

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra aplikované geoinformatiky a kartografie

Studijní program: Geografie (navazující magisterské studium)

Studijní obor: Kartografie a geoinformatika



Bc. Jan JELÉNEK

**VYTVOŘENÍ ALGORITMU KLASIFIKACE VYBRANÝCH
INVAZIVNÍCH DRUHŮ A LUČNÍCH SPOLEČENSTEV V
KRKONOŠÍCH S VYUŽITÍM HYPERSPEKTRÁLNÍCH DAT**

**DEVELOPEMENT OF SELECTED INVASIVE SPECIES AND
MEADOW VEGETATION CLASSIFICATION ALGORITHM IN THE
KRKONOŠE MOUNTAINS USING HYPERSPECTRAL DATA**

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: RNDr. Lucie Kupková, Ph.D.

Konzultanti:

Mgr. Veronika Kopačková, Mgr. Jan Mišurec, RNDr. Stanislav Březina, Ph.D.

Praha 2013

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

Jsem si vědom toho, že případné použití výsledků, získaných v této práci, mimo Univerzitu Karlovu v Praze je možné pouze po písemném souhlasu této univerzity.

Svoluji k zapůjčení této práce pro studijní účely a souhlasím s tím, aby byla řádně vedena v evidenci vypůjčovatelů.

Ve Zdibech dne 24. 8. 2013

.....

Jan Jelének

Poděkování

Rád bych poděkoval vedoucí své diplomové práce, RNDr. Lucii Kupkové Ph.D., za užitečné rady a odborné vedení mé práce. Dále bych rád poděkoval České geologické službě za zajištění technického zázemí, bez kterého by dosažené výsledky nebyly možné. Děkuji také konzultantům práce Mgr. Veronice Kopačkové a Mgr. Janu Mišurcovi za neocenitelné rady, pomoc a podporu v průběhu práce a RNDr. Stanislavu Březinovi Ph.D. za obětavost při terénních pracích a při validaci výsledků práce. V neposlední řadě bych rád poděkoval své rodině za podporu při práci a především za vyčerpávající pomoc při validaci výsledků práce na horských loukách Krkonoš.

Vytvoření algoritmu klasifikace vybraných invazivních druhů a lučních společenstev v Krkonoších s využitím hyperspektrálních dat

Abstrakt

Tato diplomová práce se zabývá využitím leteckých hyperspektrálních dat senzoru APEX pro mapování invazivních rostlin a lučních společenstev v Krkonošském národním parku.

Hlavním cílem práce byla tvorba klasifikačního algoritmu, který využívá navržené vegetační indexy. Metodika byla založena na hledání spektrálních příznaků při využití in-situ měřených biofyzikálních parametrů LAI, fAPAR a biochemickém parametru obsahu chlorofylu. Metodika dále navrhuje řešení obecně známých problémů vztahu vegetačních indexů a LAI, jako je saturace a vzájemná korelace s obsahem chlorofylu. Klasifikace se zaměřovala na invazivní druhy rostlin šťovík alpský a lupinu mnoholistou, dvě luční společenstva - smilkové a trojštětové louky a sekané trávníky. Výsledkem práce je kromě navrženého metodického postupu řada klasifikovaných map vybraných oblastí Krkonoš a spektrální knihovny obsahující spektra nejvýznamnějších klasifikovaných druhů a společenstev a mnoha druhů lučních rostlin.

Klíčová slova: hyperspektrální obrazová data, APEX, LAI, fAPAR, vegetační indexy, invazivní rostliny, luční společenstva, Krkonošský národní park

Development of selected invasive species and meadow vegetation classification algorithm in the Krkonoše Mountains using hyperspectral data

Abstract

The thesis deals with utilization of airborne APEX hyperspectral image data for selected invasive species and meadow vegetation classification in the study area of the Krkonoše Mountains National Park.

The main goal of the thesis was to develop of classification algorithm based on proposed vegetation indices. The approach was based on the utilization of in-situ LAI, fAPAR, chlorophyll content data and analysis of their relation with vegetation spectral properties. The work also deals with several problems regarding LAI – vegetation indices relationship, namely saturation of LAI and mutual correlation of LAI and chlorophyll content. The classification was focused on invasive species *Rumex alpinus* and *Lupinus polyphyllus*, meadow vegetation with dominant *Nardus stricta* and dominant *Trisetum flavescens* and cutted lawns.

Besides the proposed approach, the presented work resulted in several classification maps of study area and in spectral libraries, containing ground level spectra of studied invasive species, meadow vegetation types and several other meadow species.

Keywords: hyperspectral image data, APEX, LAI, fAPAR, vegetation indices, invasive species, meadow vegetation, The Krkonose Mountains National Park

OBSAH

Přehled použitých zkratk	7
Seznam map a obrázků	9
Seznam grafů a tabulek	10
1 Úvod	11
1.1 Úvod do problematiky invazivních druhů rostlin a lučních společenstev	11
1.2 Invazivní rostliny a luční společenstva v KRNAP.....	13
1.3 Problematika hodnocení a klasifikace vegetace.....	13
1.4 Identifikace výzkumného problému.....	15
1.5 Cíle práce	16
2 Problematika hyperspektrálních dat	17
2.1 Základní principy obrazové spektroskopie	17
2.2 Spektrální projevy vegetace	18
2.3 Teorie tvorby vegetačních indexů.....	22
2.4 Přehled současných hyperspektrálních senzorů	25
2.5 Základní zpracování hyperspektrálních dat	27
2.5.1 Transformace dat.....	27
2.5.2 Klasifikace.....	27
3 Předmět výzkumu	30
3.1 Sledované území	30
3.2 Studované objekty.....	31
3.2.1 Invazivní rostliny.....	31
3.2.2 Luční společenstva	33
3.2.3 Legenda klasifikace	36
4 Data	38
4.1 Letecká hyperspektrální obrazová data.....	38
4.1.1 Pořízení dat.....	38
4.1.2 Předzpracování dat	39
4.1.3 Chyby v datech	41
4.2 Pozemní in-situ data.....	42
4.2.1 Pozemní spektrální data.....	42
4.2.2 Index listové plochy (LAI)	44

4.2.3 Podíl absorbovaného fotosynteticky aktivního záření (fAPAR)	45
4.2.4 Obsah chlorofylu (Cab)	46
4.2.5 Předzpracování in-situ dat	47
4.3 Použitý software.....	49
5 Metodika	50
5.1 Analýza citlivosti a hledání vhodných spektrálních příznaků.....	50
5.2 Princip konstrukce a odvození vegetačních indexů	52
5.3 Aplikace navržených vegetačních indexů pro klasifikaci pozemních in-situ dat	54
5.4 Aplikace navržených vegetačních indexů pro klasifikaci leteckých obrazových dat	55
5.5 Zpracování dosud užívaných vegetačních indexů	56
5.6 Aplikace dalších klasifikačních metod	57
5.7 Tvorba výsledných klasifikačních produktů	57
5.8 Validace výsledků	58
6 Výsledky práce	60
6.1 Úroveň pozemních in-situ dat	60
6.1.1 Spektrální knihovny	60
6.1.2 LAI	60
6.1.3 Zhodnocení citlivostí dosud známých vegetačních indexů	61
6.1.4 Nově zkonstruované vegetační indexy	62
6.1.5 Klasifikace legendy pomocí vegetačních indexů na úrovni pozemních dat	64
6.2 Úroveň leteckých dat	66
6.2.1 Nově zkonstruované vegetační indexy na úrovni leteckých dat.....	66
6.2.2 Klasifikace legendy pomocí vegetačních indexů na úrovni obrazových dat	68
6.2.3 Výsledky aplikace dalších klasifikačních metod na úrovni obrazových dat	71
6.3 Mapové výstupy.....	72
7 Diskuse	74
7.1 Použitá data a jejich omezení.....	74
7.2 Vliv výběru klasifikovaných druhů.....	75
7.3 Konstrukce vegetačních indexů	76
7.4 Výsledky klasifikace	77
7.5 Přenositelnost metodiky	79
8 Závěr.....	80
Seznam zdrojů informací	81
Seznam příloh	95

PŘEHLED POUŽITÝCH ZKRATEK

* zkratky všech vegetačních indexů jsou uvedeny v příloze 1

ANN	Artificial Neural Network
APEX	Airborne Prism experiment
BRDF	Bidirectional reflectance distribution function
CAB	Chlorofyl a, b
DMT	Digitální model terénu
DN	Digital number
DPZ	Dálkový průzkum Země
ESA	European Space Agency
EUFAR	European Facility For Airborne Research
fAPAR	Fraction of Absorbed Photosynthetically Active Radiation
KAGIK	Katedra aplikované geoinformatiky a kartografie
KRNAP	Krkonošský národní park
LAD	Leaf Angle Distribution
LAI	Leaf Area Index
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NIR	Near Infrared
OBIA	Object-based Image Analysis
PCA	Principal Component Analysis
PLSR	Partial Least Square Regression
R²	Koeficient determinace
RED	Červená oblast spektra
REIP	Red Edge Inflection Point
RT	Radiative transfer
SAM	Spectral Angle Mapper
SNR	Signal-to-Noise Ratio
SVM	Support Vector Machines
SWIR	Shortwave Infrared
VI	Vegetační index

VNIR Visible-near infrared

ZABAGED Základní báze geografických dat

SEZNAM MAP A OBRÁZKŮ

Mapa 1 Přehled měřených polygonů.....	31
Mapa 2 Klasifikace 1 pro oblast Pece pod Sněžkou a Velké Úpy	73
Obr. 1 Rozdíl spektrálního rozlišení multispektrálního a hyperspektrálního senzoru	18
Obr. 2 Spektrální křivka odrazivosti listu a hlavní faktory odrazivosti	19
Obr. 3 Struktura zdravého listu	20
Obr. 4 Absorpční křivka chlorofylu a, b	20
Obr. 5 Příklad spektrální křivky odrazivosti vegetace zdravé (červená křivka), na konci vegetativního období (černá křivka), usychající (zelená křivka) a suché (modrá křivka)	21
Obr. 6 Integrační sféra ASD.....	24
Obr. 7 Konstrukce senzoru APEX	26
Obr. 8 Šťovík alpský po odkvetení vytváří vysoké laty s tisíci semen	32
Obr. 9 Lupina mnoholistá.....	33
Obr. 10 Smilka tuhá	34
Obr. 11 Trojštětová louka.....	35
Obr. 12 Anglický trávník	36
Obr. 13 Přehled letových linií pro projekt HyMountEcos	39
Obr. 14 BRDF efekt v datech APEX	42
Obr. 15 Přístroj LAI – 2000	45
Obr. 16 Přístroj AccuPAR Ceptometer	46
Obr. 17 Přístroj CCM 200	47
Obr. 18 Rozhodovací strom pro navržené vegetační indexy (druhá úroveň klasifikace).....	56
Obr. 19 Schéma metodického postupu práce	59
Obr. 20 Rozhodovací strom pro Klasifikaci 2 pomocí indexu L2	67
Obr. 21 Rozhodovací strom využitý pro Klasifikaci 1 s uvedenými rozhodovacími pravidly	68
Obr. 22 Rozložení hodnot indexu L2 v obrazových datech	71

SEZNAM GRAFŮ A TABULEK

Graf 1 Průběh koeficientu determinace (kontaktní sonda, šťovík alpský, obsah chlorofylu)	51
Graf 2 Přehled měření LAI pro klasifikované třídy	61
Graf 3 Závislost indexu WBI na parametru LAI pro pozemní „atmosférická“ spektra	62
Graf 4 až Graf 6 Obecné vegetační indexy pro parametr LAI vyvinuté nad pozemními daty	64
Graf 7 až Graf 11 Projev vybraných vegetačních indexů vůči klasifikovaným třídám	65
Graf 12 a Graf 13 Indexy L2 a F3 v závislosti s naměřenými pozemními hodnotami LAI a fAPAR	67
Graf 14 Zobrazení polohy vlnových délek využitých v indexech L2 a F3	67
Graf 15 Průměrná spektra klasifikovaných tříd a polohy vlnových délek využitých ve vegetačních indexech, pásma VIS-NIR	69
Graf 16 Průměrná spektra klasifikovaných tříd a polohy vlnových délek využitých ve vegetačních indexech, pásmo SWIR	70
Tab. 1 Metody tvorby nových vegetačních indexů lze shrnout do následující tabulky	24
Tab. 2 Přehled hyperspektrálních leteckých senzorů	25
Tab. 3 Technické vlastnosti senzoru APEX	26
Tab. 4 Parametry přenosného spektrometru ASD FieldSpec4	43
Tab. 5 Ukázka databáze charakteristických spektrálních příznaků	52
Tab. 6 Přehled vyvinutých konstrukcí indexů	53
Tab. 7 Přehled průměrných hodnot LAI pro klasifikované třídy	61
Tab. 8 Přehled celkových přesností klasifikace	70
Tab. 9 Přehled využitelnosti validačních bodů	72

KAPITOLA 1

Úvod

Tato práce se zabývá možnostmi klasifikace vybraných invazivních bylin a vybraných lučních společenstev s využitím leteckých hyperspektrálních dat skeneru APEX (Airborne Prism Experiment) v Krkonošském národním parku. Hlavní motivací pro tuto práci byla možnost využít k návrhu algoritmu klasifikace měření z terénních přístrojů, které jsou schopny měřit některé parametry indikující strukturní vlastnosti či zdravotní kondici sledovaných rostlin a společenstev. Těmito parametry jsou LAI (*Leaf Area Index*), fAPAR (*Fraction of Absorbed Photosynthetically Active Radiation*) a obsah chlorofylu. Důležitým vstupem byla také měření z terénního pozemního spektrometru. Otázky stojící v počátcích této práce byly následující:

- Je možné najít konkrétní vztah mezi odrazivostí vybraných druhů vegetace (společenstev) a zmíněnými parametry?
- Jak se tyto parametry na spektrech rostlin projevují a jsou tyto vztahy unikátní pro různé druhy rostlin?
- Pokud skutečně unikátní jsou, lze nalézt citlivé vlnové délky, které by dokázaly být specifickým spektrálním příznakem pouze pro konkrétní rostlinu (společenstvo)?

Práce navazuje na předchozí výzkum lučních společenstev na území Krkonoš, kde byla využívána multispektrální data (Pomahačová, 2012).

