny v rámci jedné družicové scény či vybraného výřezu, její princip i výsledky jsou však obecně použitelné pro diagnostiku fungování jakékoli krajiny.

Rozsáhlé lesní komplexy Krušných a Doupovských hor a Děčínské vrchoviny jsou, v dnešní době, trvalou a funkční vegetací, představující významnou disipační schopnost celého regionu. V průběhu hodnocených osmnácti let se však jejich funkční význam výrazně změnil. Především v letech 1986 a 1995 se projevilo působení teplotně vlhkostního stresu nejen ve vrcholové části Krušných hor, v místech rozpadlého lesního porostu (Klínovec – Horní Jiřetín, okolí v.n. Fláje), ale rovněž v oblasti Děčínské vrchoviny. Na snímcích je toto patrné

díky velmi nízkému obsahu chlorofylu v porostech, nízkou vlhkostí a vysokou teplotou. K pozitivnímu hodnocení regionu Doupovských hor do velké míry přispěl útlum hospodářských aktivit v padesátých letech. Východní, veřejnosti přístupná a hospodářsky využívaná část však vykazuje výrazný pozitivní vývoj. Vlivem růstu podílu rozptýlené zeleně a trvalých travních porostů (rok 2004) zde došlo k výrazné fragmentaci disipačně negativních ploch, které v předchozích termínech tvořily poměrně homogenní plochy. Vysoký podíl trvalých travních porostů v regionu rovněž přispívá k pozitivní disipační schopnosti krajiny, a to i přes jejich negativní charakteristiky v květnovém termínu 1986.

Podobně lze charakterizovat i oblast Džbánu. Lesní celky náleží do kategorie s nejvyšší disipační schopností, s výjimkou roku 1995, kdy se stejně jako v případě Krušných hor a Děčínské vrchoviny, projevuje poměrně výrazný teplotně vlhkostní stres. V roce 2004 byl zaznamenán pozitivní vývojový trend. Krajina tohoto regionu se jeví jako poměrně heterogenní, výskyt lokalit se sníženou disipační schopností, které v předchozích termínech tvořily poměrně kompaktní plochy, je kompenzován řadou remízků. Rovněž byl zvýšen podíl trvalých travních porostů, na úkor zemědělských plodin. Výrazná heterogenita krajiny (střídání rozptýlené zeleně, lesních i trvalých travních porostů se zemědělsky využívanými plochami), přispívá k pozitivní disipační funkci této krajiny.

Dolnooharská tabule a Mostecká pánev představují regiony dlouhodobě vystavené teplotně vlhkostnímu stresu, a to ve všech třech hodnocených termínech. Území je názorným příkladem negativního vlivu zemědělského hospodaření – velká rozloha jednotlivých bloků orné půdy, s absencí trvalé vegetace, která by byla schopna vyrovnávat negativní vlivy, způsobené intenzivním využitím území. Nelesní vegetace, především zemědělské plodiny, není schopna, i přes vysoký podíl biomasy účinně disipovat sluneční energii, neboť je vystavena silnému vodnímu stresu. V zemědělské krajině tak převažuje vlastní tepelná složka nad latentní, doprovázená zrychleným odnosem i rozkladem látek. V krajině neexistují kondenzační místa, což vede k otevření malého vodního cyklu a úplné ztrátě chladicí schopnosti. Drobné lesní komplexy, převážně lemující vodní toky a rozptýlená zeleň netvoří, v porovnání s rozlehlými bloky zemědělské půdy, takové plochy, které by byly schopny negativní vlivy okolí vyrovnávat. Patrné je toto zejména na situaci 2004. Více pozitivních trendů a posun k příznivějším disipačním kategoriím lze vysledovat především v okolí toku Ohře a Podbořany – Postoloprty.

Pokud porovnáme jednotlivé termíny znázorňující disipační typy krajiny, není zde téměř žádný rozdíl mezi oblastí báňské činnosti v Mostecké pánvi a zemědělsky využívaným

regionem Dolnooharské tabule. Dominantní kategorií regionu je rovněž negativní disipační typ, reprezentující však oblasti báňské činnosti (výsypky a povrchové doly), průmyslové areály a sídelní aglomerace. Ačkoli je tato oblast považována za nejvíce zdevastovanou krajinu v České republice, díky postupným rekultivačním zásahům dochází k pomalému zlepšování. Do krajiny se vrací více rozptýlené zeleně, ne všechny se však v době pořízení posledního snímku 2004, stihly projevit. K lokalitám, na kterých došlo k výrazným změnám patří např. území Kopisty – Jirkov, okolí Horního Jiřetína, Chabařovic, Klášterec nad Ohří – Pruněřov. Zemědělské plochy jsou situovány především do území Most – Podbořany. Především na sever od Podbořan lze zaznamenat plochy s výrazně pozitivním vývojovým trendem na straně jedné, na straně druhé v tomto regionu došlo v průběhu osmnácti let i k výraznému posunu do negativních disipačních kategorií. Na rozdíl od území báňské činnosti struktura a funkce zemědělské krajiny Podkrušnohorského regionu vykazuje spíše negativní vývojové trendy.

České středohoří, vzhledem k heterogenitě a struktuře krajinného pokryvu, představuje území se zastoupením různých disipačních krajinných typů. Centrální část, s mozaikou lesních a trvalých travních porostů lze řadit mezi typ, schopný účinně disipovat sluneční energie, ve prospěch latentní složky. Snížená disipační schopnost krajiny se projevuje především v oblasti Polabí a na přechodech do Dolnooharské tabule a Mostecké pánve, tedy na území s intenzivním zemědělstvím. Tento region dobře vystihuje pozitivní vliv heterogenní krajiny. Ačkoli lesy zde tvoří výrazné homogenní celky, jejich fragmentace a relativně rovnoměrná distribuce na území umožňuje do jisté míry pozitivně vyrovnávat teplotní obraz.

Region Saska představuje (i díky rozdílnému sociokulturnímu vývoji) rovněž poměrně harmonickou a dobře strukturovanou krajinu. Region nebyl intenzivně zemědělsky využíván, proto se rozloha případných ploch orné půdy značně odlišuje od velikosti výměry na české straně. Lesní porosty tvoří kompaktnější celky především v oblasti Krušných hor, směrem do vnitrozemí jsou fragmentovány a rovnoměrně rozloženy po celém území. Saská část lesních porostů Krušných hor nevykazuje víceméně v žádném hodnoceném termínu příznaky teplotně vlhkostního stresu. Výjimkou je oblast Saského Švýcarska, kde se stejně jako na české straně tento stres projevil v roce 1995.

Krajina Saska představuje funkční krajinu s velmi dobrou disipační schopností. Převládají dlouhodobě stabilní plochy, schopné účinně disipovat sluneční energii a udržovat nízkou teplotu krajiny. V porovnání s českým územím se zde téměř nevyskytují plochy, které by

trvale spadaly do kategorií s negativní disipační schopností. Pokud ano, tvoří nepříliš rozsáhlé a zároveň fragmentované plochy. Oproti české části hodnoceného území se však v regionu Saska projevuje vzrůstající negativní vliv městských tepelných ostrovů (především Chemnitz a Drážďany) na své okolí. Na našem území se tento trend na snímcích neprojevuje, neboť většina větších sídel a aglomerací se nachází v území postiženém vysokým teplotním stresem (Podkrušnohoří) a zcela tak splývá s okolím.

Při hodnocení krajiny se může objevit i námitka, že celý podkrušnohorský region je negativně ovlivněn působením srážkového stínu. Proto by mělo být logické, že bude vykazovat vláhový deficit a vysoké teploty. České středohoří (kromě oblasti Milešovky), popřípadě i oblast Džbánu, jsou však rovněž řazeny do teplejších klimatických oblastí. Z výsledků hodnocení však vyplývá, že díky příznivější krajinné struktuře a jsou do jisté míry schopny omezovat a snižovat přehřívání krajiny a důsledky s tím spojené. Právě proto, že celá oblast trpí nedostatkem srážek, měly by být provedena opatření, ke zmírnění těchto negativních vlivů. Prvním krokem by měla změna krajinné struktury – její vyšší heterogenita, zmenšení obdělávaných zemědělských pozemků a především návrat trvalé funkční vegetace.

Ačkoli se to může zdát neuvěřitelné, jednou z příčin, která výrazně a víceméně negativně ovlivňuje podobu dnešní krajiny, jsou přímé dotace do zemědělství z Evropské unie. Politika je jasně nastavena – podpora zemědělské velkovýroby, tzn. co nejvíce zvětšit plochu obdělávané zemědělské půdy, za účelem vyšších dotací. Proto se v krajině stále nedaří zmenšovat obdělávané zemědělské plochy a navracet do ní remízky, stromořadí, rozptýlenou zeleň, tedy prvky, které by z krajiny postupně pomohly udělat fungující ekosystém.

7 ZÁVĚR

Disertační práce podala přehled o různých přístupech a pojetí krajinných funkcí. Z celé řady teorií a modelů hodnocení byl vybrán model disipace denního pulsu sluneční energie, tzv. Energy - Transport – Reaction model (Ripl 1995).

Na tomto teoretickém základu, byly vybrány čtyři parametry, které měly vypovídací schopnost o fungování krajiny. Zároveň byl jejich výběr přizpůsoben limitům a možnostem zpracování multispektrálních družicových dat Landsat, které byly hlavním datovým základem práce.

Teplota krajinného pokryvu byla vybrána jako indikátor fungování krajiny, určující rovnováhu mezi oběhem vody, energetickou i látkovou bilancí krajiny. Na její distribuci v krajině má však vliv nejen krajinný pokryv a jeho struktura, ale rovněž jeho stavové parametry. Důležitými kvalitativními vlastnostmi, které modifikují teplotní obraz krajiny, je množství zelené biomasy, především však dostupnost a obsah vody v ekosystému. Kombinace posledních dvou faktorů poskytuje informace případném vlhkostním stresu ekosystému, který je prekurzorem následného stresu radiačního. V práci byly zhodnoceny interakce těchto parametrů a jejich diference v různých fázích vegetačního období, popřípadě i v hodnoceném osmnáctiletém časovém horizontu (ve třech vybraných termínech květen 1986, červenec 1995 a srpen 2004).

Výsledky práce potvrzují předpoklad, že lesní ekosystémy jsou kategorií krajinného pokryvu, s vysokou disipační schopností. Jsou typem porostu, který je schopen vyrovnávat teplotní výkyvy, zadržet vyšší obsah vlhkosti a tím zajišťovat efektivní disipaci sluneční energie. Pokud nejsou ovlivněny vláhovým stresem, jsou schopny udržovat nízkou teplotu krajiny a vytvářet kondenzační místa. Nelesní vegetaci lze řadit spíše do kategorie nízké disipační schopnosti. Ve většině případů se jedná o zemědělské, suchomilné plodiny, které trpí silným vláhovým stresem, což se následně projevuje vysokou teplotou. Příznivějším chováním se vyznačují některé trvalé travní porosty, zvláště vlhké louky a mokřady. Holé povrchy víceméně přispívají k vysoké teplotě krajiny. Tento fakt většinou nedokáže ovlivnit ani jejich případná vyšší vlhkost. Určitý pozitivní vliv na teplotní obraz může mít však i malé množství mrtvé biomasy. Intenzivně zemědělsky využívaná území se ukázala jako vysoce narušená krajina, tvořící rozsáhlé tepelné ostrovy. Podobně se projevují i urbanizované areály, či území postižená povrchovou těžbou. Jejich rozsah, v porovnání se zemědělskými aktivitami je však značně nižší. Rozdíl spočívá i v postupné rekultivaci těchto lokalit. Oproti tomu ke

snižování výměry zemědělské půdy či výraznější fragmentaci těchto kompaktních celků dochází zatím velmi zřídka. Jak vyplývá z výsledků, příznivější disipační schopnosti lze zaznamenat pouze u opuštěných, dlouhodobě neobdělávaných zemědělských ploch.

Na základě ETR modelu byla vyvinuta typologie krajiny, umožňující hodnocení její disipační schopnosti a fungování. Metoda je založena na analýze teplotních charakteristik krajiny, v kombinaci s kvalitativními údaji o krajinném pokryvu. Výsledkem hodnocení je kategorizace krajiny do sedmi základních disipačních krajinných typů.

Data DPZ a použité základní metody jejich zpracování prokázaly, že navržená metoda poskytuje objektivní, poměrně rychle zjistitelnou diagnózu krajiny, jež nelze se stejnou podrobností, porovnatelností a přesností získat pozemním průzkumem. I přes určité limity, představují data dálkového průzkumu Země nepostradatelný nástroj v krajinné ekologii.

V dnešní době jsou velmi diskutovaným tématem globální změny klimatu. V drtivé většině případů (IPCC, atd.) jsou tyto změny dávány zejména do souvislosti se zvyšováním množství skleníkových plynů v atmosféře. Většina přístupů však zcela opomíjí význam trvalé a funkční vegetace v krajině. Člověk svou činností ovlivňuje své prostředí. Především intenzifikace zemědělství a urbanizace má značný podíl na narušení energomateriálových toků. Vlivem odvodnění a vysušení krajiny, odstraněním funkční a trvalé vegetace z krajiny (nejen kácení lesů, ale rovněž úbytek remízků, rozptýlené zeleně a preferencí suchomilných plodin – obilovin), dochází k přehřívání krajiny a její degradaci, způsobenou zrychleným odnosem živin. Příkladem nemusí být desertifikované oblasti tropů a subtropů, ale jak vyplývá z výsledků této práce i intenzivně využívaná oblast Polabí a Poohří. Setrvalý úbytek vody v krajině je otázkou posledních desetiletí a krajina vysychá. Podle prokázaných výsledků, lze navrácením trvalé a funkční vegetace do krajiny, a to již na lokální úrovni, příznivě ovlivňovat teplotu a s tím spojený malý oběh vody a následně ovlivnit i klima na úrovni globální.

8 ABSTRACT

Landscape is a complex system with different functions. There are many approaches how to describe landscape functioning. Many of them have been described in the introductory part of the thesis. Energy-transport reaction model by W.Ripl (1995) is one of them and deals with the dissipation of the daily energy pulse seasonally modulated by water and matter loss within the landscape. Dissipation could be understood in accordance with Prigogine's theory of dissipative structures and self-organization of ecosystems, as a transformation incident solar radiation into other forms of energy. The green vegetation performs the indispensable role within the process. The solar radiation is bounded by the photosynthesis and consequently by transpiration efficiently transformed into latent heat. Maximal dissipation of this energy is considered to be a basic ecologic function of the landscape.

The land cover temperature and its amplitudes are indicators, determining the balance between water cycling, energy and matter flows within the landscape. There are both direct and indirect effects of temperature on water cycle (rainfall distribution and intensity, its source, water quality, aquifer level), local and global climate (circulation systems, wind, convection flows, and air humidity), and matter loss.

Land cover type, its structure and condition (e.g. chlorophyll content and wetness) affect the temperature and its distribution. Depending on these parameters, the functional landscape dissipates solar energy mainly via evapotranspiration – ideally 80% is transformed into latent heat that not contributes to rise in temperature. The amplitude is low, as well as the matter loss.

To determine energetic efficiency of landscape and the way, how it is dissipated, multispectral and thermal remote sensing data from Landsat TM and ETM+ could be use. Channel TM6 (10,4 – 12,5 μm) scan thermal radiance of Earth's surface, with a spatial resolution 120m, 90m eventually. The main significance is that there is no need of data interpolation and in addition the real (kinetic) temperature could be derived as well.

In conformity with the ETR model background and possibilities of digital remote sensing data processing, the thesis objectives were determined. Heterogeneity of model area of North Bohemia and part of Saxony provided a great potential to demonstrate functioning of different landscape types – nearly natural landscape on one hand and the areas extremely exploited on the other. Three Landsat TM scenes from 1986, 1995 and 2004 were chosen. The time span of eighteen years enabled to evaluate landscape changes and dynamics. The images were

acquired on different parts of vegetation season (May, July and August), so to analyze vegetation functioning in different phenological phases.

As first step parameters, relevant to dissipative theory, as well as detectable from remote sensing data and by their digital processing, were chosen. To be specific - information about land cover, relative surface temperature (extracted from Landsat TM6 channel), green biomass (correlation with Normalized Difference Vegetation Index) and wetness of land cover (correlation with the third component Wetness from Tasseled Cap transformation). All parameters were evaluated within the relationship to three basic land cover types (bare grounds, non-forest vegetation and forests), as well as their influence upon relative temperature, taking into account the effect of different phenological phase.