1.1 Úvod do problematiky invazivních druhů rostlin a lučních společenstev

Invazivní rostliny jsou velkým biologickým a ekologickým problémem, který zasahuje strukturu a fungování tradičních ekosystémů na všech úrovních měřítka, jak lokálně, tak regionálně i globálně (Mack et al., 2000). Zároveň lze říci, že invaze nepůvodních druhů jsou považovány za významný neklimatický činitel globálních změn (Beck et al., 2008). Invazivní druhy velmi často svým odlišným životním cyklem ohrožují či ničí původní druhy. Například ve vysokohorských ekosystémech způsobují invazivní druhy změnu pH půdy či odčerpání většiny půdní vlhkosti vedoucí až k poklesu hladin vodních toků. Těmito vlastnostmi pak ničí životní prostředí původních

druhů (Pimentel et al., 2000). Vliv invazivních druhů však není jen biologický. Díky přirozeným snahám o obranu napadených ekosystémů je každoročně vynakládáno nemalé množství finančních prostředků. Anderson et al. (2005) nebo Pimentel et al. (2000) ve svém článku vyčíslují jen ve Spojených státech každoroční výdaje na napravování škod po invazivních druzích a jejich kontrolu na 137 miliard dolarů. Z tohoto důvodu je zapotřebí neustále hledat způsoby, jak monitoring těchto druhů co nejvíce automatizovat, zjednodušit a tím pádem i zlevnit. Zároveň je ale také třeba uvažovat o způsobu, který by byl co nejvíce plošný, jelikož invazivní druhy vnikají do původního ekosystému velmi agresivně a za relativně krátkou dobu se rozšíří do rozsáhlé oblasti. Hodnocení jejich rozšíření pomocí terénního průzkumu je pro tento účel pomalé a nákladné (Tsai et al., 2007). V tomto směru se metody dálkového průzkumu Země a především hyperspektrální data osvědčily jako velmi užitečné. Staly se významnou alternativou pro pozemní mapování, především z pohledu rychlého zobrazení požadované oblasti (Pu, 2012). Využití hyperspektrálních dat pro účely mapování invazivních druhů se v posledních letech stává čím dál více používanou metodou. Důvodem je vysoké spektrální a často i prostorové rozlišení, které dokáže pracovat se spektrálními vlastnostmi chemických látek obsažených v listech rostlin, strukturou listu či specifickými fenologickými vlastnostmi invazivních rostlin. Různé studie se zabývaly využitím hyperspektrálních dat pro detekci a mapování invazivních druhů ve vodním prostředí (Underwood et al., 2006, Chisholm a Marthick, 2008, Pengra et al., 2007), v bylinném patře (Noujdina, 2008, Wang et al., 2008, Laas et al., 2002, Andrew, 2009, Zagajewski, 2010, Nagler et al., 2012, Lawrence et al., 2005) v křovinatém patře (Anderson et al., 2005, Hamada et al., 2007, Narumalani et al., 2009, Pu et al., 2008, Underwood et al., 2007, Yang et al., 2011) či ve stromovém patře (Ramsey et al., 2005, Asner et al., 2008, Asner et al., 2008).

Vedle hodnocení invazivních rostlin, se celá řada výzkumných týmů zabývala hodnocením a zkoumáním zdravotního stavu luk a travin. Publikované práce se soustředí převážně na výzkum travin v savanách či v nížinách. Hlavním předmětem výzkumu bývá nalezení biochemického parametru travin, který by mohl sloužit jako spektrální indikátor pro jednoznačné stanovení zdravotního stavu travního společenstva. Autoři se zaměřují především na dusík, jehož zvýšená přítomnost v listech způsobuje výrazné změny ve spektrálním projevu takové rostliny (Ramoelo et al., 2011). Jde především o posun inflexního bodu spektrální křivky v oblasti přechodu mezi viditelnou částí spektra do blízkého infra-červeného spektra, které se nazývá „Red edge“. Tento inflexní bod se při vyšším obsahu dusíku v listech posouvá směrem do delších vlnových délek a tím stanovuje jedinečný příznak, podle kterého lze takové rostliny jednoznačně mapovat z dat dálkového průzkumu Země (Mutanga a Skidmore, 2007; Skidmore et al., 2010). Nejedná se však pouze o dusík, ale také o fosfor, hořčík, polyfenoly a další látky (Mutanga et al., 2004). V předešlých výzkumech bylo navíc prokázáno, že vyšší obsah těchto látek přímo snižuje biodiverzitu travin v dané lokalitě (Klimek et al., 2007). Biodiverzitou bylin a travin v degradovaných lučních porostech Krkonošského národního parku se zabývaly například Handlová a Münzbergová (2006). Výzkum ukázal, že nejhojnějším nově vysemeněným druhem vůbec je třezalka skvrnitá (*Hypericum maculatum*), která tvořila 25 % všech nových semenáčků na zkoumaných degradovaných loukách.

1.2 Invazivní rostliny a luční společenstva v KRNAP

Invazivní druhy bylin v Krkonošském národním parku (KRNAP) jsou vážným problémem, na jehož řešení jsou vynakládány nemalé finanční prostředky. Přehled invazivních druhů bylin, se kterými KRNAP aktivně bojuje podávají Janata a Jiříšně (2010). Jednou z největších hrozeb je šťovík alpský (*Rumex alpinus*), který se vyznačuje především „rychlým růstem, vytvářením plošně rozsáhlých a hustých porostů, vysokou produkcí semen a mohutných kořenových systémů a nepřítomností přirozených nepřátel (škůdců, chorob, využití lidmi)“ (Janata a Jiříšně, 2010, s. 2). Tyto specifické vlastnosti jej předurčují k přebírání dominantního postavení v napadených rostlinných společenstvech, narušují přirozenou skladbu druhů a v neposlední řadě působí negativně na erozní vlastnosti půdy, popřípadě staveb. Výzkumem šťovíku alpského se na území KRNAP zabývaly například Handlová a Münzbergová (2006), které srovnávaly podíl jednotlivých druhů na celkovém testovaném datasetu semenáčků. Z výzkumu vyšlo najevo, že šťovík alpský tvoří 12 % všech nových semenáčků na zkoumaných degradovaných lučních porostech. Šťovík se tak stal třetím nejhojnějším vysemeněným druhem.

Mapování ploch zamořených invazivními druhy probíhá v současné době terénními výzkumy. Vzhledem k rychlému šíření těchto rostlin a víceletému procesu sanace zamořených oblastí se terénní práce opakují každý rok. Analýza obrazových dat dálkového průzkumu Země (DPZ) by v případě klasifikace ploch těchto rostlin mohla zjednodušit plánování prací a zároveň by mohla zjednodušit odhad aktuálního rozšíření invazivních bylin.

Mapování lučních ekosystémů na území KRNAP je dlouhodobou součástí strategie národního parku. Stěžejním předmětem zájmu jsou především druhově bohatá původní společenstva, kterých postupně ubývá. Mapování těchto společenstev probíhá v současné době terénním výzkumem. Využití analýzy obrazových dat DPZ ke klasifikaci druhů lučních společenstev by mohlo výrazně usnadnit hodnocení aktuálního stavu luk v KRNAP a mohlo by poskytnout nástroj pro komplexní analýzu výskytu jednotlivých společenstev. U klasifikace luk pomocí obrazových dat DPZ je důležité stanovení vhodné úrovně legendy, především v závislosti na prostorovém a spektrálním rozlišení obrazových dat.

1.3 Problematika hodnocení a klasifikace vegetace

K hodnocení zdraví vegetace slouží indikátory, které lze dělit na biochemické a biofyzikální. Důležitým biochemickým indikátorem jsou pigmenty obsažené v listech, jako je chlorofyl, či karotenoidy. Obsah chlorofylu indikuje zdraví dané rostliny a je zároveň velmi dobrým spektrálním příznakem (Si et al., 2012, Sampson et al., 2003, Malenovský et al., 2013).

Jedním z biofyzikálních indikátorů, použitých v této práci je fAPAR (*Fraction of absorbed photosynthetically active radiation*). Vztahem vegetačních indexů a fAPAR se zabýval například Fensholt et al. (2004). Nejčastěji využívaným indexem pro predikci fAPAR je NDVI (*Normalized*

difference vegetation index), jejichž vztah je většinou lineární (Fensholt et al., 2004, Myneni a Williams, 1994).

Hojně využívaným biofyzikálním indikátorem je také index listové plochy (LAI). Tento index velmi často slouží jako indikátor dostatečného pokrytí a tím pádem dostatečné „síly“ a vitality daného společenstva. Statisticky a spektrálně lze nalézt vztah mezi LAI a vlastním spektrem a je možné jej použít jako biofyzikální parametr a příznak pro jednotlivé druhy rostlin (Darvishzadeh et al., 2008). Při tvorbě vegetačních indexů závislých na LAI se však vyskytuje častý problém saturace LAI (Broge a Leblanc, 2000). Tento problém se projevuje snížením citlivosti indexu vůči LAI směrem k větším vlnovým délkám. Z literatury vyplývá, že touto hranicí je hodnota LAI = 2 – 3 (Wang, 2007).

Pellikka a Gonsamo (2012) využili ve své práci možnosti specializovaných indexů pro LAI k predikci této veličiny a výpočtu LAI pro celý snímek. Tomuto předcházela tvorba vegetačního indexu, který by byl dostatečně citlivý vůči LAI. Toho bylo docíleno tím, že do již existujícího indexu ISR (*Infrared simple ratio*) byl autory přidán normovací prvek. Byl tak vytvořen redukovaný index RISR (*Reduced infrared simple ratio*). Nový vegetační ukazatel lépe koreluje s LAI, jelikož byl redukcí odstraněn vliv půdy na odrazivost rostlin. Samotný princip redukce byl převzat ze stávajícího indexu RNDVI (*Reduced NDVI*), tedy redukovaného NDVI. Jako redukující složka zde posloužilo pásmo z červené oblasti spektra, výsledný index má tvar:

$$\frac{\text{NIR}}{\text{SWIR}} \times \frac{\text{RED}_{\max} - \text{RED}}{\text{RED}_{\max} - \text{RED}_{\min}}$$

K samotné analýze LAI byla následně použita regresní analýza.

Cílem při stanovení LAI je strukturální charakteristika listu, která se nemění v rámci stejné rostliny, na rozdíl od obsahu chlorofylu. Obsah chlorofylu v listech a především kolísání jeho obsahu list od listu je zároveň také jedním z problémů při stanovování indexu LAI. Vzhledem k tomu, že hodnota LAI je závislá na odrazivosti listu, je zde podstatné se zabývat veličinou, která odrazivost ovlivňuje. Co možná neúčinnějšího odstranění vlivu chlorofylu na odrazivost se pokusili docílit Haboudane et al. (2004) pomocí vegetačních indexů. Autoři se rozhodli pozměnit dva stávající indexy. Prvním byl MCARI (*Modified chlorophyll absorption ratio index*). Index pracuje s poměrem vlnových délek 700 a 670, které se nacházejí v oblasti *red edge* a které jsou velmi citlivé na změnu obsahu chlorofylu. Vlnové délky z oblasti *red edge* (700 nm) jsou v nově navrženém indexu nahrazeny vlnovými délkami z oblasti NIR (800 nm). Druhým modifikovaným indexem byl TVI (*Triangular vegetation index*). Tento index využívá maximálních hodnot v zelené oblasti spektra, inflexního bodu na rozhraní červené oblasti a NIR oblasti spektra a minimální odrazivosti v oblasti červeného spektra. Dohromady tak tyto body tvoří trojúhelník. I zde byla hodnota inflexního bodu, který je citlivý vůči obsahu chlorofylu, nahrazena hodnotou z oblasti NIR. Práce probíhaly na datech ze senzoru CASI. (Haboudane et al., 2004).

Ze studované literatury dále vyplývá, že se mnoho autorů stále zaměřuje na výzkum použití indexu NDVI ve vztahu k parametrům LAI a fAPAR. Existují však také práce, kde se naopak

nepotvrdila závislost NDVI a LAI (Lee et al., 2004). U každého výzkumu je proto třeba uvažovat specifické podmínky příslušné práce, jako jsou studované objekty, použitá obrazová data a jejich kvalita, naměřená pozemní data a další externí vlivy. Přehled vegetačních indexů, které mají vztah k biofyzikálním parametrům velmi široce popisuje ve své publikaci Liang (2004) nebo například Jensen (2007). Velmi dobrý přehled o vegetačních indexech pro mapování invazivních druhů pomocí hyperspektrálních dat podává přehledně Pu (2012).

V postupu vedoucím ke klasifikaci rostlin jsou ve velké míře využívány modely radiativního transferu (RT), které lze využít také v inverzní podobě (Darvishzadeh et al., 2011, Haboudane et al., 2004). Stejně významnými metodami jsou statistické regresní metody, které slouží na jedné straně k nalezení částí spektrální křivky, která vysvětluje největší část variability daného jevu a na druhé straně může analyzovat například největší faktory snižování biodiverzity v dané lokalitě (Klimek et al., 2007). Darvishzadeh et al. (2011) srovnávali modely RT, vegetační indexy a statistickou metodu PLSR (*Partial least squares regression*). Výsledkem bylo, že využití modelů RT je pro účel modelování LAI nejpřesnější a lze jimi v určitých případech nahradit statistické metody i vegetační indexy. Jejich užití však vyžaduje vstup řady parametrů, které je třeba laboratorně určit (viz kap. 2.3) Z tohoto důvodu nebyly modely RT využity v této práci. Autoři dále uvádějí, že nejideálnější vlnové délky pro konstrukci indexů citlivých vůči LAI byly nalezeny v oblastech NIR a SWIR. Přínos pásma SWIR pro vztahy vůči LAI popisují také Lee et al. (2004) a Brown et al. (2000).

1.4 Identifikace výzkumného problému

Pro správu KRNAP má velký význam jak monitoring lučních společenstev, která patří k nejcennějším ekosystémům tohoto chráněného území, tak monitoring invazivních druhů, jejichž šíření narušuje a ohrožuje cenné ekosystémy. Monitoring invazivních druhů a lučních horských společenstev je v ČR prozatím prováděn pozemními měřeními. Stanovení postupu, který by přinesl klasifikační algoritmus takových druhů, by byl velkým přínosem k praktickému managementu těchto rostlin a společenstev. V případě lučních společenstev je cílem práce také zpřesnění dosud provedených klasifikací (Pomahačová, 2012) v totožném či podobném modelovém území. Vegetační indexy byly vybrány jako hlavní prostředek k určení příznaků jednotlivých klasifikovaných tříd. Princip vylepšení stávajících metod užití vegetačních indexů bude spočívat ve využití konkrétních biochemických a biofyzikálních parametrů rostlin (LAI, obsah chlorofylu, fAPAR) ke stanovení vhodných pásem pro tvorbu vegetačního indexu. Vztah vegetačních indexů a biofyzikálních parametrů LAI, fAPAR a obsahu chlorofylu však není bezproblémový. Současná literatura shrnuje aktuální základní problémy: saturace těchto parametrů při výpočtu vegetačního indexu (Wang, 2007) a vzájemné ovlivnění LAI a obsahu chlorofylu (Haboudane et al., 2004). Dalším zmíněným problémem byla velká obtížnost odlišení dvou rostlinných druhů pomocí vegetačního indexu založeného na dvou vlnových délkách (Wang, 2007).