This work contributes to the landscape functioning assessment. The objective was to develop method, based on dissipative theory and multispectral Landsat processing, that will enable prompt analysis and diagnosis of landscape functions, for large areas. The principle of this method is based on integration both thermal image and the information about land cover quality that was derived from newly designed wetness-biomass index WB. This index, which was counted as a sum of NDVI and Wetness component, detect potential vegetation water stress. Its low values indicate lowered dissipation ability of landscape. Cross-classification analysis of both images (temperature and WB index) defined seven categories, according to which dissipation ability of the landscape could be characterized.

Determination of dissipation types characterize the landscape, according the way how the solar energy is dissipated. One side of classification scheme (category 1) is performed by the landscape with high amount of green biomass and water content, without thermal-water stress, that is able to dissipated main part of incident solar radiation via evapotranspiration into latent heat. Such maximal functioning landscape type is represented e.g. by healthy forests, wetlands or wet meadows and by lowest temperature values. The other part of suggested classification (category 5) is characteristic by high water deficit, absence of green vegetation and prevailing sensible heat. Such a landscape type is not desirable. In dependence on land cover type could be stand for either bare grounds or in some cases agriculture areas and crops.

It can be concluded from this work that forest ecosystems are characterized by high dissipation ability. This vegetation type is able to balance temperature amplitudes, keep higher humidity and effective dissipation of solar energy. If there is no influence of water stress, they maintain low temperature. Non-forest vegetation is classified as a type with lower dissipation ability. In most cases is represented by xerophilic crops, prone to thermal - water

stress. Positive behavior is typical only for wetlands and wet meadows. Bare grounds are characterized by the lowest dissipation ability. This negative effect could be reduced even with a small amount of dead biomass; higher humidity does not have required positive impact.

Bare grounds are not represented only by urban and industrial areas, but by arable land as well. Intensive agriculture areas have presented as a highly devastated landscape, characterized by large heat islands. The similar response is typical for surface mining areas, industrial zones and agglomerations. In contrast to agriculture, those do not extend on such large areas; in some cases gradual reclamation processes try to restore the functional landscape again. Resulting from the work, the fragmentation of large fields or inhibition managing activities could contribute to improve landscape functioning. Removing permanent and functional vegetation from the landscape causes its heating, drainage and degradation. The example do not have to be only desertified areas in subtropics, but the intensive agriculture land in Dolnooharská table as well. Restoration of permanent and functional vegetation will reduce the temperature and close small water cycle at the local level. Unfortunately most climate models of global change (e.g. IPCC) do not consider vegetation as an aspect that could influence global climate as well.

Remote sensing data and methods of their processing provided the evidence that the suggested method of dissipation ability of landscape provides objective and fast diagnosis that cannot be, with the same precision and details, acquired by the field work and measurements. Despite the limits, that have been also discussed, remote sensing data should be considered as an essential method in landscape ecology.

9 SEZNAM LITERATURY

1. ALBRECHTOVÁ, J. – ROCK, B.N. (2003): Dálkový průzkum krušnohorských lesů. *Vesmír*, č.82, s. 322 – 325.
2. ANDERSON, J.R. et al. A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. U.S. Geological Survey Professional Paper, No. 964. USGS, Washington, D.C., 1976.
3. ANYAMBA, A. - EASTMAN, J.R. Interannual Variability of NDVI over Africa and its relation to El Niño / Southern Oscillation. *International Journal of Remote Sensing*, 1996, vo.17, no.13, p. 2533-2548.
4. ARDÖ, J. *Remote Sensing of Forest Decline in the Czech Republic*. Lund: Lund University, Sweden, Department of Physical Geography, 1998, 47 s.
5. ASHBURN, P. The vegetation index number and crop identification. *The LACIE Symposium Proceedings of the Technical Session*, 1978, s. 843 – 850.
6. BAILEY, R.G. *Ecosystem Geography*. New York: Springer – Verlag, 1996, 204 s.
7. BALAGHI, R. et al. Empirical regression models using NDVI, rainfall and temperature data for the early prediction of wheat grain yields in Morocco. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, In Press, 2007.
8. BARET, F. et al. A Vegetation Index which Minimizes Soil Brightness Effects on LAI and APAR Estimation. *12th Canadian Symposium on Remote Sensing and IGARSS'90*. Vancouver, Canada, 1989, s. 4.
9. BARET, F. – GUYOT, G. Potentials and Limits of Vegetation Indices for LAI and APAR Assessment. *Remote Sensing of Environment*, 1991, vol. 35, s. 161 – 173.
10. BENDORICCHIO, G. – JØRGENSEN, S.E. Exergy as goal function of ecosystems dynamics. *Ecological Modelling*, 1997, vol. 102, no. 1, s. 5 – 15.
11. BENDORICCHIO, G. – PALMERI, L. Quo vadis ecosystem? *Ecological Modelling*, 2005, vol. 184, no. 1, s. 5 – 17.
12. von BERTALANFFY, L. *General system theory: foundations, development, applications*. Harmondsworth: Pinguin, 1973, 311 s.
13. BLÁHA, L. a kol. *Rostlina a stres*. Praha : Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2003, 156 s.
14. BOEGH, E. et al. A Remote Sensing Study of the NDVI–Ts Relationship and the Transpiration from Sparse Vegetation in the Sahel Based on High-Resolution Satellite Data. *Remote Sensing of Environment*, 1999, vol. 65, s. 224 - 240.
15. BOWERSOX, M.A. – BROWN, D.G. Measuring of abruptness of patchy ecotones. *Plant Ecology*, 2001, vol. 156, s. 89 – 103.
16. BROWN, M.T. – ODUM, H.T. - JØRGENSEN, S.E. Energy hierarchy and transformity in the universe. *Ecological Modelling*, 2004, vol. 178, no. 1, s. 17 – 28.
17. BROWN, M.T. – ULGIATI, S. Energy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems. *Ecological Modelling*, 2004, vol. 178, no. 1-2, s. 201 – 213.
18. CAMAZINE, S. et. al. *Self-organization in Biological Systems*. Princetown: Princetown University Press, 2003. 538 s.
19. CAO M.- PRINCE S. D.- SMALL J.- GOETZ S. J. Remotely sensed interannual variations and trends in terrestrial net primary productivity 1981-2000. *Ecosystems*, 2004, vol.7, s. 233-242.
20. CAPRA, F. *Tkáň života*. Praha: Academia, 2004. 290 s.