1.5 Cíle práce

Na základě výše uvedeného rozboru dané problematiky jsou cíle práce následující:

- klasifikace vybraných invazivních druhů rostlin a lučních společenstev s využitím hyperspektrálních dat v zájmovém území KRNAP
- navržení metody klasifikace vybraných invazivních druhů rostlin a lučních společenstev z hyperspektrálních dat pomocí vývoje nových vegetačních indexů, které by byly navrženy pro konkrétní klasifikované třídy lučních společenstev a invazivních druhů
- snaha o navržení těchto vegetačních indexů tak, aby předcházely problémy ve vztahu LAI a obsahu chlorofylu (saturace a vzájemné ovlivnění veličin) uváděné v literatuře
- vytvoření map biofyzikálních parametrů, které by vypovídaly o zdravotním stavu vegetace v Krkonoších

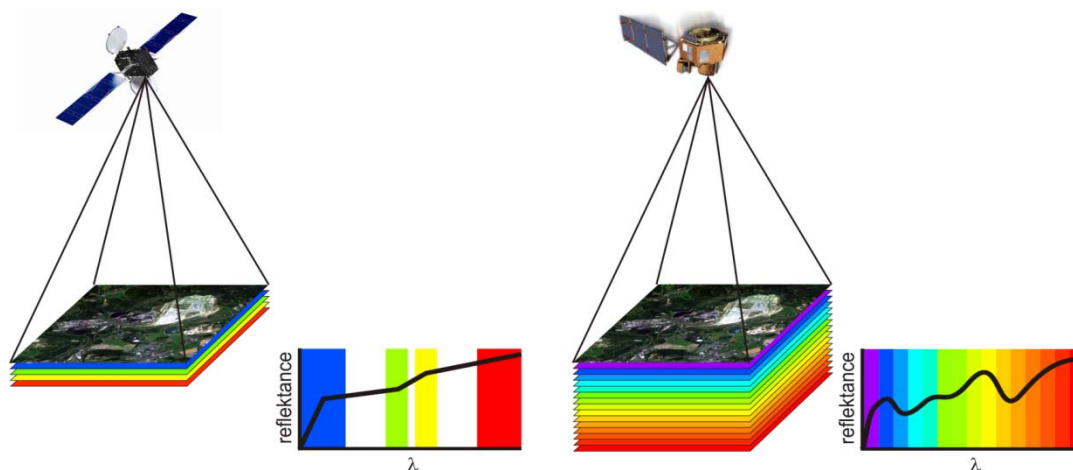
KAPITOLA 2

Problematika hyperspektrálních dat

Tato diplomová práce je založena na využití hyperspektrálních leteckých dat. Využití hyperspektrálních dat přináší řadu výhod oproti dostupnějším multispektrálním datům. Na druhé straně se však jedná o zcela specifický obor, který se od ostatních oborů DPZ vyčleňuje specifickými problémy. Tato kapitola se věnuje přiblížení základních principů a nejdůležitějších aspektů práce s hyperspektrálními daty.

2.1 Základní principy obrazové spektroskopie

Hyperspektrální DPZ, neboli „obrazová spektroskopie“, je termín, který se obecně používá pro práci s daty o velkém počtu úzkých spektrálních pásem. Spektroskopie je vědní obor, který se zabývá vznikem a vlastnostmi spekter elektromagnetického záření. V rámci spektroskopie tak lze díky velkému počtu úzkých spektrálních pásem zkoumat vlastnosti předmětů a látek mnohem podrobněji. Na rozdíl od multispektrálních dat lze proto provádět nejen kvalitativní, ale také kvantitativní analýzy. U hyperspektrálních dat se většinou jedná o desítky až stovky pásem, které jsou snímány v úzkých spektrálních intervalech (řádově 10 nm) a které na sebe (na rozdíl od multispektrálních dat) navzájem navazují. Výsledný spektrální kanál je pak výsledkem integrace záření z určitého intervalu vlnových délek záření o nenulové šířce. Spektrální rozlišení, tedy schopnost senzoru rozlišit změny mezi spektrálními pásmy v elektromagnetickém spektru (Jensen, 2007), je hlavním rozdílem hyperspektrálních a multispektrálních dat (obr. 1). Druhým výrazným rozdílem multispektrálních a hyperspektrálních dat je spojitost měření. Hyperspektrální data jsou na rozdíl od multispektrálních snímána spojitě, lze tak studovat odrazivost příslušného objektu na spojitém rozsahu vlnových délek. Příkladem významného jevu, který lze na rozdíl od multispektrálních dat sledovat pomocí hyperspektrálních dat, je konkrétní pozice inflexního bodu spektrální křivky mezi oblastí červeného spektra a blízkého infračerveného (NIR, 750 – 1400 nm), nazývaného Red-Edge (670 – 780 nm) (Sahoo, 2010).



Obr. 1 Rozdíl spektrálního rozlišení multispektrálního a hyperspektrálního senzoru

(Zdroj: Mišurec, 2011)

Velký počet spektrálních pásem s sebou však nese problém nadbytečnosti dat, která je dána silnou vzájemnou korelací jednotlivých spektrálních pásem. U hyperspektrálních dat je také běžné, že část spektrálních pásem je značně ovlivněna šumem. Při stanovení konkrétního úkolu je tedy zapotřebí konkretizovat objekt výzkumu, jehož spektrální projev je často obsažen pouze ve vybraných pásmech. Z tohoto důvodu se pro určité typy úloh využívají transformace obrazu, například pomocí metody hlavních komponent (PCA – *Principal component analysis*), která kondenzuje obsaženou informaci do malého počtu hlavních komponent. Tímto postupem se lze také zbavit spektrálních pásem, značně ovlivněných šumem (Thenkabail et al., 2012). Druhým problémem je pak velikost dat, jelikož s rostoucím počtem spektrálních pásem, roste také objem dat. Zpracování hyperspektrálních dat tak přináší vysoké nároky na úložné kapacity a na hardwarový výkon.

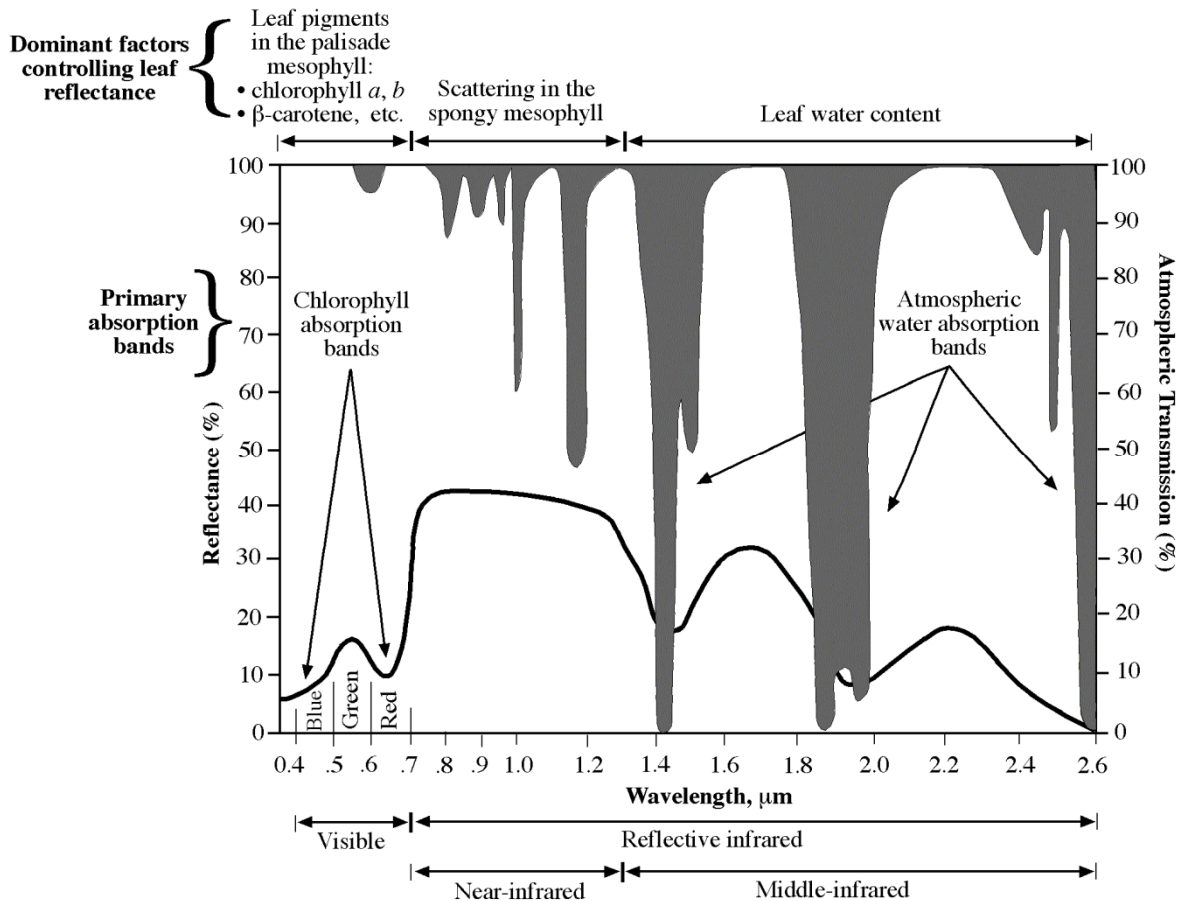
Využití hyperspektrálního DPZ je velmi široké. Významnou funkci plní v geologických vědách a při studiu vlastností půd, kde je široce využito pásma SWIR (Short-wave infrared, 1400 – 3000 nm), kde se projevují významné absorpční vlastnosti různých minerálů a prvků (Ben-Dor, 2012). Výzkum vegetace pomocí hyperspektrálních dat nabývá taktéž nové dimenze, především díky pásmu NIR (Borengasser et al., 2008).

2.2 Spektrální projevy vegetace

Tato kapitola si klade za cíl stručně popsat základní charakteristiku a aspekty snímání vegetace pomocí metod DPZ. Budou popsány principy, které je nezbytné zmínit při práci s vegetací v rámci DPZ, a především z hlediska obrazové spektroskopie. Vegetace pokrývá cca 70 % kontinentálního povrchu Země, přičemž výrazně ovlivňuje ekosystémy, globální i lokální podnebí či zemědělství. Proto je předmětem rozsáhlých vědeckých aktivit. Nejvýznamnějším procesem, kterým vegetace interaguje s dopadajícím slunečním zářením, je fotosyntéza. Stěžejním prvkem pro tento proces je obsah chlorofylu v chloroplastech listů rostlin. Struktura listů a obsah chemických látek a jejich

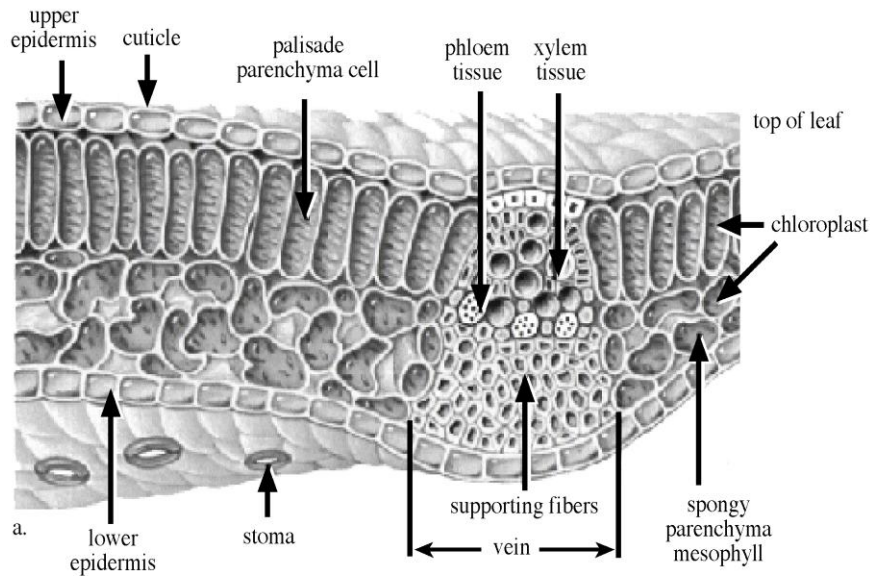
interakce s elektromagnetickým zářením má přímý vliv na spektrální projev vegetace v obrazových datech DPZ (Jensen, 2007).

Spektrální projev vegetace je odrazem struktury listu, obsahu pigmentů, dalších chemických látek, jako je dusík, celulóza a obsahu vody v listu (Peterson a Running, 1989). Při hodnocení vegetace je pak vždy nutné zohlednit úroveň hodnocení, zda se jedná o úroveň listu, koruny, či porostu. Hlavní faktory, které mají vliv na odrazivost listů, jsou zobrazeny na obr. 2. Mezi hlavní biochemické parametry patří obsah pigmentů (chlorofyl a karotenoidy), obsah anthokyaninů a obsah celulózy a ligninu.



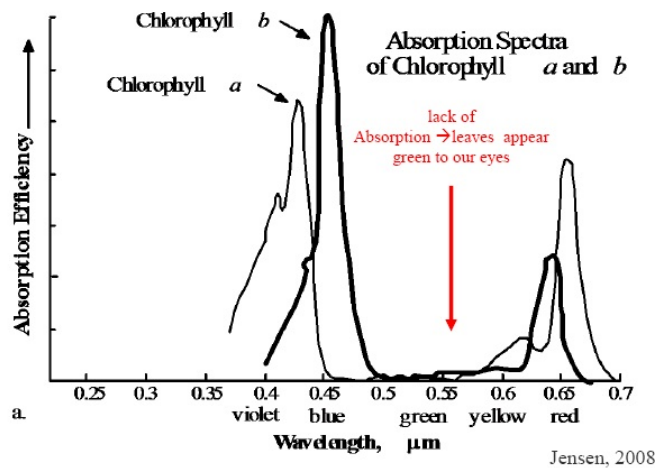
Obr. 2 Spektrální křivka odrazivosti listu a hlavní faktory odrazivosti (Jensen, 2007)

Z biochemických látek má velmi významnou úlohu právě obsah chlorofylu v listu, jelikož chlorofyl je citlivý vůči přírodním podmínkám a zároveň má velmi významný vliv na optické vlastnosti listu a celkovou odrazivost listu (Zhang, 2012). Listové pigmenty chlorofyl a, b a β-karoten jsou obsaženy v části palisádového mezofylu (obr. 3).



Obr. 3 Struktura zdravého listu (Jensen, 2007)

Společně jsou tak nejvýznamnějšími látkami ovlivňujícími reflektanci a absorpci záření ve viditelné části spektra (350 – 700 nm). Chlorofyl *a* a *b* se projevují dvěma výraznými absorpčními pásmy (obr. 4) na vlnových délkách 430 nm (Chl-*a*) a 450 nm (Chl-*b*), a dále pak na vlnových délkách 650 nm (Chl-*b*) a 660 nm (Chl-*a*) (Hollaus, 2011). Absorpce v červené oblasti elektromagnetického spektra je typická pro vegetaci a napomáhá při výpočtech obsahu chlorofylu (Jensen, 2007). V zelené oblasti spektra se pak nachází silná odrazivost, která způsobuje zelenou barvu vegetace.