21. CARLSON, T.N. – ARTHUR, S.T. The impact of land use — land cover changes due to urbanization on surface microclimate and hydrology: a satellite perspective. *Global and Planetary Change*, 2000, vol. 25, s. 49–65.
22. CARLSON, T.N. – GILLIES, R.R. – PERRY, E.M. A method to make use of thermal infrared temperature and NDVI measurements to infer surface soil water content and fractional vegetation cover. *Remote Sensing Reviews*, 1994, vol. 9, s. 161 – 173.
23. CARTER, G.A. – KNAPP, A. K. Leaf optical properties in higher plants: linking spectral characteristics to stress and chlorophyll concentration. *American Journal of Botany*, 2001, vol. 88, s. 677–684.
24. CEC [Commission of the European Communities]. CORINE Land Cover - Guide technique. Brussels, 1993.
25. CECCATO, P. et al. Detecting vegetation leaf water content using reflectance in the optical domain. *Remote Sensing of Environment*, 2001, vol. 77, no. 1, s. 22 – 33.
26. CECCATO, P. et al. Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 1 Theoretical approach. *Remote Sensing of Environment*, 2002, vol. 82, s. 188- 197.
27. COLLINS, J.B. - WOODCOCK, C. E. An assessment of several linear change detection techniques for mapping forest mortality using multitemporal Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*, 1996, vol. 56, s. 66– 77.
28. COPPIN, P. et al. Digital Change Detection Methods in Ecosystem Monitoring: a Review. *International Journal of Remote Sensing*, 2004, vol. 25, no. 9, s. 1565 – 1596.
29. CRIST, E.P. - CICONE, R.C. A physically-based transformation of Thematic Mapper data - the TM Tasseled Cap, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 1984, vol. 22, s. 256-263.
30. CRIST, E. P. - LAURIN, R. – CICONE, R.C. Vegetation and soils information contained in transformed Thematic Mapper data. In *Proceedings of IGARSS' 86 Symposium*, 1986, s. 1465-70. Ref. ESA SP-254. Paris: European Space Agency.
31. DALE, V.H. – BEYELER, S.C. Challenges in the Development and Use of Ecological Indicators. *Ecological Indicators*, 2001, no.1, s. 3-10.
32. DEERING, D.W. et al. Measuring „Forage Production“ of Grazing Units from LANDSAT MSS Data. *Proceedings on the 10th Symposium on Remote Sensing of Environment II*, 1975, s. 1169 -1178.
33. DELCOURT, P.A. – DELCOURT H.R. Ecotone Dynamics in Space and Time. In: Hansen, A.J. - di Castri, F. (Eds.): *Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Berlin, Heidelberg: Springer – Verlag, 1992, s. 19 – 54.
34. DEMEK, J. Systémová teorie a studium krajiny. *Studia Geographica* 40. Brno: Geografický ústav ČSAV Brno, 1974, 198 s.
35. DEMMING-ADAMS, B. – ADAMS, W.W. The role of xanthophyll cycle carotenoids in the protection of photosynthesis. *Trends in Plant Science*, 1996, vol. 1, s. 21– 27.
36. DIGERFELDT, G. The post-glacial development of lake Trummen. Regional vegetation history, water level changes and paleolimnology. *Folia Limnologica Scandinavica*, 1972, no.16, 104 s.
37. DiGREGORIO, A. – JANSEN, L.J.M. Land cover classification concept (LCCS). Classification concepts and user manual. FAO Rome, 2000, 179 s.
38. DOBROVOLNÝ, P. *Dálkový průzkum Země. Digitální zpracování obrazu*. Brno: Masarykova univerzita v Brně, 1998, 208 s.
39. DUVIGNEAUD, P. *Ekologická syntéza*. Praha: Academia, 1988, 416 s.

40. EASTMAN, J.R. – FULK, M.A. Long Sequence Time Series Evaluation Using Standardized Principal Components. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1993, vol. 59, no.8, s. 1307-1312.
41. EVANS, R. Thermoeconomics isolation and exergy analysis. *Energy*, 1980, vol. 5, s. 805 – 821.
42. FAGAN, W.F. – FORTIN, M-J. – SOYKAN, C. Integrating Edge Detection and Dynamic Modeling in Quantitative Analyses of Ecological Boundaries. *BioScience*, 2003, vol. 53, no. 8, s. 730 – 738.
43. FALLAH-ADL, H. et al. Fast algorithms for removing atmospheric effects from satellite images. *IEEE Computational Science and Engineering*, 1996, vol. 3, s. 66–77.
44. FARINA, A. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. London: Chapman & Hall, 1998. 235 s.
45. FATH, B.D. – PATTEN, B.C. – CHOI, J.S. Complementarity of Ecological Goal Functions. *Journal of Theoretical Biology*, 2001, vol. 208, s. 493 – 506.
46. FONTANA, W. – BUSS, L.W. „The Arrival of the Fittest“: Toward a Theory of Biological Organization. *Bulletin of Mathematical Biology*, 1994, vol. 56, no. 1, s. 1-64.
47. FOODY G. M.- CUTLER M. E.- MCMORROW J.- PELZ D.- TANGKI H.- BOYD D. S.- DOUGLAS I. Mapping the biomass of Bornean tropical rain forest from remotely sensed data. *Global Ecology and Biogeography*, 2001, vol.10, s. 379-387.
48. FORMAN, R.T.T. - GODRON, M. *Krajinná ekologie*. Praha: Academia, 1993. 583 s.
49. Fundamentals of Remote Sensing. Canada Centre for Remote Sensing. [online] [cit. 2008-08-21] http://www.ccrs.nrcan.gc.ca/resource/tutor/fundam/index_e.php
50. GALICIA, L. et al. The relationship between solar radiation interception and soil water content in a tropical deciduous forest in Mexico. *CATENA*, 1999, vol. 36, no. 1-2, s. 153 -164.
51. GAO, B.-C. NDWI A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water From Space. *Remote Sensing of Environment*, 1996, vol. 58, s. 257 – 266.
52. GERGEL, J. Úloha malých vodních nádrží v zemědělské krajině. *Studie VTR*. Praha: ÚVTIZ, 1990. 68 s.
53. GHULAM, A.- QIN, Q. - ZHAN, Z. Designing of the perpendicular drought index. *Environmental Geology*. doi:10.1007/s00254-006-0544-2 (accessed March 8, 2007).
54. GHULAM, A. et al. Modified perpendicular drought index (MPDI): a real-time drought monitoring method. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 2007, doi:10.1016/j.isprsjprs.2007.03.002 in press.
55. GITELSON, A.A. Wide Dynamic Range Vegetation Index for Remote Quantification of Biophysical Characteristics of Vegetation. *Journal of Plant Physiology*, 2004, vol. 161, no. 2, s. 165-173.
56. GITELSON, A. A. et al. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 1996, vol. 58, s. 289 – 298.
57. GOETZ, S.J. Multisensor analysis of NDVI, surface temperature and biophysical variables at a mixed grassland site. *International Journal of Remote Sensing*, 1997, vol.18, no.1, s. 71– 94.
58. GOETZ, S.J. - PRINCE, S.D. - SMALL, J. Advances in Satellite Remote Sensing of Environmental Variables for Epidemiological Applications. *Advances in Parasitology*, 2000, vol. 47, s. 289 – 307.
59. GOND, V. et al. Seasonal variations in leaf area index, leaf chlorophyll, and water content; scaling-up to estimate fAPAR and carbon balance in a multilayer, multispecies temperate forest. *Tree Physiology*, 1999, vol. 19, s. 673– 679.

60. GOSZ, J.R. Ecological Functions in a Biom Transition Zone: Translating Local responses to Broad-scale Dynamics. In: Hansen, A.J. - di Castri, F. (Eds.): *Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Berlin, Heidelberg: Springer – Verlag, 1992, s. 55 – 75.
61. de GROOT, R. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 2006, vol. 75, s. 175 – 186.
62. GUTH, J. – KUČERA, T. Monitorování změn krajinného pokryvu s využitím DPZ a GIS. *Příroda*, 1997, vol. 10, s. 107 – 124.
63. HAKROVÁ, P. – PROCHÁZKA, J. Vliv různého způsobu hospodaření na vývoj vegetace a odnos rozpuštěných látek z malého povodí lipenského pravobřeží. *AGROREGION 99 – Sborník mezinárodní vědecké konference*. JU ZF České Budějovice, 1999, s. 151 -153.
64. HALE, M.G. *The physiology of plants under stress*. New York : Wiley, 1987, 206 s.
65. HALOUNOVÁ, L. Zpracování obrazových dat. *Přednášky na Stavební fakultě ČVUT, katedra mapování a kartografie*, 2004.
66. HANSEN, A.J. - di CASTRI, F. (Eds.): *Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Berlin, Heidelberg: Springer – Verlag, 1992, 452 s.
67. HANSEN, A.J. – RISSER, P.G. - di CASTRI, F. Epilogue: Biodiversity and Ecological Flows Across Ecotones. In: Hansen, A.J. - di Castri, F. (Eds.): *Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Berlin, Heidelberg: Springer – Verlag, 1992, s. 423 – 438.
68. HANSEN, M.J., et al. Forest structure classification in the North Columbia mountains using Landsat tm tasseled cap wetness component. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 2001, vol. 27, no.1 s. 20-32.
69. HAU, J.L. – BAKSHI, B.R. Promise and Problems of Emergy Analysis. *Ecological Modelling*, 2004, vol. 178, no. 1-2, s. 215 – 225.
70. HESSLEROVÁ, P. – KUČERA, T. Krajina – známá neznámá 1. Krajinná typologie. *Ochrana přírody*, 2006a, roč. 61, č. 6, s. 164 – 166.
71. HESSLEROVÁ, P. – KUČERA, T. Krajina – známá neznámá 2. Procesy v krajině. *Ochrana přírody*, 2006b, roč. 61, č. 7, s. 195 – 198.
72. HEMOND, H.F. - BENOIT, J. Cumulative impacts on waterquality functions of wetlands. *Environmental Management*, 1988, vol. 12, s. 639–653.
73. HENŽLÍK, V. Poškození lesů v ČR imisemi. Část I – minulost. *Ochrana přírody*, 2003, roč. 58, č. 7, s. 202 – 206.
74. HERENDEEN, R. Energy intensity, residence time, exergy and ascendancy in dynamic ecosystems. *Ecological Modelling*, 1989, vol. 48, no. 1, s. 19 – 44.
75. HERENDEEN, R.A. Energy Analysis and EMERGY analysis – a comparison. *Ecological Modelling*, 2004, vol. 178, no. 1-2, s. 227 - 237.
76. HERZOG, F. – LAUSCH, A. Supplementing land-use statistics with landscape metrics: Some methodological considerations. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2001, no.72, s. 37 – 50.
77. HIGASHI, M. Extended input – output flow analysis of ecosystems. *Ecological Modelling*, 1986, vol. 32, s. 137 -147.
78. HOBBS, J.E. *Applied climatology: a study of atmospheric resources*. London: Butterworths, 1980, 218 s.
79. HOLBO, H.R. - LUVALL, J.C. Modeling Surface Temperature Distributions in Forest Landscapes. *Remote Sensing of Environment*, 1989, vol. 27, s. 11 – 24.