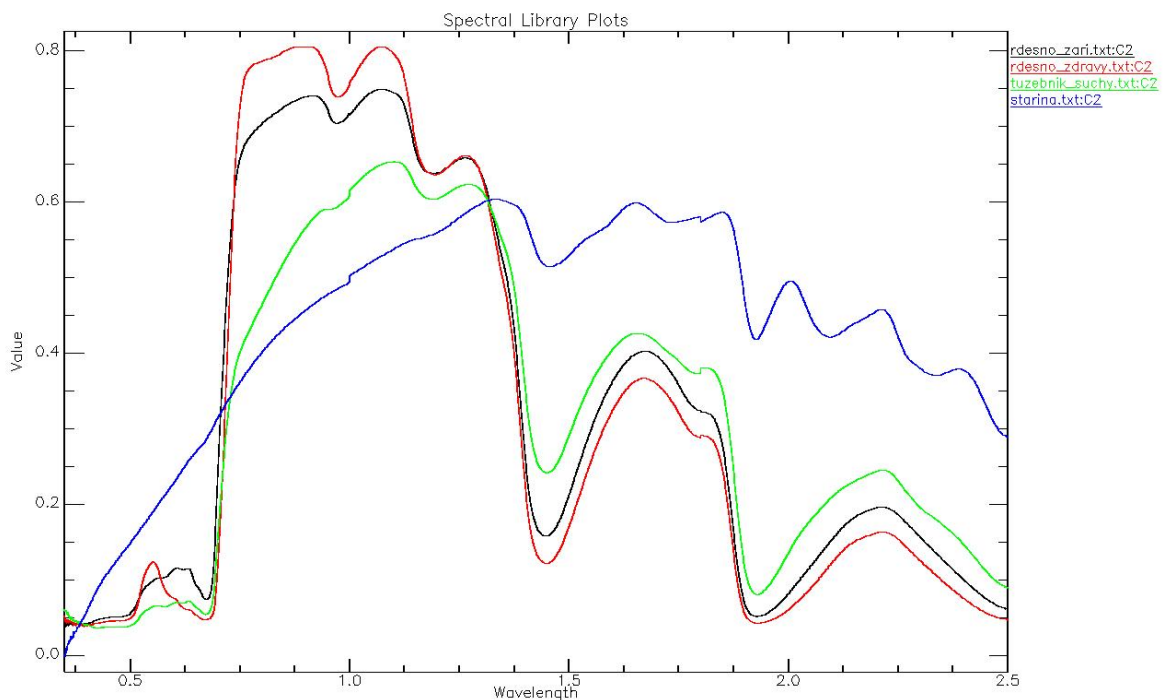


Obr. 4 Absorpční křivka chlorofylu *a*, *b* (Hollaus, 2011, Jensen, 2008)

Absorpce a reflektance listu v oblasti NIR jsou pak výsledkem rozptylu NIR záření v houbovitém parenchymu (mezofylu), který se nachází pod palisádovým mezofylem. Zde dochází k vícenásobnému odrazu záření od buněčných stěn. Spektrální projev vegetace v oblasti NIR záření je proto charakteristický prudkým nárůstem reflektance a transmittance v intervalu vlnových délek mezi cca 700-800 nm. Tato oblast se nazývá „Red-edge“ a je pravděpodobně nejvíce studovanou oblastí spektra vegetace (Schlerf a Atzberger, 2001). Při analýzách se zkoumá především pozice

inflexního bodu spektrální křivky v této oblasti, který je velmi významný při hodnocení zdravotního stavu vegetace a také při výpočtu některých vegetačních indexů (Jensen, 2007). Určení přesné polohy REIP (Red-edge inflection point) je možné pouze pomocí hyperspektrálních dat (Jensen, 2007). Větší obsah chlorofylu v listech způsobuje rozšíření absorpčního pásma v červené oblasti spektra a posunu REIP směrem do větších vlnových délek (Cho, Skidmore a Atzberger, 2006). Naopak úbytek chlorofylu znamená posun REIP směrem do kratších vlnových délek, což signalizuje končící vegetativní období rostliny, stres či špatný zdravotní stav vegetace. Absorpce záření v NIR od cca 800 nm se pohybuje mezi 5 a 10 % (Jensen, 2007). Výsledná odrazivost je pak ovlivněna také aditivní odrazivostí, kdy k celkové hodnotě reflektance přispívají částečně také listy v nižších úrovních rostliny. Při analýzách je nutné počítat také s absorpčními pásmy vody na vlnových délkách 920-980 nm (Tucker, 1978).

Příklady spektrální křivky odrazivosti pro různé stavy vegetace jsou zobrazeny v grafu na obrázku 5. V rozdílu černé a červené křivky je vidět částečný posun oblasti Red-edge u rostliny na konci vegetativního období. Tato rostlina zároveň vykazuje značně zkrácenou absorpci chlorofylu v červeném oboru spektra. Křivka tužebníku (Filipendula vulgaris), který byl již téměř suchý v době měření spektra, ukazuje téměř nulový obsah zelených pigmentů a také strukturální destrukci rostliny. Křivka stařiny, tedy suchého sena, již viditelně nepřipomíná charakteristickou křivku vegetace. Dále je patrné, že se v rostlině již nachází minimum vody, jelikož vodní absorpce jsou značně redukovány.



Obr. 5 Příklad spektrální křivky odrazivosti vegetace zdravé (červená křivka), na konci vegetativního období (černá křivka), usychající (zelená křivka) a suché (modrá křivka) (Zdroj: autor)

Spektrální projev vegetace v oblasti SWIR je výrazně ovlivněn absorpcemi vody, jak v atmosféře, tak vody obsažené v listu. Tato absorpční pásma mají středy na vlnových délkách 1190 nm, 1450 nm, 1940 nm a 2700 nm (Jensen, 2007).

Dosud zmíněné parametry popisují především zkoumání vegetace na úrovni jednotlivých listů (leaf-level). Při analýze obrazových dat však nikdy není možné předpokládat ideální podmínky, tedy jednu vrstvu stejně orientovaných listů. Proto se vyčleňuje zkoumání vegetace na úrovni korun (canopy-level), kde se pracuje se strukturálními parametry rostliny jako celku. Poslední úroveň je pak zkoumání na úrovni celého porostu, kde hrají roli parametry popisující vlastnosti celého společenstva, jako je hustota stromů, druhové zastoupení, atd.

K určení biofyzikálních parametrů lze využít empirických přístupů, které však mohou mít různé nevýhody. Alternativou je pak k simulaci optických vlastností listů na základě biochemických a biofyzikálních parametrů a obráceně k modelování biochemických parametrů na základě optických/spektrálních informací využití modelů radiativního transferu (RT). U těchto modelů je striktně odlišena úroveň listu a úroveň koruny. Nejznámějším modelem pro simulace vztahů spektra a biochemických parametrů na úrovni listu je model RT PROSPECT (Jacquemoud a Baret, 1990). Modelem pro simulaci tohoto vztahu na úrovni korun je model RT SAIL (Verhoef, 1984). Spojením těchto dvou modelů RT vznikl model PROSAIL, který kombinuje obě úrovně dohromady. Modely RT byly úspěšně využity také při modelování biofyzikálních parametrů rostlin, jako je například LAI (Darvishzadeh et al., 2008) a především pak při konstrukci vegetačních indexů (Gonsamo a Pellikka, 2012).

Studium vegetace na úrovni koruny a na úrovni porostu přináší řadu dalších parametrů, které ovlivňují přicházející a odražené záření. Ne všechny rostliny pokrývají svými listy absolutně zemský povrch. Například u travin tvoří půda určitou část z naměřeného dopadajícího záření pro daný pixel. Tento parametr se nazývá *Canopy closure* a vyjadřuje podíl pokryté půdy listovou plochou. Dalším parametrem je index listové plochy (LAI), který je blíže popsán v kapitole 4.2.2. Hodnotit však lze také natočení listů (*Leaf-angle-distribution – LAD*), jelikož to se může měnit v průběhu dne a každá rostlina může mít navíc výchozí natočení listů jiné (Jensen, 2007).

2.3 Teorie tvorby vegetačních indexů

Vegetační indexy byly vytvářeny již od roku 1969, kdy C. F. Jordan popsal *Simple ratio index* (NIR/RED). Při tvorbě vegetačních indexů je často postupováno tím způsobem, že jsou pro danou rostlinu či parametr dány do poměru absorpční a neabsorpční vlnové délky. Využity jsou tak absorpční vlastnosti dané rostliny, respektive její chemické složení, struktura či pokryvnost (Roberts et al., 2012). Tímto způsobem je postavena řada známých indexů zaměřených na vegetaci, například NDVI, SR (*Simple ratio*), EVI (*Enhanced vegetation index*), NDWI (*Normalized difference water index*) a další. Tyto indexy popisují rostliny jako celek, jelikož využívají společných spektrálních vlastností všech rostlin (nízká odrazivost v červeném spektru a vysoká odrazivost v NIR, absorpční pásma vody, atd.).

V případě, že je nový vegetační ukazatel vytvářen za účelem predikování určitých fyziologických vlastností rostlin, musí být prokázána pozitivní korelace mezi tímto jevem a hodnotami indexu (Roberts et al., 2012). Takto byla vytvořena řada indexů, které popisují obsah

látek v listech, například indexy popisující obsah vody v listech NDMI (*Normalized difference moisture index*) a MDWI (*Maximum difference water index*).

Hodnoty vegetačního indexu pak podávají různé informace o snímané vegetaci, například o struktuře listů (index listové plochy, obsah biomasy či opadaná biomasa a fAPAR), biochemických vlastnostech rostlin (obsah látek – celulózy, chlorofylu, dusíku, ligninu, ...), nebo o biofyzikálních vlastnostech rostlin (stres, obsah vody, fyziologie rostlin).

V současné době vycházejí autoři indexů většinou ze stávajících indexů, které se různými způsoby upravují. Jednalo se často o experimentální pokusy zahrnující všechna dostupná spektrální pásma (Zarco-Tejada et al., 2001; Gong et al., 2003) nebo o dosazení všech pásem do obecných tvarů indexů (Tian et al., 2011). Tian stanovil základní tvary možných operací s pásmo:

$$\frac{R_{\lambda_1}}{R_{\lambda_2}R_{\lambda_3}}, \quad \frac{R_{\lambda_1}}{R_{\lambda_2}+R_{\lambda_3}}, \quad \frac{R_{\lambda_1}-R_{\lambda_2}}{R_{\lambda_1}+R_{\lambda_3}}, \quad \frac{R_{\lambda_1}-R_{\lambda_3}}{R_{\lambda_2}-R_{\lambda_3}}, \quad \frac{R_{\lambda_1}-R_{\lambda_2}}{R_{\lambda_1}+R_{\lambda_2}-2 \times R_{\lambda_3}}$$

Zajímavým postupem byl statistický přístup k tvorbě nového indexu pomocí dekompozice spektrální křivky na složky vegetace, půdy a vody (Muramatsu et al., 2000). Tvorba indexu je možná také na základě prvních derivací spektra (Roberts et al., 2012).

Vzhledem k neustálým snahám o zvýšení přesnosti rozpoznávání, klasifikace a odhadu různých parametrů vegetace, byly vyvíjeny různé modifikace známých indexů tak, aby byly odstraněny jejich nedostatky a vlivy jiných povrchů (například půdy). Za tímto účelem byla do základních tvarů rovnic známých indexů dosazována nová pásma, či přidávány koeficienty (Gitelson, 2004). U známého vegetačního indexu NDVI se jednalo například o odstranění vlivu půdy a suché biomasy v pozadí rostlin. Tyto snahy znamenaly často přidání třetího spektrálního pásma do rovnice indexu (Haboudane et al., 2004; Eitel et al., 2006; Wang, 2007; Wang, 2012; He et al., 2006). Cílem bylo zvýšení variability informace, která je standardně vysvětlována pomocí dvou pásem.

Původně byly vegetační indexy vytvářeny pro multispektrální data. V této práci byla využita hyperspektrální data, která nabízejí mnohem větší počet spektrálních pásem, s nimiž lze ve vegetačním indexu pracovat. Modifikace multispektrálních indexů na hyperspektrální data je proto jednou z častých metod tvorby nových indexů (Thenkabail et al., 2000).

Souhrn metod využívaných k tvorbě vegetačních indexů obsahuje tabulka 1.

Velmi častou metodou při vývoji a především při testování nových vegetačních indexů je použití modelů radiativního transferu (RT), kdy je možné simulovat chování indexu pro libovolné hodnoty vstupních parametrů. Mezi tyto modely řadíme například model SAIL (Verhoef, 1984), který simuluje odrazivost na úrovni společenstva (přeneseně na úrovni „koruny“ stromu) a dále pak model PROSPECT (Jacquemoud a Baret, 1990), který simuluje spektrální odrazivost na úrovni listu. Oba tyto modely jsou často párovány do jednoho modelu RT, PROSAIL (Jacquemoud, 1993), který modeluje spektrální odrazivost celého systému, jak na úrovni listu, tak na vyšší úrovni celé rostliny či celého společenstva. Díky simulovaným hodnotám těchto modelů lze testovat vegetační indexy v široké škále různých modelových situací a díky tomu lze vyvinout vegetační index, který je účinný na různých vstupních datech a v různých testovaných územích. Úskalím těchto modelů je především

počet proměnných, který musí být znám při zadávání výpočtu. U modelu PROSPECT se jedná například o obsah chlorofylu, obsah karotenoidů, obsah celulózy, vody a strukturní parametr N . K nutné reparametrizaci modelu a k určení parametru N je pak zapotřebí křivky transmitance, kterou lze zjistit pouze snímáním spektra v tzv. integrační sféře (obr. 6), která umožňuje snímání pronikajícího záření skrz měřený objekt.

Testování nových indexů lze provádět jednak pomocí modelů RT, ale také pomocí analýzy citlivosti, která dokazuje, zda je daný index dostatečně citlivý vůči parametru či objektu, který má popisovat. Obě metody lze také vzájemně kombinovat. Někteří autoři takto vybírali z velkého množství navržených indexů ten nejvhodnější (Zarco-Tejada et al., 2001; Gong et al., 2003; Thenkabail et al., 2000; Tian et al., 2011), ostatní autoři tak prokazovali vhodnost navrženého indexu.

Tab. 1 Metody tvorby nových vegetačních indexů lze shrnout do následující tabulky

Metoda	cit.
Modifikace multispektrálních indexů na hyperspektrální	Thenkabail et al. (2000)
Tvorba nového indexu vytvořením poměrů všech pásem se všemi a následné vyhodnocení pomocí regresní analýzy	Zarco-Tejada et al. (2001); Gong et al. (2003)
Tvorba nového indexu dosazováním všech pásem do obecných tvarů indexů	Tian et al. (2011)
Tvorba nového indexu pomocí dekompozice odrazivostní křivky	Muramatsu et al. (2000)
Modifikace stávajících indexů na základě fyziologických vlastností konkrétní rostliny	Wang (2012)
Modifikace stávajících indexů zvýšením váhy jednotlivých pásem	Gitelson (2004); Wang (2012); Zarco-Tejada et al. (2001)
Modifikace stávajících indexů záměnou pásem za nová při zachování matematické operace	Haboudane et al. (2004); Eitel et al. (2006)
Modifikace stávajících indexů přidáním třetího a více pásem či členů	Wang (2007); Wang (2012); He et al. (2006)
Modifikace stávajícího indexu ubráním třetího pásma	Jiang et al. (2008)
Modifikace stávajícího indexu normováním	Pellikka a Gonsamo (2012)



Obr. 6 Integrační sféra ASD (Zdroj: www.asdi.com)

2.4 Přehled současných hyperspektrálních senzorů

V současné době existuje řada hyperspektrálních senzorů, z nichž většina je konstruována pro letecký nosič, menší část pak pro orbitální nosič.

Prvním orbitálním hyperspektrálním senzorem byl Hyperion (družice EO-I), který byl vypuštěn v roce 2000. Mezi další orbitální senzory se řadil například CHRIS (družice PROBA), který je v současné době již mimo provoz. V přípravě se nachází projekt HypIRI, který by měl být zahájen v roce 2022. Také je připravována mise senzoru EnMap, která je plánována na rok 2015. Širokému rozvoji hyperspektrálních senzorů na družicových nosičích brání vysoká technologická náročnost výroby, kdy jsou hlavními problematickými body poměr signálu a šumu (SNR), který je při snímání úzkých pásem nízký a potenciální velikost dat z kontinuálního snímání, která dává vysoké nároky na přenosovou kapacitu.

Většího rozvoje se dočkala hyperspektrální technologie na leteckých nosičích. Tabulka 2 nabízí přehled v současné době nejběžněji používaných senzorů.

Tab. 2 Přehled hyperspektrálních leteckých senzorů

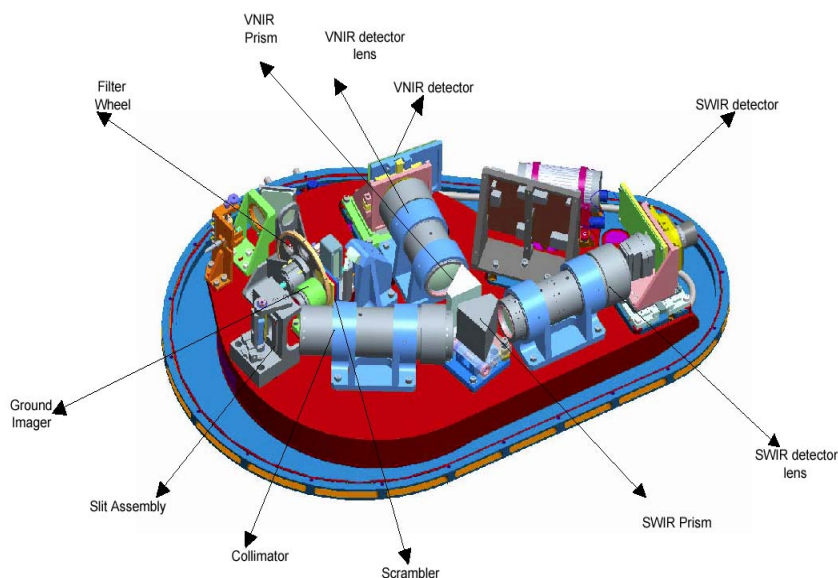
Senzor	rozsah snímání (nm)
AISA EAGLE	400 - 970
AISA HAWK	970 - 2500
APEX	410 - 2450
AVIRIS	400 - 2500
CASI-550	400 - 1000
DAIS 7915	430 - 12300
EPS-H	430 - 12500
HyMap	450 - 2480
HySpex	400 - 2500
SASI-600	950 - 2450

Senzor APEX (Airborne Prism Experiment) je výsledkem společného belgicko-švýcarského projektu PRODEX¹ (University of Zurich, VITO), který je financovaný Evropskou kosmickou agenturou (ESA). Cílem projektu je kalibrace a validace současných a budoucích orbitálních senzorů (Meuleman, 2012). První prototyp senzoru byl sestaven v roce 2007, přičemž celý projekt byl zahájen v roce 1991. V roce 2011 byla ukončena certifikace a testování a od té doby senzor slouží komerčním a vědeckým účelům. Vlastnosti senzoru APEX (obr. 7) jsou uvedeny v tabulce 3. Hlavní předností senzoru APEX je dosahování vyššího poměru signálu k šumu (Signal-to-Noise-Ratio – SNR) oproti ostatním srovnatelným senzorům (Hueni et al., 2012).

APEX je v současné době v počátku svého užívání, dosud byl použit pouze v několika výzkumech. Jednalo se o získání koncentrací NO₂ v ovzduší (Popp et al., 2012), dále pak výzkum variability primární produkce rostlin využitím odrazivosti chlorofylu (Damm et al., 2012). Podobně

¹ PRODEX - *PRO*gramme de *D*éveloppement d'*E*xpériences scientifiques je programem Evropské kosmické agentury (ESA) za účelem financování vývoje a výroby vědeckých přístrojů

cíle, jako má tato práce měl Laurent et al. (2012), který tvořil mapy LAI a chlorofylu pomocí Bayesova optimalizačního algoritmu. V neposlední řadě byla data APEX použita v práci Richtera et al. (2012), která se zabývala validací dat pořízených orbitálním senzorem EnMAP.²



Obr. 7 Konstrukce senzoru APEX (Meuleman, 2012)

Tab. 3 Technické vlastnosti senzoru APEX

	VNIR	SWIR
typ senzoru	pushbroom	pushbroom
typ snímače	CCD	CMOS
počet spektrálních pásem	< 334	198
spektrální rozsah	380 - 972 nm	941 - 2502 nm
spektrální rozlišení (FWHM) ³	0,6 - 6,3 nm	6,2 - 11 nm
Field of View (FOV) ⁴	28°	28°
Instantaneous Field of View (IFOV) ⁵	0,028°	0,028°
velikost pixelu při hladině letu 3000 - 5000 m	1,5 - 2,5 m	1,5 - 2,5 m
počet pixelů v jedné řádce	1000	1000
certifikovaný nosič	Dornier DO-228 (DLR)	Dornier DO-228 (DLR)

² EnMap - *Environmental Mapping and Analysis Program* je hyperspektrální orbitální senzor německé kosmické agentury (DLR)

³ FWHM – *Full Width at Half Maximum* je obecným parametrem popisující šířku elektromagnetické vlny, která je dána rozmezím, kde funkce dosahuje poloviny svého maxima

⁴ FOV – *Field of View* udává rozsah snímaného povrchu Země v daném okamžiku

⁵ IFOV - *Instantaneous Field of View* udává rozsah oblasti, ze které v daném okamžiku dopadá na detektor světelné záření

2.5 Základní zpracování hyperspektrálních dat

K transformaci dat a jejich klasifikaci bylo využito několika metod a přístupů, které jsou popsány v následující kapitole.

2.5.1 Transformace dat

Jednou z využitých metod transformace dat, která pomáhá snižovat dimenzionalitu dat a tím napomáhá odstraňovat nadbytečnou informaci je metoda *Principal component analysis* (PCA) (Bajwa a Kulkarni, 2012). Tato transformace vytváří v případě dat DPZ nový obraz, který obsahuje v malém počtu pásem koncentrovanou informaci ze spektrálních pásem původních dat. První tři pásma obsahují většinou 99 % veškeré informace z původních dat (Jones a Vaughan, 2010). Výsledkem transformace PCA může být stejné množství komponent, jako je vstupních spektrálních pásem, nicméně podíl obsažené informace ve čtvrté a vyšší komponentě se pohybuje většinou pod úrovní 0,5 % veškeré informace. Jak ale dále uvádí Jones a Vaughan (2010), v určitých situacích se může stát, že se jistý prvek projeví i v dalších komponentách, a proto je dobré tyto komponenty kontrolovat. Tato situace nastává dle Bajwy a Kulkarniho (2012) u tříd s malým zastoupením v obraze a v případě koncentrace na takové třídy je lepší využít jiných metod, nežli PCA.

Derivace spektra je metodou, která pomáhá filtrovat výrazné změny v průběhu spektrální křivky od ostatních, menších změn. První derivace spektra je využívána především k indikaci REIP (*Red-Edge inflection point*), který je významnou veličinou při hodnocení aktuálního zdravotního a vegetativního stavu vegetace. Hodnoty první derivace mají maxima v místech prudkých změn originálního spektra, naopak v místech lokálních maxim původní křivky mají nízké hodnoty. Jones a Vaughan (2010) dále uvádějí, že vrcholy první derivace spektrální křivky v sobě mohou obsahovat část informace o stresu vegetace, Smith et al. (2004) pro tento účel vytvořili poměr vrcholů na vlnových délkách 725 a 702 nm. Druhá derivace spektra je pak dle Jonese a Vaughana (2010) často necitlivá vůči půdě. Obě derivace jsou pak citlivé vůči obsahu chlorofylu-a (Blackburn, 1998).

Continuum removal je matematickou funkcí, která normalizuje původní spektrum za účelem analýzy hloubek absorpčních pásem zkoumaného objektu ze společné nulové hladiny (Kokaly, 2001). Principem je vytvoření konvexní obálky, která prochází lokálními maximy spektrální křivky. Výsledné spektrum vznikne podílem každé hodnoty odrazivosti původního spektra a příslušné hodnoty odrazivosti konvexní obálky. První a počáteční bod je tím pádem roven jedné (Mutanga et al., 2004).

2.5.2 Klasifikace

Klasifikace je metoda, ve které přiřazujeme jednotlivé pixely v obraze do tříd podle jejich společných spektrálních, případně dalších vlastností. Známé přístupy se dělí na neřízenou a řízenou klasifikaci.

Neřízená klasifikace je druh klasifikačních algoritmů, které jsou do určité míry nezávislé uživateli. K jejich spuštění není zapotřebí definování trénovacích množin, či vložení koncových čistých spekter. Tyto algoritmy většinou klasifikují na základě spektrálních statistik jednotlivých

pixelů, které následně shlukují do předdefinovaných skupin podle spektrální podobnosti (Borengasser et al., 2008). Řazení do výsledných shluků je specifické pro každou metodu, většinou se jedná o iterativní proces srovnávání každého pixelu s existujícími shluky. Proces je opakován, dokud není dosaženo odpovídající čistoty shluků (Jones a Vaughan, 2010). Uživatel na závěr přiřadí význam výsledným třídám. Nevýhodou těchto algoritmů může být nejasná interpretace výsledků a nemožnost přiřazení významu klasifikovaným třídám. Nejznámějšími klasifikátory jsou iterativní algoritmy *ISODATA* a *K-Means*.

Řízená klasifikace na rozdíl od neřízené vyžaduje definování trénovacích množin v obraze, kterým jsou přiřazeny konkrétní klasifikované třídy. Algoritmy následně hodnotí ostatní pixely v obraze vůči trénovacím množinám a následně je řadí do příslušných tříd. Jedním z nejpoužívanějších klasifikátorů je *Maximum likelihood*, který funguje na principu pravděpodobností, s jakými je daný pixel zařazen do každé z výsledných tříd (Jones a Vaughan, 2010). Dalším hojně využívaným klasifikátorem je *SAM (Spectral angle mapper)*. Tato metoda vyžaduje vložení koncových členů⁶, které jsou v tomto případě zároveň trénovacími množinami. Každý pixel v obraze je následně hodnocen podle spektrální podobnosti, vyjádřené velikostí spektrálního úhlu. Čím menší je výsledný úhel, tím je hodnocený pixel podobnější s příslušným koncovým členem (Borengasser et al., 2008). Jak uvádí Clark (1999), nevýhodou této metody je malá citlivost vůči změnám iluminace (osvětlení). Pokročilým algoritmem jsou pak neurální sítě (*ANN – Artificial neural network*). Tento algoritmus dokáže vyhodnocovat několik vstupních parametrů, různých druhů dat (Jones a Vaughan, 2010). Algoritmus pracuje na dvoufázovém principu, kdy v první, tzv. učící fázi, jsou vypočteny koeficienty algoritmu z trénovacích dat a ve druhé fázi jsou pomocí koeficientů aplikovány vypočtené vztahy na klasifikovaná data (Liang, 2004). Proces je opakován do doby, než není dosaženo optimální úrovně přesnosti (Jones a Vaughan, 2010). Na principu postupného učení pracuje také například algoritmus *SVM (Support vector machines)*, který je dobře využitelný při omezeném počtu trénovacích množin (Bajwa a Kulkarni, 2012). Výhodou algoritmů *ANN* a *SVM* je možnost využít ke klasifikaci také jiných parametrů, nežli spektrálních projevů pixelů. Ke klasifikaci některých tříd může pomoci přidání digitálního modelu terénu, sklonitosti půdy či půdní mapy.

Specifickým řízeným klasifikátorem jsou tzv. rozhodovací stromy (*Decision tree*). Do rozhodovacího stromu vstupují místo přímých obrazových dat tematické rastry a pomocné klasifikované obrazy, které mohou pokrývat různé aspekty. Může se jednat například o rastr sklonitosti, *DMT (Digitální model terénu)*, výsledek aplikace vegetačního indexu, hustota výskytu, atd. Může se ale jednat také o několik vegetačních indexů. Výsledkem klasifikace rozhodovacího stromu je vždy klasifikace všech pixelů s tím, že každý pixel je hodnocen postupně v hierarchii rozhodovacího stromu. Základním pravidlem je „ano – ne“, kdy má každý uzel definováno rozhodovací pravidlo, které má podobu matematického výrazu. Tento výraz je většinou v podobě

⁶ Koncový člen je spektrální křivka reprezentující cílovou klasifikovanou třídu v procesu klasifikace. Koncový člen je považován za čisté spektrum klasifikované třídy.

„parametr je větší/je menší než >hodnota<“. Rozhodovací stromy tak umožňují zahrnout více parametrů do klasifikace (Jones a Vaughan, 2010).

Naproti dosud jmenovaným klasifikátorům, které lze zařadit mezi tzv. „per-pixel“ klasifikace, lze využít také objektovou klasifikaci (OBIA – *Object-based image analysis*), která je též nazývána metodou „per-parcel“ (Jones a Vaughan, 2010).

Všechny dosud jmenované algoritmy klasifikací uvažují pixel jako homogenní plochu, reprezentující jednu klasifikovanou třídu (tzv. *hard classification*). Tento model chápání pixelu je ovšem pouze zjednodušením skutečnosti, jelikož ve skutečnosti je téměř každý pixel reprezentován smíšeným spektrem. Algoritmy zohledňující tento problém vytvářejí tzv. *soft classifications*. Spektrum smíšeného pixelu je tvořeno jednak různými druhy povrchů, které nemusí být zohledněny ve výsledné klasifikaci, pak hodnotíme daný pixel z pohledu klasifikace jako homogenní, a jednak může být tvořeno dvěma a více klasifikovanými třídami. V tomto případě je cílem určit procentuální podíl zastoupení jednotlivých tříd na ploše pixelu (Jones a Vaughan, 2010). Výsledkem této klasifikace tedy není jeden klasifikovaný obraz, ale soubor obrazů s procentuálním vyjádřením pravděpodobnosti zastoupení daného koncového členu v daném pixelu. Příkladem takového klasifikátoru je metoda *Linear spectral unmixing*.

Ke klasifikaci obrazu lze vedle výše zmíněných metod využít také vegetační indexy, které se obecně využívají pro hodnocení kondice/fyziologického stavu vegetace. Rešerši a vysvětlení principu vegetačních indexů obsahují kapitoly 1.3 a 2.3. V této práci byly vedle vývoje nových indexů hodnoceny také vybrané dosud publikované indexy, které jsou citlivé na změny biofyzikálních parametrů rostlin či se zaměřují na hodnocení zdraví vegetace. Jednalo se tedy o indexy, které mají deklarovanou citlivost vůči LAI, chlorofylu či struktuře listu. Dále zde byly vyzkoušeny vegetační indexy, které reagují na obsah vody v listech, jelikož tato vlastnost také indikuje zdraví rostliny a aktuální vegetační fázi (Roberts, Roth a Perroy, 2012). Přehled těchto vegetačních indexů zobrazuje tabulka v příloze 1. Tabulka je dělena dle členění podle typu konstrukce vegetačního indexu, které publikoval Broge a Leblanc (2000).