80. HOLLAND, M.M. SCOPE/MAB Technical consultations on landscape boundaries: Report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones, January 5-7, 1987, Paris, France. In: di Castri, F. - Hansen, A.J. - Holland, M.M. (Eds.): *A new look at ecotones: Emerging international projects on landscape boundaries*. Biology International, 1988, Special issue 17, s. 47-106.
81. HOOK, S. J., et al. A comparison of techniques for extracting emissivity information from thermal infrared data for geologic studies. *Remote Sensing of Environment*, 1992, vol. 42, s. 123-135.
82. HOULIÉ, N. Early detection of eruptive dykes revealed by normalized difference vegetation index (NDVI) on Mt. Etna and Mt. Nyiragongo. *Earth and Planetary Science Letters*, 2006, vol. 246, no. 3-4, s. 231-240.
83. HSIAO, T.C. Plant responses to water stress. *Annual Review of Plant Physiology*, 1973, vol. 24, s. 519 – 570.
84. HUETE, A.R. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing Of Environment*, 1988, vol. 25, s. 53 – 70.
85. HUETE, A.R. – WARRICK, A.W. Assessment of Vegetation and Soil Water Regimes in Partial Canopies with Optical Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment*, 1990, vol. 32, s. 155 – 167.
86. HUNT, E.R. – ROCK, B.N. Detection of Changes in Leaf Water Content Using Near- and Middle-Infrared Reflectances. *Remote Sensing Environment*, 1989, vol. 30, s. 43 – 54.
87. HUNT, E.R. – ROCK, B.N. - NOBEL, P.S. Measurement of leaf relative water content by infrared reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 1987, vol. 22, no. 3, s. 429– 435.
88. CHALKER-SCOTT, L. Environmental significance of anthocyanins in plant stress responses. *Photochemistry and Photobiology*, 1999, vol. 70, s. 1–9.
89. CHEN, W. - XIAO, Q. - SHENG, Y. Application of the anomaly vegetation index to monitoring heavy drought in 1992. *Remote Sensing of Environment*, 1994, vol. 9, no. 2, s. 106–112.
90. CHESLAK, E.F. – LAMARRA, V.A. The residence time of energy as a measure of ecological organization. In: Mitch, W.J. – Bossermann, R.W. – Klopatek, J.M. (Eds.): *Energy and Ecological Modelling*. Amsterdam: Elsevier, 1981, s. 591 – 600.
91. CHRISTENSEN, V. Ecosystem maturity – towards quantification. *Ecosystem Modelling*, 1995, vol. 77, no. 1, s. 3 – 32.
92. CHUVIECO, E. et al. Combining NDVI and surface temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sensing of Environment*, 2004, vol. 92, no. 3, s. 322-331.
93. IDRISI Manual. Version 15.01, Clark Labs, Clark University, Massachusetts, 2006, 323s.
94. ILLERA, P. - FERNANDEZ, A. - DELGADO, J. A. Temporal evolution of the NDVI as an indicator of forest fire danger. *International Journal of Remote Sensing*, 1996, vol. 17, no. 6, s.1093– 1105.
95. JACKSON, R. D. et al. Canopy temperature as a crop water stress indicator. *Water Resources. Research*, 1981, vol. 17, s. 1133-1138.
96. JACKSON, T. J. et al. Vegetation water content mapping using Landsat data derived normalized difference water index for corn and soybeans. *Remote Sensing of Environment*, 2004, vol. 92, no. 4, s. 475 – 482.
97. JENSEN, J.R. *Digital Image Processing. A Remote Sensing Perspective*. New Jersey: Prentice Hall, 1986, 379 s.

98. JHA, A. (2007): How trees might not be green in carbon offsetting debate. *The Guardian*, ze dne 10.4.2007.
99. JOHNSTON, C.A. Material fluxes across wetland ecotones in northern landscapes. *Ecological Applications*, 1993, vol. 3, no. 3, s. 424 - 440.
100. JØRGENSEN, S.E. – MEJER, H.F. A holistic approach to ecological modelling. *Ecological Modelling*, 1979, vol. 7, s. 169 – 189.
101. JØRGENSEN, S.E. – MÜLLER, F. (Eds.) *Handbook of Ecosystem Theories and Management*. Boca Raton: Lewis Publishers, 2000. 584 s.
102. JULIEN, Y. – SOBRINO, J.A. – VERHOEF, W. Changes in land surface temperatures and NDVI values over Europe between 1982 and 1999. *Remote Sensing of Environment*, 2006, vol. 103, no. 1, s. 43-55.
103. KALLURI, S.N.V. et al. High performance computing algorithms for land cover dynamics using remote sensing data. *International Journal of Remote sensing*, 2000, vol. 21, no. 6-7, s. 1513 – 1536.
104. KAUFMAN, Y.J. – TANRÉ, D. Atmospherically Resistant Vegetation Index (ARVI) for EOS-MODIS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 1992, vol. 30, s. 261 – 270.
105. KAUTH, R.J. – THOMAS, G.S. "The tasseled Cap -- A Graphic Description of the Spectral-Temporal Development of Agricultural Crops as Seen by LANDSAT." *Proceedings of the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data*, Purdue University of West Lafayette, Indiana, 1976, s. 4B-41 až 4B-51.
106. KEALY, P.S. – HOOK, S.J. Separating temperature and emissivity in thermal infrared multispectral scanner data: Implications for recovering land surface temperatures. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 1993, vol. 31, no. 6, s. 1155 - 1164.
107. KEMP, W.M. – BOYNTON, W.R. Productivity, trophic structure, and the energy flows in steady-state ecosystems of Silver Springs, Florida. *Ecological Modelling*, 2004, vol. 178, no. 1-2, s. 43 – 49.
108. KOGAN, F.N. Application of vegetation index and brightness temperature for drought detection. *Advances in Space Research*, 1995, vol. 15, no. 11, s. 91–100.
109. KOLASA, J. - PICKETT, T.A. *Ecological Heterogeneity*. – Ecol.Stud. 86. New York: Springer – Verlag, 1991. 332 s.
110. KUČERA, Z. – PROCHÁZKA, J. Ekonomické zhodnocení bilance látek v krajině. *nepublikováno*
111. KUTCH, W.L. et al. Environmental Indication: A field test of an ecosystem approach to quantify biological self-organization. *Ecosystems*, 2001, vol. 4, s. 49 - 66.
112. LAMBIN, E.F. - EHRLICH, D. Land-cover Changes in Sub-Saharan Africa (1982-1991): Application of a Change Index Based on Remotely Sensed Surface Temperature and Vegetation Indices at a Continental Scale. *Remote Sensing of Environment*, 1997, vol. 61, s. 181 – 200.
113. LEIBOWITZ, S.C. et al. Modeling Landscape Functions and Effects: A Network Approach. *Ecological Modelling*, 2000, vol. 132, s. 77-94.
114. LEVIN, S.A. The Problem of Pattern and Scale in Ecology. *Ecology*, 1992, vol. 73, no. 6, s. 1943 – 1967.
115. LEVITT, J. *Responses of plants to environmental stresses*. New York: Academic Press, 1972, 697 s.
116. LIANG, S. et al. An operational atmospheric correction algorithm for Landsat Thematic Mapper imagery over the land. *Journal of Geophysical Research*, 1997, vol. 102, no. 17, s. 173 – 186.
117. LILLESAND, T.M. – KIEFER, R.W. *Remote Sensing and Image Interpretation*. New York: John Wiley & Sons, 2000, 724 s.

118. LIN, W. T. – LIN, CH.Y. – CHOU W.CH. Assessment of vegetation recovery and soil erosion at landslides caused by a catastrophic earthquake: A case study in Central Taiwan. *Ecological Engineering*, 2006, vol. 28, no. 1, s. 79-89.
119. LIU, W.T. – KOGAN, F.N. Monitoring Regional Drought Using the Vegetation Condition Index. *International Journal of Remote Sensing*, 1996, vol. 17, no. 14, s. 2761 – 2782.
120. LOTKA, A.J. Contribution to the Energetics of Evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1922, no. 8 , s.147-151.
121. LUNDÉN, B. Satellite Thermography. A Study of a LANDSAT-5 Subscene over Stockholm. *Geografiska Annaler*, 1989, vol. 69 (A), s. 367 – 374.
122. LUVALL, J.C. – HOLBO, H.R. Measurements of short term thermal responses of coniferous forest canopies using thermal scanner data. *Remote Sensing of Environment*, 1989, vol. 27, no. 1, s.1 – 10.
123. MacARTHUR, R.H. - WILSON, E.O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, N.J.: Princeton University Press, 1969, 203 s.
124. MAKI, M. - ISHIAHRA, M.- TAMURA, M. Estimation of leaf water status to monitor the risk of forest fires by using remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 2004, vol. 90, no.4, s. 441–450.
125. MARGALEF, R. *Perspectives in Ecological Theories*. Chicago: Chicago University Press, 1968, 122s.
126. MASELLI, F. et al. Use of NOAA-AVHRR NDVI images for the estimation of dynamic fire risk in Mediterranean areas. *Remote Sensing of Environment*, 2003, vol. 86, no. 2, s. 187-197.
127. MASELLI, F. et al. Monitoring forest conditions in a protected Mediterranean coastal area by the analysis of multiyear NDVI data. *Remote Sensing of Environment*, 2004, vol. 89, no. 4, s. 423-433.
128. McGARIGAL, K. MARKS, B. J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station., 1995, 122 s.
129. MELESSE, A.M. Spatiotemporal dynamics of land surface parameters in the Red River of the North Basin. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2004, vol. 29, s. 795 – 810.
130. MIHAILOVIC, D.T. – EITZINGER, J. Modelling temperatures of crop environment. *Ecological Modelling*, 2007, vol. 202, s. 465 – 475.
131. MÍCHAL, I. *Ekologická stabilita*. Brno: Veronica, 1994. 275 s.
132. MILLER, J.G. The nature of living systems. *Behavioral Science*, 1971, vol. 16, no. 4, s. 277 – 301.
133. MILNE, B.J. Measuring the Fractal Geometry of Landscape. *Applied Mathematics and Computation*, 1988, vol. 27, s. 67 – 79.
134. MOGHADDAM, M. – SAACHI, S.S. Monitoring tree moisture using an estimation algorithm applied to SAR data from BOREAS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 1999, vol. 17, no. 2, s. 901– 916.
135. MONSERUD, R. - LEEMANS, R. Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. *Ecological Modelling*, 1992, vol. 62, s. 275-293.
136. MORAN, M.S. et al. Estimating Crop Water Deficit Using the Relation between Surface-Air Temperature and Spectral Vegetation Index. *Remote Sensing Environment*, 1994, vol. 49, s. 246 – 263.
137. MOROWITZ, H.J. *Energy flow in Biology. Biological Organization as a Problem in Thermal Physics*. New York: Academic Press, 1968, 256 s.
138. MOLDAN, B. *Koloběh hmoty v přírodě*. Praha: Academia, 1983, 172 s.

139. MÜLLER, F. Gradients in ecological systems. *Ecological Modelling*, 1998, vol. 108, s. 3 –21.
140. MUSICK, H.B. – PELLETIER, R.E. Response of some Thematic Mapper band ratios to variation in soil water content. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1986, vol. 52, s.1661-1668.
141. MUSICK, H.B. – PELLETIER, R.E. Response to soil moisture of spectral indexes derived from bidirectional reflectance in thematic mapper wavebands. *Remote Sensing of Environment*, 1988, vol. 25, no. 2, s. 167 – 184.
142. NAVEH, Z. – LIEBERMAN, A.S. *Landscape Ecology: Theory and Application*. New York: Springer – Verlag, 1984. 356 s.
143. NEMANI, R. et al. Developing satellite derived estimates of surface moisture status. *Journal of Applied Meteorology*, 1993, vol. 32, no. 3, s. 548–557.
144. NEMANI, R. - RUNNING, S. Land cover characterization using multi-temporal red, near-IR and thermal-IR data from NOAA/AVHRR. *Ecological Applications*, 1997, vol. 7, no. 1, s. 79– 90
145. NETOPIĽ, R. a kol. *Fyzická geografia I*. Praha: SPN, 1984, 272 s.
146. NICOLIS, G. – PRIGOGINE, I. *Self-Organization in Nonequilibrium Systems: From Dissipations*. New York: J. Wiley, 1977, 491 s.
147. ODUM, E.P. *Ecology*. New York: Holt, Rinehart and Winston, 1963. 152 s.
148. ODUM, E.P. Strategy of ecosystem development. *Science*, 1969, vol. 164, s. 262 – 270.
149. ODUM, H.T. Maximum Power and Efficiency: A Rebuttal. *Ecological Modelling*, 1983, vol. 20, no. 1, s. 71 – 82.
150. ODUM, H.T. *Environmental Accounting, Emergy and Decision Making*. New York: John Wiley, 1996, 370 s.
151. ODUM, H.T. – PINKERTON, R.C. Time's speed regulator; the optimum efficiency for maximum power output in physical and biological systems. *American Science*, 1955, vol. 43, s. 331 – 343.
152. O'NEILL, R.V. et al. Landscape Pattern Metrics and Regional Assessment. *Ecosystem Health*, 1999, vol. 5, no. 4, s. 225 – 233.
153. OZAWA, H. et. al. The Second Law of Thermodynamics and The Global Climate System: A Review of The Maximum Entropy Production Principle. *Reviews of Geophysics*, 2003, vol. 41, no. 4, s. 1-24.
154. PAHL-WOSTL, C. Dynamic structure of a food web model. *Ecological Modelling*, 2005, vol. 100, no. 1-3, s. 103 – 123.
155. PALTRIDGE, G.W. Thermodynamic dissipation and the global climate system, *Q. J. R. Meteorol. Soc.*, 1981, vol. 107, s. 531–547.
156. PATTEN, B.C. Energy cycling in the ecosystem. *Ecological Modelling*, 1985, vol. 28, no. 1, s. 1 – 71.
157. PATTEN, B.C. Network integration of ecological extremal principles: exergy, emergy, power, ascendancy, and indirect effects. *Ecological Modelling*, 1995, vol. 79, no. 1, s. 75 -84.
158. PATTEN, B.C. – HIGASHI, M. – BURNS, T.P. Trophic dynamics in ecosystem networks: Significance of cycles and storages. *Ecosystem Modelling*, 1990, vol.51, no. 1, s. 1-28.
159. PEARSON, S.M. - GARDNER, R.H. Neutral models: useful tools for understanding landscape patterns. In: Bissonette, J.A. (Ed.) *Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale*. New York: Springer, 1997, s. 215 - 230.
160. PENUELAS, J. – FILELLA, I. Visible and near- infrared reflectance techniques for diagnosing plant physiological status. *Trends in Plant Science*, 1998, vol. 3, no. 4, s. 151 – 156.