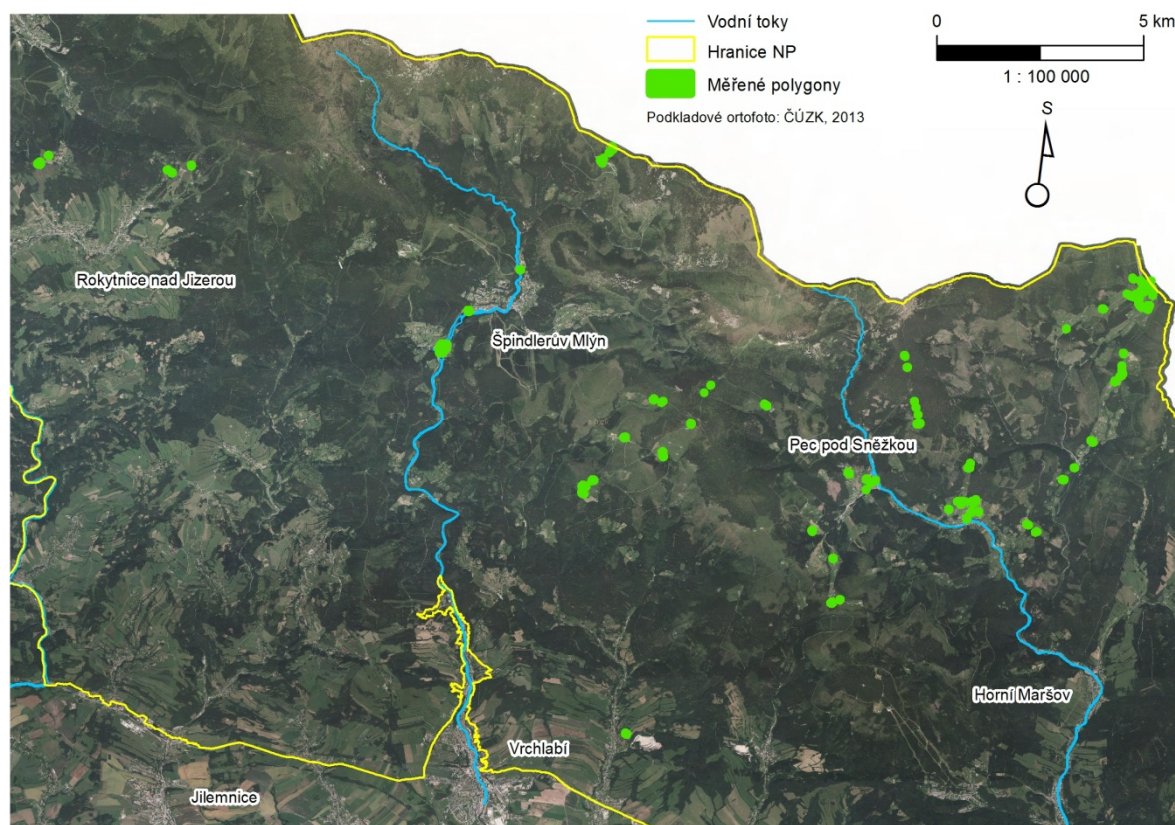
KAPITOLA 3

Předmět výzkumu

3.1 Sledované území

V této práci bylo využito dat z projektu EUFAR HyMountEcos, která pokrývají celé území KRNAP. Na západní straně je sledovaná lokalita ohraničena Kořenovem a Rejdicemi a na východní straně je ohraničena Pomezními boudami, Horními Albeřicemi a Svobodou nad Úpou.

V rámci území KRNAP byly vytipovány lokality s výskytem druhů a společenstev náležících ke klasifikovaným třídám legendy. Tyto lokality zahrnovaly místa s výskytem šťovíku alpského (*Rumex alpinus*), lupiny mnoholisté (*Lupinus polyphyllus*), různých druhů lučních společenstev (náležících do skupin smilkových či trojštětových luk) a lokality sběru spekter do spektrální knihovny druhů travin. Další lokality sloužily pro sběr spekter pro atmosférickou korekci leteckých dat. Tyto vstupní lokality, kde probíhala měření (mapa 1), byly rozmístěny po celém území Krkonoš tak, aby byly zastoupeny různé výškové stupně.



Mapa 1 Přehled měřených polygonů (Zdroj autor, ortofoto: ČÚZK, 2013)

3.2 Studované objekty

Tato práce se zabývá možnostmi klasifikace vybraných invazivních bylin a vybraných lučních společenstev v Krkonošském národním parku. V této kapitole budou představeny jednotlivé klasifikované třídy.

3.2.1 Invazivní rostliny

Při terénním průzkumu v létě 2012 byly za účasti biologa KRNAP identifikovány tři potenciální invazivní byliny, které splňovaly požadavek rozsáhlé pokryvnosti a hojného výskytu. Podmínky byly formulovány tak, aby bylo možné tyto druhy klasifikovat na leteckých obrazových datech. Předpokládaná velikost pixelu byla 3 metry, proto byl stanoven limit pro velikost měřených polygonů alespoň 10 x 10 m. Mezi zmíněné tři invazivní byliny patřil šťovík alpský (*Rumex alpinus*), lupina mnoholistá (*Lupinus polyphyllus*) a křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*). Do dalšího výzkumu byly zařazeny pouze šťovík alpský a lupina mnoholistá, jelikož během terénní kampaně nebylo možné změřit dostatečné množství dat pro křídlatku japonskou.

Šťovík alpský (*Rumex Alpinus*)

Šťovík alpský (obr. 8) je patrně nejvážnějším případem invazivní byliny v KRNAP. Tato původem alpská bylina se vyskytuje v Krkonoších cca od 16. století. V současné době se vyskytuje především na zamokřených plochách, ale hojně se rozmnožuje na nesečených loukách a kolem lidských obydlí.

Šťovík se šíří velmi agresivně, zároveň je velmi obtížné jej likvidovat v již zamořených oblastech. Agresivita jeho šíření je dána mimo jiné také velmi vysokou produkcí semen na jednu rostlinu (až několik tisíc), které mají schopnost klíčení i přes 10 let. Důležitou vlastností z hlediska DPZ je výrazně vyšší pokryvnost půdy v porovnání s ostatními druhy v oblastech výskytu. Šťovík alpský vytváří velké listy s průměrem i přes 30 cm, které se navzájem překrývají. Tato vlastnost se výrazně projevuje v hodnotách indexu listové plochy (LAI), který byl využit k analýzám obrazových dat. Efektivní likvidace se zaměřuje na období červen až srpen, tedy před dozráním a výpadem semen. V případě proražení této doby je nejlepší odnést lodyhy se semeny z lokality a spálit (Janata a Jiříšně, 2010).



Obr. 8 Šťovík alpský po odkvetení vytváří vysoké lodyhy s tisíci semen (Zdroj: autor)

Lupina mnoholistá (*Lupinus polyphyllus*)

Lupina mnoholistá (obr. 9) neboli vlčí bob mnoholistý je původem severoamerická bylina, která se dodnes v České republice cíleně pěstuje jako okrasná rostlina. Stejně jako šťovík alpský se tato bylina dokáže velmi efektivně rozmnožovat a šířit. V KRNAP se postupně šíří od domů a chalup do krajiny, kde osidluje louky, meze a lesní paseky. Lupina mnoholistá se vyznačuje vysokou loutou, která produkuje velké množství semen. Pokryvnost listů je velmi vysoká jelikož lupina často vytváří husté porosty. Tato vlastnost znemožňuje růst a existenci ostatních původních druhů v dané lokalitě. Efektivní likvidace se soustředí do období květen až červenec. Likvidace rostlin s již vytvořenými luskami je obtížnější, nejlepším postupem je odnést lodyhy z lokality a spálit. Sanace zasažených oblastí trvá minimálně 5 let. Po tuto dobu je třeba opakovat celý postup tak, aby došlo k vyčerpání semen uchovaných v půdě (Janata a Jiříšně, 2010). Stejně jako v případě šťovíku se tato diplomová práce soustředí na vývoj klasifikační metody schopné identifikovat tuto invazivní rostlinu na obrazových datech a tím poskytnout terénním pracovníkům správy národního parku konkrétní představu o aktuálním rozšíření této rostliny.



Obr. 9 *Lupina mnoholistá* (Zdroj: autor)

3.2.2 Luční společenstva

Vedle dvou druhů invazivních rostlin byla navrhovaná metodika aplikována také na vybraná luční společenstva. Klasifikované třídy byly vytvořeny podle legendy, která byla určena botanikem KRNAP pro práci Pomahačové (2012). Tato legenda byla vytvořena jako prvotní náhled na problematiku klasifikace horských lučních společenstev. Legenda měla za cíl vystihnout variabilitu travních porostů jak v ohledu k dominantním společenstvům, tak také v ohledu k druhu managementu. Legenda byla vytvářena s cílem výzkumu klasifikovatelnosti luk z dat DPZ (multispektrální WorldView-2). Z tohoto důvodu byla legenda převzata a její vybrané třídy byly použity také v této práci. Cílem je především zhodnocení vylepšení přesnosti klasifikace pomocí hyperspektrálních dat (APEX) oproti datům multispektrálním, která byla použita ve výzkumu Pomahačové (2012). Původní legenda je popsána v kapitole 3.2.3. Stanovení legendy luk bylo čistě subjektivní a metod pro její tvorbu je více. Během práce došlo k vytvoření nové legendy, která by měla více reflektovat strukturální parametry lučních společenstev důležité pro klasifikaci z dat DPZ. Tato legenda je taktéž popsána v kapitole 3.2.3.

Z původní legendy byly použity vybrané třídy první úrovně legendy, pro které byly změřeny biofyzikální parametry (LAI, obsah chlorofylu a fAPAR). Jednalo se o louky (1) s dominantní smilkou tuhou (*Nardus stricta*), dále pak louky (2) s dominantním trojštětem žlutavým (*Trisetum flavescens*), srhou říznačkou (*Dactylis glomerata*) nebo psárkou luční (*Alopecurus pratensis*) a dále (3) antropogenní travináté plochy (sešlapávané a pravidelně krátce sečené trávníky, neboli „eurotrávníky“). V legendě vystupují také degradované louky, které byly rozděleny do dvou výše popsaných tříd invazivních bylin. Pro ostatní třídy legendy nebylo nasbíráno dostatečné množství dat (brusnicové keříčky) nebo nebyly měřené vůbec (posečené a spasené louky).

Smilkové louky

Smilkové louky (obr. 10) se v Krkonoších vyskytují v podobě druhově chudých, monokulturních porostů (950 až 1400 m n.m.) a také v druhově bohatých porostech typických pro dva výškové stupně: subalpínské louky (1000 až 1300 m n.m.) a svahy horských luk (700 až 1100 m n.m.). Vedle těchto hlavních skupin lze smilkové louky nalézt také v podhorských oblastech od 600 do 800 m n.m., kde se jedná především o suchá a mezofilní společenstva s nedostatečným zásobením živinami. Hlavním travním druhem této skupiny je smilka tuhá (*Nardus stricta*). V druhově chudých smilkových loukách bývá ještě přítomna například metlička křivolaká (*Deschampsia flexuosa*). V druhově bohatých horských smilkových loukách, které jsou endemické pro Krkonoše, se vedle smilky tuhé a metličky křivolaké vyskytují také psineček obecný (*Agrostis capillaris*), kostřava červená (*Festuca rubra*), tomka vonná (*Anthoxanthum odoratum*), kontryhel obecný (*Alchemilla vulgaris*) nebo bika ladní (*Luzula campestris*). V subalpínských druhově bohatých smilkových loukách se vyskytuje kromě smilky tuhé a metličky křivolaké například rdesno hadí kořen (*Bistorta major*), lipnice Chaixova (*Poa chaixii*) nebo violka sudetská (*Viola lutea*) (Pomahačová, 2012).

Především smilkové monokultury vytvářejí velmi druhově homogenní porosty, které mají předpoklad pro čisté spektrální projevy na obrazových datech DPZ.



Obr. 10 Smilka tuhá (Zdroj: www.fotoinaturen.dk)

Trojštětové louky

Skupina trojštětových luk (obr. 11) je poměrně obsáhlou skupinou, která je v Krkonoších široce rozšířena. Trojštětové louky se vyskytují v nadmořských výškách od 450 do 1000 m. Mezi trojštětové louky však řadíme také knotovkové louky, které se vyskytují v rozmezí 850 až 1300 m n.m. Trojštětové louky jsou druhově pestřejší než smilkové louky, vedle trojštětu žlutavého (*Trisetum flavensis*) zde lze nalézt také dominantní kostřavu červenou (*Festuca rubra*), psineček obecný (*Agrostis capillaris*), kakost lesní (*Geranium sylvaticum*) a srhu říznačku (*Dactylis glomerata*). V trojštětových loukách lze nalézt také znaky horských luk: rdesno hadí kořen (*Bistorta*

major) či škarda měkká (*Crepis mollis*) a také luční druhy: kontryhel obecný (*Alchemilla vulgaris*), rozrazil rezekvítek (*Veronica chamaedrys*) či pryskyřník prudký (*Ranunculus acris*). V knotovkových loukách, které jsou v Krkonoších endemické, se dominantně vyskytuje psineček obecný (*Agrostis capillaris*), kostřava červená (*Festuca rubra*), kontryhel obecný (*Alchemilla vulgaris*) a mochna zlatá (*Potentilla aurea*). Oproti výše zmíněným dalším druhům v horských trojštětových loukách se zde navíc vyskytuje psárka luční (*Alopecurus pratensis*) nebo metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosa*).



Obr. 11 Trojštětová louka (Zdroj: autor)

Trávníky

Do této třídy byly zařazeny polygony, kde se vyskytovaly často sečené trávníky (obr. 12), především v blízkosti lidských obydlí. Jedná se o skupinu antropogenních luk, které bývají velmi krátce sečené a podléhají tak vyššímu stresu než ostatní travní společenstva.



Obr. 12 Anglický trávník (Zdroj: autor)

3.2.3 Legenda klasifikace

Původní legenda

Původní legenda lučních společenstev byla vytvořena pro potřeby diplomové práce Pomahačové (2012) botanikem KRNAP RNDr. Stanislavem Březinou, Ph.D. Klasifikovány byly pouze vybrané třídy prvního stupně legendy, které bylo možné v dostatečném množství změřit použitými přístroji (třídy 3, 4, 6 a 8).

1. Posečené louky
2. Spasené louky
3. Louky s dominantní smilkou tuhou (*Nardus stricta*)
4. Degradované louky
5. Louky s dominantními brusnicovitými keříčky a vřesem
6. Louky s dominantním trojštětem žlutavým (*Trisetum flavescens*), srhou říznačkou (*Dactylis glomerata*) nebo psárkou luční (*Alopecurus pratensis*)
7. Podmáčené porosty
8. Cenná antropogenní společenstva

Nová legenda

Na základě zkušeností s přesností klasifikace při použití výše zmíněné původní legendy vznikla legenda nová (opět vychází z návrhu dr. Březiny), která lépe respektuje strukturální parametry lučních společenstev důležité pro klasifikaci z dat DPZ a předpokládá se, že by měla vést k vyšší přesnosti klasifikace. Dřeviny jsou do legendy zařazeny z důvodu vlivu jejich přítomnosti na zvýšenou druhovou diverzitu živočichů.