161. PÉREZ-ESPANA, H. - ARRENGUÍN – SÁNCHEZ, F. A measure of ecosystem maturity. *Ecological Modelling*, 1999, vol. 119, no. 1, s. 79 – 85.
162. PERRY, CH.R. – LAUTENSCHLAGER, L.F. Functional Equivalence of Spectral Vegetation Indices. *Remote Sensing of Environment*, 1984, vol. 14, s. 169 – 182.
163. PETERS, A.J. et al. Drought monitoring with NDVI-based standardized vegetation index. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 2002, vol. 65, no. 1, s. 71–75.
164. PIDWIRNY, M. *Earth's energy balance*. *Encyclopedia of Earth*, 2006. [online]. [cit. 2008-08-21] <http://www.eoearth.org/article/Earth's_energy_balance>
165. PIMM, S.L. et al. Food web patterns and their consequences. *Nature*, 1991, vol. 350, s. 669 – 674.
166. POKORNÝ, J. Dissipation of solar energy in the landscape – controlled by management of water and vegetation. *Renewable energy*, 2001, vol. 24, s. 641 – 645.
167. POKORNÝ et. al. The Role of Vegetation in Water Cycling and Energy Dissipation. *in print*
168. POKORNÝ, J. – ŠÍMA, M. Význam velkoplošných rekultivací pro ochranu klimatu - koloběh vody, energetická bilance krajiny, využití DPZ. - In: *Rekultivace a socioekonomické aspekty*. Regionální workshop projektu Re-Regions, Most 10.-11.4.2006, Krajský úřad, s. 38-41, Ústí nad Labem.
169. PORPORATO, A. et al. Plants in water-controlled ecosystems: active role in hydrological processes and response to water stress. II. Vegetation water stress. *Advances in Water Resources*, 2001, vol. 24, s. 725 – 744.
170. POVEDA, G. – SALAZAR, L.F. Annual and interannual (ENSO) variability of spatial scaling properties of a vegetation index (NDVI) in Amazonia. *Remote Sensing of Environment*, 2004, vol. 93, no. 3, s. 391-401.
Germán Poveda and Luis F. Salazar
171. PRIGOGINE, I. – GLANSDORFF, P. *Thermodynamic Theory of Structure, Stability and Fluctuations*. New York: J. Wiley, 1971, s.452.
172. PROCHÁZKA, J. -HAKROVÁ P. - POKORNÝ J. - PECHAROVÁ E. - HEZINA T. - ŠÍMA M. – PECHAR, L. Effect of different management practices on vegetation development, losses of soluble matter and solar energy dissipation in three small sub-mountain catchments. - In: Vymazal J. (ed.) *Transportations of Nutrients in Nature and Constructed Wetlands*, Backhuys Publishers, Leiden, 2001, s. 143-175.
173. PULLIAM, H.R. Source – sink, and population regulation. *American Nature* vol. 132, s.652 – 661.
174. QI, J. et al. A Modified Soil-Adjusted Vegetation Index. *Remote Sensing of Environment*, 1994, vol. 48, s. 119 – 126.
175. QUATTROCHI, D.A. – PELLETIER, R.A. Remote Sensing for Analysis of Landscape: An Introduction. In: Turner, M.C. – Gardner, R.H. (Eds): *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Ecological Studies 82. New York: Springer - Verlag, 1991, s. 51 – 76.
176. RICOTTA, C. – AVENA, G. - De PALMA, A. Mapping and monitoring net primary productivity with AVHRR NDVI time-series: statistical equivalence of cumulative vegetation indices. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 1999, vol. 54, no. 5-6, s. 325 – 331.
177. RIECOSKY, D.C. – BROWN, P.W. – MORAN, M.S. Diurnal Trends in Wheat Canopy Temperature, Photosynthesis, and Evapotranspiration. *Remote Sensing Environment*, 1994, vol. 49, s. 234 – 245.

178. RICHARDS, J. A. Thematic Mapping from Multitemporal Image Data Using Principal Components Transformation. *Remote Sensing of the Environment*, 1984, vol.16, p. 35-46.
179. RICHARDSON, A.J. – WIEGAND, C.L. Distinguishing Vegetation from Soil Background Information. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1977, vol. 43, no. 12, s. 1541 – 1552.
180. RIPL, W. Management of water cycle and energy flow for ecosystem control: the energy-transport-reaction (ETR) model. *Ecological Modelling*, 1995, vol. 78, s. 61 - 76.
181. RIPL, W. Water: the bloodstream of the biosphere. *Philos.Trans.R.Soc.Lond.B.Biol.Sci.*,2003, vol. 358, no. 1440, s. 1921-1934. [online] [cit. 2008-08-21] <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=1693288>
182. RIPL, W. Funktionale Landschaftsanalyse im Albert Rothschild Wildnisgebiet Rothwald. *Study*. 2004, System Institut Aqua Terra / TU-Berlin, Hellriegelstr. 6, 14195 Berlin.
183. RIPL, W. – HILDMANN, CH. (2000): Dissolved load transported by rivers as an indicator of landscape sustainability. *Ecological Engineering*, vol. 14, no. 4, s. 373 – 387.
184. ROSENFELD, G.H. – FITZPATRICK-LINS, K. A Coefficient of Agreement as a Measure of Thematic Classification Accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1986, vol. 52, no. 2, s. 223-227.
185. ROUSE, J.W. et al. Monitoring the Vernal Advancement and Retrogradation (Green Wave Effect) of Natural Vegetation. *NASA/GSFC Type III Final Report*, Greenbelt, M.D.,1974, 371 s.
186. RYSZKOWSKI, L. Energy and Material Flow Across Boundaries in Agricultural Landscapes. In: Hansen, A.J. - di Castri, F. (Eds.): *Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Berlin, Heidelberg: Springer – Verlag, 1992, s. 270 -284.
187. RYSZKOWSKI, L. – KEDZIORA, A. impact of agricultural landscape structure on energy flow and water cycling 1. *Landscape Ecology*, 1987, vol. 1, no. 2, s. 85 – 94.
188. SANDHOLDT, I. – RASMUSSEN, K. – ANDERSEN, J. A simple interpretation of the surface temperature/vegetation index space for assessment of surface moisture status. *Remote sensing of Environment*, 2002, vol. 79, s. 213 – 224.
189. SAUNDERS, S.C. et al. Hierarchical relationships between landscape structure and temperature in a managed forest landscape. *Landscape Ecology*, 1998, vol. 13, s. 381 – 395.
190. SAVIGE, C. et al. Obtaining surface energy fluxes from remotely sensed data. In: Zenger, A. – Argent, R.M. (Eds.) *Proceedings of MODSIM05*. International Congress on Modelling and Simulation, Melbourne, Australia, 12–15 December 2005, s. 2946–2952. [online] [cit. 2008-04-21] www.mssanz.org.au/modsim05/proceedings/papers/savige.pdf
191. SELLERS, P.J. Canopy Reflectance, Photosynthesis, and Transpiration. II. The Role of Biophysics in the Linearity of Their Interdependence. *Remote Sensig of Environment*, 1987, vol. 21, s. 143 – 183.
192. SENAY, G.B. - ELLIOTT, R.L. Combining AVHRR-NDVI and landuse data to describe temporal and spatial dynamics of vegetation. *Forest Ecology and Management*, 2002, vol. 128, no. 1-2, s. 83-91.
193. SERBIN, G. – OR, D. Ground-penetrating radar measurement of crop and surface water content dynamics. *Remote Sensing of Environment*, 2005, vol. 96, no. 1, s. 119 – 134.