I. louky bez nedávného managementového zásahu

1. porosty s dominantní smilkou tuhou
2. oligotrofní luční porosty bez dominantní smilky tuhé
3. mezofilní porosty
4. podmáčené porosty
5. degradované louky s převahou dvojděložných bylin
6. degradované louky s převahou travin
7. porosty s dominantními brusnicovitými keříčky

II. dřeviny *

8. soliterní stromy jehličnaté
9. soliterní stromy listnaté

III. louky s managementovým zásahem

10. pastva
11. seč
12. mulčování
13. „anglické trávničky“ a sešlapávaná vegetace

* Kategorie dřevin nebyla v této práci klasifikována

KAPITOLA 4

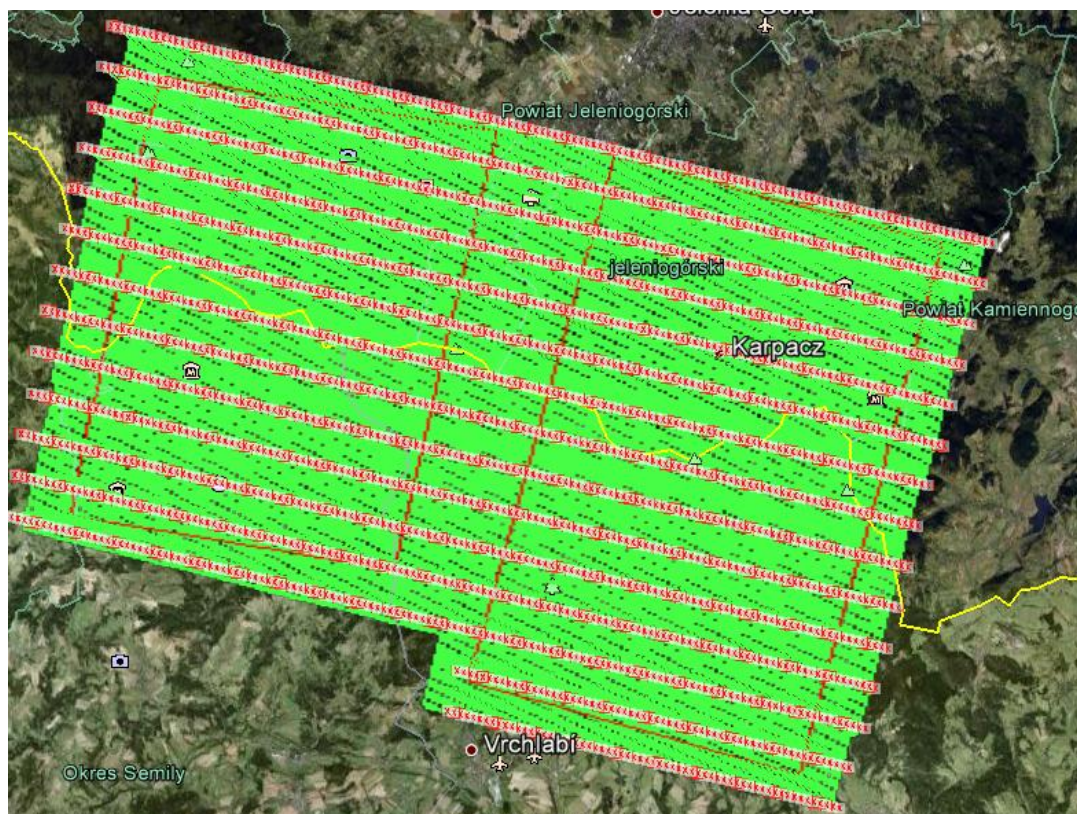
Data

4.1 Letecká hyperspektrální obrazová data

4.1.1 Pořízení dat

Pořízení hyperspektrálních dat proběhlo 10. 9. 2012 od 10:35 do 14:13. Toto časové rozmezí je ideální pro pořízení dat, jelikož je slunce v nejvyšším bodě během dne a jsou tak minimalizovány stíny. Problém v tomto ohledu částečně znamenal datum náletu. Horská vegetace má výrazně kratší vegetační období než nížinná vegetace, proto se v září již mohou vyskytnout žlutnoucí listy. Dalším problémem je nižší poloha Slunce a kratší den, což následně zkracuje dobu, po kterou je možné provést snímání dat. Na druhé straně je třeba říci, že nebylo možné data nasnímat v jiném termínu, jelikož zcela jasných dní je v Krkonoších během roku velmi málo. V roce 2012 se tak v letním období jednalo o dva dny, první se vyskytl na konci června a druhý právě v polovině září.

Celkem bylo pořízeno 15 letových linií obrazových dat (obr. 13) a 4 zkrácené linie tzv. BRDF (*Bidirectional reflectance distribution function*) růžice se středem umístěným do vrcholu Sněžky, která následně sloužila pro minimalizování BRDF efektu. Standardní linie byly dále rozděleny na pět částí kvůli zmenšení velikosti výsledných obrazových souborů.



Obr. 13 Přehled letových linií pro projekt HyMountEcos (Meuleman, 2012)

Průměrná výška senzoru při snímání byla 5800 m nad terénem. Výška letu se lišila u každé letové linie, proto mají jednotlivé linie rozdílné prostorové rozlišení. Nejvyšší prostorové rozlišení dosahovalo 3,3 metru a nejnižší dosahovalo 2,4 metru. Nebylo tak dosaženo původně plánovaného prostorového rozlišení kolem 2 metrů. Spektrální rozlišení snímků je v oblasti NIR 4 nm a v oblasti SWIR 9 nm.

4.1.2 Předzpracování dat

Předzpracování surových dat

Předzpracování surových dat z leteckého senzoru probíhalo ve společnosti VITO (*Center of Remote Sensing and Earth Observation Processes*), které sídlí ve městě Mol v Belgii. Důležitou součástí nastavení senzoru byla radiometrická, spektrální a geometrická kalibrace. Ta byla provedena před a po letu. Prvním krokem předzpracování surových dat byla radiometrická korekce za použití pozemních spekter, naměřených v době náletu spektrometrem ASD. Druhým krokem byla geometrická korekce, která byla provedena pomocí programu vyvinutého ve VITO. Pro tento proces byl využit digitální model terénu (DMT), vytvořený na základě dat leteckého laserového skenování s hustotou 5 bodů/m² (poskytnuto Správou KRNP), dodaný katedrou aplikované geoinformatiky a kartografie Univerzity Karlovy (KAGIK) a dále data z jednotky GPS/IMU⁷, která sbírá aktuální polohová data během letu. Výsledná data byla zasazena do souřadného systému WGS-84 33N.

⁷ IMU – *Inertial measurement unit* je zařízení, které zaznamenává aktuální náklon a orientaci letadla vůči osám x, y a z při snímání obrazových dat

Třetím krokem předzpracování byla atmosférická korekce, která byla provedena pomocí modelu radiativního transferu MODTRAN4 (Haan, et al., 1991). Při tomto procesu byl brán v potaz SMILE efekt⁸, který se projevuje závislostí střední vlnové délky na pozici pixelu v obraze. Tento problém byl vyřešen přepočítáním středních vlnových délek podle pixelu „500“, tedy středu obrazu. Šum, který vznikal při atmosférické korekci, byl odstraněn spektrálním vyhlazením. Čtvrtým krokem předzpracování dat byla odstranění černých pruhů, které vznikly umístěním drátků přes senzor. Tyto drátky zde byly umístěny kvůli ladění prostorových posunů při snímání, avšak nebyly následně odstraněny. Tyto oblasti byly opraveny interpolací.

Předzpracování korigovaných dat

Letecká obrazová hyperspektrální data ze senzoru APEX byla dodána v podobě jednotlivých letových linií rozdělených na pět částí. Prvním krokem bylo vytvoření rychlých georeferencovaných náhledů těchto snímků za účelem zvýšené přehlednosti při manipulaci s daty. Následně byly vybrány části dat, které pokrývají zájmové území. Z dat byly vyřazeny především pohraniční snímky, kde se objevují výrazné chyby v ortorektifikaci (více viz kap. 4.1.3). V práci tak bylo pracováno s osmi letovými liniemi a s polovinami dalších dvou linií.

Velikost standardní 1/5 letové linie ve výchozím datovém formátu „float“ se pohybovala mezi 6 a 7 GB. Pro další manipulaci bylo nutné data převést do datového formátu „integer“, který obsahuje pouze celočíselné hodnoty. Pro zachování spektrální informace, bylo tedy nutné nejprve všechny hodnoty ve všech pásmech vynásobit hodnotou 10 000, která zaručovala zachování 5 desetinných míst původních hodnot. Tato hodnota byla zvolena po diskusi s Mgr. Janem Mišurcem z České geologické služby, tak, aby tato operace neovlivnila reflektanci.

Jednotlivé části letových linií převedené do formátu „integer“ byly v SW ENVI, modulu *Mosaicking* sloučeny do mozaiky příslušných linií. Při tvorbě mozaiky je důležité nastavit hodnotu obrazu, která nebude při mozaikování brána v potaz a bude možné nahlížet skrz na ostatní mozaikované obrazy. Při práci byla nejprve vyzkoušena tvorba mozaiky většího počtu letových linií, avšak velikost výsledného souboru byla příliš velká pro další práci se souborem. Proto byly z dodaných souborů tvořeny mozaiky jednotlivých linií, se kterými bylo dále pracováno.

Pro potřeby této práce bylo zapotřebí vytvořit masku luk. Vegetační indexy, které byly v této práci vyvíjeny, byly testovány výhradně na datech lučních druhů, proto bylo nutné vytvořit masku luk. Možností k vytvoření masky luk je několik, počínaje ruční vektorizací ortofot, přes využití existující databáze ZABAGED až po automatické metody. Vzhledem k velikosti území nebylo možné využít prvních dvou metod, a proto byla hledána cesta automatického postupu. Základní klasifikační postupy nevedly k dobrým výsledkům. Postup, který dosahoval nejlepších výsledků, byla metoda využívající transformace PCA. Transformace PCA byla aplikována na všechny linie a výsledkem byly obrazy s jednotlivými komponentami, které v sobě nesly největší množství informace. Vizualním srovnáním byly vybrány komponenty, které nejlépe odlišovaly louky od lesů a antropogenních ploch. Tyto komponenty nebyly stejné pro všechny snímky, ale vždy se jednalo

⁸ SMILE – druh spektrální distorze obrazových dat, kdy dochází k prohybu jednotlivých spektrálních pásem senzoru

o některé z prvních 6 komponent. První, druhá a třetí komponenta vždy nesla více než 98 % veškeré informace z dat, ostatní linie byly často velmi zašuměné. Nicméně, i mezi následujícími třemi komponentami se vyskytly takové, které nesly informaci užitečnou pro klasifikaci luk. Vybrané komponenty byly exportovány do nového souboru, aby byla snížena velikost dat a byla provedena automatická neřízená klasifikace ISODATA. V práci byla vyzkoušena, také neřízená klasifikace K-Means, která ale nepodávala tak dobré výsledky. Počet tříd byl zvolen 10 s 10 iteracemi. Minimální počet pixelů v klasifikované třídě byl zvolen 15. Klasifikace byla přesná v odlišení jehličnatých lesů a antropogenních ploch od luk, ale byla nepřesná v odlišení listnatých lesů, nižších stromů a keřů od luk. Proto byla z výsledné klasifikace vytvořena maska pro třídy, které odpovídaly loukám nejvíce, tato maska byla exportována do vektorového formátu a v prostředí SW ArcMap manuálně editována.

Editace probíhala ve dvou krocích, nejprve byly prostřednictvím atributu obsahu polygonů odděleny příliš malé polygony, které byly menší než trojnásobek velikosti jednoho pixelu. Dále bylo přistoupeno k manuálnímu odstranění polygonů, které se nacházely nad listnatými lesy. Některé oblasti však nebylo možné jednoduše manuálně editovat. Proto byla upravená vektorová vrstva převedena do rastrového formátu, v SW ENVI uložena jako maska (nástroj *Masking – Build Mask*) a následně byl touto maskou oříznut původní PCA obraz. Následovalo provedení druhého kola neřízené automatické klasifikace ISODATA. Zde bylo nastaveno 8 tříd s 8 iteracemi a minimální počet pixelů ve třídě na 15. Většinou nedošlo k naplnění všech osmi tříd, jelikož rozdíly mezi jednotlivými třídami byly již malé. Výsledné klasifikace byly opět převedeny do vektorové podoby, byly manuálně editovány zbylé nepřesnosti a výsledek byl opět převeden do rastrového formátu a uložen jako finální podoba masky pro příslušnou letovou linii. Výsledné masky byly použity k maskování originálních hyperspektrálních dat.

4.1.3 Chyby v datech

Data byla dodána se známými problémy, na které by mělo být uživatelem nahlíženo se zvýšenou opatrností. Jedná se především o radiometrické miskalibrace na vlnových délkách 1020 nm, 1030 nm, v prvních dvou pásmech v modré části spektra a v posledních pěti pásmech v oblasti SWIR.

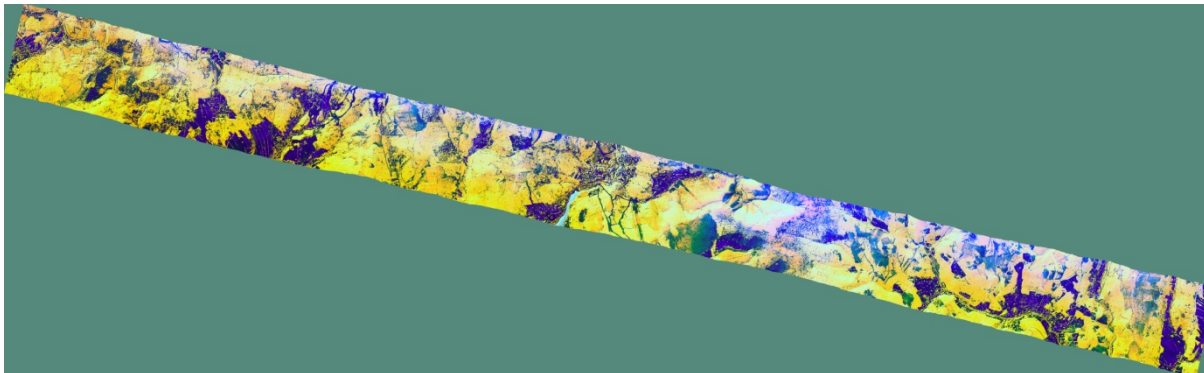
Druhou výraznou oblastí, na kterou je třeba dávat pozor, jsou geometrické chyby v obraze v místech státní hranice. V době zpracování dat byl k dispozici pouze DMT pro českou stranu hranice, proto nebylo možné provést geometrické korekce pro všechna data. U dat pokrývajících státní hranici proto dochází k výrazným „střihům“. Tyto oblasti by proto neměly být používány.