194. SCHMUGGE, T. et al. Passive microwave remote sensing of soil moisture: results from HAPEX, FIFE and MONSOON 90. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 1992, vol. 47, no. 2-3, s. 127-143.
195. SCHMUGGE, T. – HOOK, S.J. – COLL, C. Recovering Surface Temperature and Emissivity from Thermal Infrared Multispectral Data. *Remote Sensing of Environment*, 1998, vol. 65, s. 121 – 131.
196. SCHNEIDER, J. – KAY, J.J. Life is a manifestation of the second law of thermodynamics. *Math. Comput. Model.*, 1994a, vol. 19, no.6-8, s.25-48.
197. SCHNEIDER, J. – KAY, J.J. Complexity and thermodynamics: towards a new ecology. *Future*, 1994b, vol. 24, no. 6, s. 626 – 647.
198. SCHRÖDINGER, E. *Co je život*. Brno: VUTIUM, 2004, 254 s.
199. SCHULTZ, P.A. – HALPERT, M.S. Global correlation of temperature, NDVI and precipitation. *Advances in Space Research*, 1993, vol. 13, no. 5, s. 277-280.
200. SCHULZE, E.D. - MOONEY, H.A. (Eds.) *Biodiversity and Ecosystem Function*. Berlin, Heidelberg: Springer – Verlag, 1994, 525 s.
201. ŠÍMA, M. – POKORNÝ, J. Detekce a hodnocení vývoje rekultivačního území MUS a.s. pomocí družicových dat Landsat z let 1991-2000. - Výzkumná zpráva. ENKI o.p.s., Třeboň, 2004, 12 s. + 7 příloh.
202. SIMS, D.A. - GAMON, J.A. Relationships between leaf pigment content and spectral reflectance across a wide range of species, leaf structures and developmental stages. *Remote Sensing of Environment*, 2002, vol. 81, s. 337– 354.
203. SIMS, D.A. - GAMON, J.A. Estimation of vegetation water content and photosynthetic tissue area from spectral reflectance: a comparison of indices based on liquid water and chlorophyll absorption features. *Remote Sensing of Environment*, 2003, vol. 84, s. 526 – 537.
204. SLAVÍKOVÁ, J. *Ekologie rostlin*. Praha: SPN, 1986, 366s.
205. SMITH, R.C.G. – CHOUDHURY, B.J. Analysis of Normalized difference and surface temperature observations over southeastern Australia. *International Journal of Remote Sensing*, 1991, vol. 12, no. 10, s. 2021 – 2044.
206. STRÁŠKRABA, M. *Teorie systémů a systémová analýza pro ochranu přírodního prostředí*. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 1983, 174 s.
207. STROOSNIJDER, L. et al. Relation between L-band soil emittance and soil water content. *Remote Sensing of Environment*, 1986, vol. 19, no. 2, s. 117 – 125.
208. SVIREZHEV, Y.M. Thermodynamics and ecology. *Ecological Modelling*, 2000, no. 132, s. 11 – 22.
209. SVIREZHEV, Y.M. – STEINBORN, W.H. Exergy of solar radiation: information approach. *Ecological Modelling*, 2001, no. 145, s. 101 – 110.
210. ŠÍMA, M. – POKORNÝ, J. Detekce a hodnocení vývoje rekultivačního území MUS a.s. pomocí družicových dat Landsat z let 1991-2000. - Výzkumná zpráva, 2004, 12 s. + 7 příloh, ENKI o.p.s., Třeboň
211. ŠÍMA M. - POKORNÝ J. Detekce a hodnocení vývoje rekultivačního území MUS a.s. pomocí družicových dat Landsat z let 1991-2005. II. Část – rozšíření o období 2000-2005. - Výzkumná zpráva, 2006, 13 s. + 9 příloh, ENKI o.p.s., Třeboň
212. TADESSE, T. - BROWN, J. - HAYES, M. A new approach for predicting drought-related vegetation stress: integrating satellite, climate, and biophysical data over the U.S. central plains. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2005, vol. 59, no. 4, s. 244–253.
213. TOTH, R.E. Theory and language in landscape analysis, planning, and evaluation. *Landscape Ecology*, 1988, vol. 1, no. 4, s. 193 – 201.

214. TURNER, M.G. Landscape Ecology: The Effect of Pattern and Process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 1989, no. 20, s. 171 – 197.
215. TURNER, M.C. - GARDNER, R.H. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Ecological Studies 82. New York: Springer - Verlag, 1991, 536 s.
216. TURNER, M.C. - GARDNER, R.H. – O'NEILL, R.V. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. New York: Springer – Verlag, 2001, 401 s.
217. ULANOWICZ, R.E. *Growth and Development. Ecosystem Phenomenology*. New York: Springer, 1986, 203 s.
218. ULANOWICZ, R.E – ABARCA-ARENAS, L.G. An informational synthesis of ecosystem structure and function. *Ecological Modelling*, 1997, vol. 95, no. 1, s. 1 – 10.
219. United Nations - European Commission - International Monetary Fund - Organisation for Economic Co-operation and Development - World Bank. Handbook of National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting 2003, *Studies in Methods, Series F*, 2005, no.61, rev.1, Glossary, United Nations, New York.
220. UNESCO. International Classification and Mapping of Vegetation. Paris, 1973.
221. VADÁČZ, V. On the relationship between surface temperature, air temperature and vegetation index. *Adv. Space Res.*, 1994, vol. 14, no. 3, s. 41 – 44.
222. VASCONSCELLOS, M. et al. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis. *Ecological Modelling*, 1997, vol. 100, no. 1-3, s. 125 – 134.
223. VERBESSELT, J. et al. Monitoring vegetation water content of grasslands and forest plantations to assess forest fire risk with satellite time-series. *Forest Ecology and Management*, 2006, vol. 234, no. 1, s. S25.
224. VIDAL, A. - DEVAUX-ROS, C. Evaluating forest fire hazard with a Landsat TM derived water stress index. *Agricultural and Forest Meteorology*, 1995, vol. 77, no. 3-4, s. 207-224.
225. VITOUSEK, P.M. – HOOPER, D.U. Biological Diversity and Ecosystem Biochemistry. In: Schultze, E.D. – Mooney, H.A. (Eds.) *Biodiversity and Ecosystem Function*. Berlin, Heidelberg: Springer – Verlag, 1994. s. 3 – 14.
226. WAGENDORP, T. et al. Land use impact evaluation in life cycle assessment based on ecosystem thermodynamics. *Energy*, 2006, vol. 31, s. 112 – 125.
227. WALLINE, P.D. et al. The ecosystem of Lake Kinneret, Israel. In: Pauly, D.-Christensen, V. (Eds.): *Trophic models of aquatic ecosystems*. ICLARM Conference Proceedings 26, 1993, s. 103 - 109 .
228. WAN, Z. -WANG, P. – LI, X. UsingMODIS land surface temperature and normalized difference vegetation index products for monitoring drought in the southern Great Plains, USA. *International Journal of Remote Sensing*, 2004, vol. 25, no. 1, s. 61–72.
229. WANG, J. et al Temporal responses of NDVI to precipitation and temperature in the central Great Plains, USA. *International Journal of Remote Sensing*, 2003, vol. 24, no. 11, s. 2345–2364
230. WANG, K. – LI, Z. – CRIBB, M. Estimation of evaporative fraction from a combination of day and night land surface temperatures and NDVI: A new method to determine the Priestley–Taylor parameter. *Remote Sensing of Environment*, 2006, vol. 102, no. 3-4, s. 293-305.
231. [WCED] World Commission on Environment and Development. *Naše společná budoucnost*. Praha: Academia: Ministerstvo životního prostředí České republiky, 1991. 297 s.
232. WIENS, J.A. Ecological Flows Across Landscape Boundaries: A Conceptual Overview. In: Hansen, A.J. - di Castri, F. (Eds.): *Landscape Boundaries. Consequences for Biotic*

- Diversity and Ecological Flows*. Berlin, Heidelberg: Springer – Verlag, 1992, s. 217 - 235.
233. WIGNERON, J.-P. et al. Retrieving near-surface soil moisture from microwave radiometric observations: current status and future plans. *Remote Sensing of Environment*, 2003, vol. 85, no. 4, s. 489-506.
 234. WILHELM, T. – BRÜGGEMANN, R. Goal functions for the development of natural systems. *Ecological Modelling*, 2000, vol. 132, s. 231 – 246.
 235. WOODLEY, S. – KAY, J. – FRANCIS, G. (Eds.) *Ecological Integrity and the Management of Ecosystems*. St. Lucie Press, 1993. 220 s.
 236. WU, J. – MARCEAU, D. Modelling complex ecological systems: an introduction. *Ecological Modelling*, 2002, vol. 153, no. 1, s. 1 – 6.
 237. YUE, T.X. et al. Considerable effects of diversity indices and spatial scales on conclusions relating to ecological diversity. *Ecological Modelling*, 2005, vol. 188, s. 418 – 431.
 238. ZHANG, Y. – WEGEHENKEL, M. Integration of MODIS data into a simple model for the spatial distributed simulation of soil water content and evapotranspiration. *Remote Sensing of Environment*, 2006, vol. 104, no. 4, s. 393-408.

Elektronické zdroje

[http://www.kr-ustecky.cz/upnzadani/07_f\).htm](http://www.kr-ustecky.cz/upnzadani/07_f).htm) [online] [cit. 2008-04-18]

<http://www.sdas.cz>) oficiální stránka Severočeských dolů a.s. [online] [cit. 2008-05-5]