Třetím problémem, viditelným v obrazových datech, jsou rezidua o odstranění drátků ze senzoru. Jelikož jsou tyto oblasti interpolovány, jejich odrazivost je značně ovlivněna. Při zobrazení dat v kombinaci RGB jsou tyto oblasti jasně patrné jako dvě souběžné světlé linie.

Předávací protokol dále upozorňuje, že data nebyla opravena o stíny a změny radiometrických veličin v místech extrémních terénních nerovností. Dále se může vyskytnout gradient ve směru letu

i kolmo na směr letu, a to ve vybraných spektrálních pásmech. Tyto chyby byly z velké části opraveny při korekcích (Sterckx a Vreys, 2013).

Během práce vyplynul problém nedostatečného odstranění BRDF efektu, který je patrný po provedení transformace dat. Na obr. 14 je příklad letové linie po aplikaci PCA transformace (kombinace pásem PC1-PC2-PC3).



Obr. 14 BRDF efekt v datech APEX (Zdroj: autor)

4.2 Pozemní in-situ data

4.2.1 Pozemní spektrální data

Pozemní měření spekter probíhalo prostřednictvím pozemního spektrometru ASD FieldSpec4 WR společnosti ASD Inc. K práci byl zapůjčen spektrometr z KAGIK. Na měřených lokalitách byla měřena spektra pro atmosférickou kalibraci leteckých dat, zde se jednalo především o světlé či tmavé odražeče, tedy vodní plochy, asfalt, velké plechové střechy, jemná křemenná dř. Dále byla měřena spektra pro všechny třídy legendy, celkem 111 polygonů. Na každé lokalitě bylo měřeno minimálně 12 spekter, která byla však následně průměrována. Pro některé třídy nebylo možné z časových důvodů změřit potřebný počet polygonů, a proto byly tyto polygony vynechány z následných analýz. Pomocí kontaktní sondy byla dále sebrána laboratorní spektra pro většinu dominantních lučních druhů travin, invazivní rostliny a další druhy rostlin dominantní pro jednotlivá luční společenstva. Některé lokality byly navštíveny a změřeny dvakrát během letního období (červen a září), a to kvůli posunu v termínu letecké kampaně. Tato situace však napomohla kontrole lokalit a větší rozmanitosti naměřených dat pro jednotlivé klasifikované třídy.

Charakteristika přístroje

Spektroradiometr ASD FieldSpec 4 WR snímá ve spektrálním rozsahu 350 – 2500 nm. K dispozici jsou standardně dva druhy měřicích nástrojů, kontaktní sonda a snímací pistole. Optická data jsou vedena 1.5 metru dlouhým optickým kabelem, který může být nasazen do výše jmenovaných nástrojů pro měření. Přístroj je propojen s přenosným laptopem, kde jsou data uchovávána a odkud je ovládáno samotné snímání. Parametry přístroje jsou uvedeny v tabulce 4.

Tab. 4 Parametry přenosného spektrometru ASD FieldSpec4 (ASD, Inc., 2013)

spektrální rozsah	350 - 2500 nm
spektrální rozlišení	3 nm pro 700 nm a 30 nm pro 1400 a více nm
spektrální interval snímání	1,4 nm pro 350 - 1050 nm a 2 nm pro 1000 - 2500 nm
interval snímání	100 milisekund
přesnost měření	0,5 nm
počet spektrálních pásem	2151
maximální radiance	VNIR = 2x solární radiance; SWIR = 10x solární radiance
Field of view (FOV)	25°
Podíl chybných paprsků světla	VNIR = 0,02 %; SWIR = 0,01 %

Metoda sběru a pravidla pro pozemní sběr dat

Sběr dat pomocí přenosného spektroradiometru vyžaduje dodržování základních pravidel, aby bylo dosaženo co nejvyšší kvality dat. Základním pravidlem je bezoblačná obloha. Při kupovité oblačnosti se zvyšuje vlhkost vzduchu a je obtížnější kalibrovat spektrometr. Zároveň se rapidně mění iluminace a tím pádem nastanou jiné světelné podmínky, než pro které byl senzor kalibrován. Měření je třeba provádět výhradně v době od -2 do +2 hodin od solárního poledne s tím, že v podzimním či jarním období se tato doba ještě zkracuje. Měření musí být provedeno nejlépe čelem k pozici Slunce tak, aby FOV optického kabelu nezasahovalo do jakéhokoliv stínu. Velikost snímané plochy je odvislá od výšky optického kabelu nad snímaným objektem. Obecně platí, že pro FOV = 25° je při výšce senzoru 1 m nad zemí velikost snímané plochy v průměru 0,44 metru.

Prvním krokem je zahřátí spektroradiometru, které je dobré provést alespoň 15 minut před začátkem měření. Teplota přístroje musí být pokud možno co nejstabilnější, aby ovlivňovala měření co nejméně. Bezprostředně před měřením je třeba provést sérii kalibrací senzoru. Prvním krokem je optimalizace, která stabilizuje snímaná data na aktuální světelné podmínky, křivka v hodnotách DN představuje charakteristické tři vrcholy podle umístění tří detektorů (VNIR, SWIR1 a SWIR2). v případě, že se změní iluminační podmínky či teplota přístroje, je třeba provést optimalizaci senzoru. Pokud se tyto podmínky nemění, je možné tento krok při měření vynechávat. Následně je provedeno měření bílé reference. Vyrovnaní bílého odražeče je dobré provádět přibližně každých 10 minut či po provedení cca 25 měření. Cílem je, aby se křivka bílé reference co nejvíce blížila přímce (s hodnotou odrazivosti rovnou 1). Tato křivka zároveň jako první prozradí zhoršené podmínky pro sbírání dat. K měření bílé reference se používá spektralon, který by měl být absolutně bílý. Před každým měřením je proto třeba jej očistit od nečistot. Ideálně by měla být vzdálenost optického kabelu a spektralonu rovna vzdálenosti ze které bude snímán měřený objekt. Při použití malého spektralonu toto není možné dodržet. Následuje samotné měření, které se provádí nejlépe napříč měřeným polygonem v intervalu 1 metru. Minimum bodů pro jeden polygon je cca 12, nejlépe je však změřit 30 a více (DLR, 2010).

Při měření za atmosférických podmínek se využívá samostatný optický kabel či společně s grip pistolí. Při měření „laboratorních spekter“ je využívána kontaktní sonda. Zkoumané objekty jsou pak přiloženy do vzdálenosti cca 2 cm od konce optického kabelu, s minimálními vlivy vlhkosti vzduchu.

4.2.2 Index listové plochy (LAI)

LAI (Leaf area index), neboli Index listové plochy, je biofyzikální veličina, která popisuje celkovou plochu listů vztahenou k jednotce plochy půdy, přičemž plocha listů je zde počítána pouze z jedné strany (Myneni et al., 1997). Výpočet veličiny je definován jako plocha listu k ploše půdy a vyjadřuje tak v podstatě pokryvnost půdy danou rostlinou. Definice výpočtu se v průběhu historie měnila za účelem zohlednění dalších vlastností listů. Jednalo se například o sklon natočení listu vůči zemskému povrchu či zohlednění různých druhů listů či v případě jehličnatých stromů o zohlednění tvaru jehlic. LAI je důležitou veličinou, kterou lze využít k hodnocení evapotranspirace, tok uhlíku či fotosyntézy (Zheng a Moskal, 2009). Tím pádem lze LAI propojit se stresem vegetace a jejím zdravotním stavem. Dlouhodobé sledování této veličiny v lokalitě může přispět ke sledování zdravotního stavu vegetace. Hodnoty LAI se běžně pohybují od 0 (nulové pokrytí) až do 10 (největší pokrytí).

Na každém měřeném polygonu bylo vykonáno 10 měření rovnoměrně po celé ploše. Tato hodnota byla následně přístrojem LAI zprůměrována. LAI bylo změřeno pro 49 polygonů, pro ostatní polygony nebylo možné z časových důvodů LAI změřit.

K měření LAI je využíváno různých prostředků. Základní metody jsou děleny na přímé a nepřímé. Přímé metody spočívají v odebrání statisticky významného vzorku listů, spočítání jejich plochy a následně odvozením plochy všech listů na dané rostlině či stromu a výpočtu LAI. K výpočtu plochy listu lze využít například listový scanner.

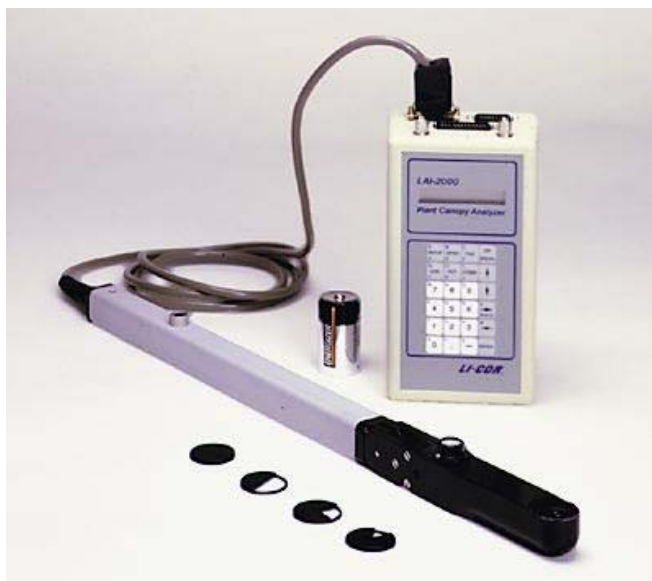
Nepřímou in-situ metodou je například využití hemisférických fotografií. Ty lze pořídit vlastním fotoaparátem, vybaveným 180° Fish-eye objektivem nebo lze využít přístroje vybavené nástavcem s 180° čočkou.

Nepřímou metodou měření LAI jsou metody dálkového průzkumu Země, které zahrnují již vyvinuté algoritmy pro výpočet LAI z obrazových dat. Vývojem takového algoritmu se zabývá i tato práce. Různé práce se zabývaly například získáním LAI z radarových dat (Brakke et al., 1981, Durden et al., 1995) či z lidarových dat (Chand a Badarinath, 2007, Liu et al., 2006). V současné době provozované orbitální družice se spektrometry mají vyvinuté produkty pro LAI, jedná se například o MODIS⁹ s produktem MOD 15 (NASA, 2013).

Přístroj LAI 2000

Při sběru dat pro tuto práci bylo využíváno přístroje LAI 2000 (obr. 15) od firmy Li-Cor Biosciences, který byl zapůjčen Varšavskou univerzitou. Přístroj pracuje na výše popsaném principu panoramatické čočky s rozsahem 180°. Princip sběru dat spočívá v opakovaném měření množství přicházejícího světla do čočky nad měřeným listovým povrchem a pod měřeným listovým povrchem (nejlépe u země). Čočka se musí vždy nacházet ve stínu tak, aby na ni nedopadaly přímé sluneční paprsky. Čočka je při měření umístěna pod úroveň listů rostliny, ideálně co nejbližší k zemskému povrchu.

⁹ MODIS - *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* je senzor vyvinutý NASA, umístěný na dvojici orbitálních družic Terra a Aqua.



Obr. 15 Příklad přístroje LAI – 2000 (Zdroj: www.licor.com)

4.2.3 Podíl absorbovaného fotosynteticky aktivního záření (fAPAR)

fAPAR (Fraction of Absorbed Photosynthetically Active Radiation) je další důležitou biofyzikální veličinou, která má široké využití v hodnocení stavu vegetace. fAPAR představuje velikost podílu dopadajícího slunečního záření, které je absorbováno listy v oblasti vlnových délek 400 – 700 nm (Fensholt et al., 2004).

Tato veličina je tak přímo spojena s primární produkcí rostliny pomocí fotosyntézy. Díky tomu lze fAPAR přímo vztáhnout k odhadu vázání CO₂ v listech rostlin, dále lze pomocí fAPAR stanovit aktuální vegetační stádium rostliny. Důležitost této veličiny dokládá její zařazení mezi 13 nejdůležitějších veličin týkajících se podnebí, důležitých pro charakteristiku stavu podnebí, sestavených OSN (Fensholt et al, 2004, Widlowski, 2010).

Hodnoty fAPAR se pohybují od 0 (nejnižší fAPAR) po 1 (nejvyšší fAPAR). Na každém zkoumaném polygonu bylo měřeno deset hodnot PAR₀, PAR_C, PAR_T a PAR_S¹⁰.

Metody měření

Měření fAPAR lze provést in-situ pomocí přenosného přístroje nebo metodami dálkového průzkumu Země. Metoda in-situ byla použita v této práci.

Stejně jako pro parametr LAI byly i pro fAPAR vyvinuty komerční produkty na bázi orbitálních spektrometrů. Nejznámějším příkladem je MODIS, který poskytuje denní fAPAR na bázi nasnímaných dat. Tento produkt je vytvářen pomocí jednoho z mnoha algoritmů pro výpočet fAPAR z obrazových dat, který pracuje na bázi modelů RT (NASA, 2013). Tento postup lze zařadit do skupiny fyzikálních modelů. Vedle tohoto postupu lze fAPAR odhadnout pomocí algoritmu neurálních sítí (Trombetti et al., 2008). Hodnoty fAPAR z družicového snímání (např. produkt

¹⁰ PAR₀ – celkové dopadající sluneční záření
PAR_C – celkové záření odražené od rostliny
PAR_T – celkové propuštěné záření skrz rostlinu
PAR_S – celkové záření odražené od půdy

MOD 15) jsou však pouze orientační a jsou aproximací skutečných hodnot. Další nevýhodou je také malé prostorové rozlišení.

Posledním přístupem, použitým i v této práci je lineární modelování vztahu in-situ naměřených hodnot fAPAR a odrazivosti příslušných rostlin či vztahu naměřeného fAPAR a hodnot některého ze známých vegetačních indexů.

Přístroj AccuPAR Ceptometer a postup výpočtu veličiny

Při sběru dat pro tuto práci byl využit přenosný přístroj AccuPAR Ceptometer (obr. 16) firmy Decagon Devices, Inc. Přístroj byl pro práci laskavě zapůjčen Varšavskou univerzitou. Přístroj je vybaven dlouhou tyčí, ve které jsou umístěny senzory citlivé na dopadající záření. Princip měření spočívá v naměření hodnot dopadajícího záření na vrchní plochu koruny, dále pak záření procházející skrz vegetaci až na zemský povrch, záření odrážející se od listového povrchu zpět do atmosféry a na závěr záření odrážející se od půdy. Z těchto hodnot se podle následující rovnice vypočítá parametr fAPAR:

$$f_{APAR} = \frac{(PAR_0 + PAR_S) - (PAR_C + PAR_T)}{PAR_0}$$



Obr. 16 Přístroj AccuPAR Ceptometer (Zdroj: www.decagon.com)

4.2.4 Obsah chlorofylu (Cab)

Posledním měřeným parametrem byl obsah chlorofylu (Cab). Hodnoty obsahu chlorofylu se pohybují od 0 (žádný chlorofyl) až po 100 (maximální obsah chlorofylu). Pro každý měřený polygon bylo odebráno cca 20 hodnot. Odběry byly rovnoměrně rozmístěny po celé ploše polygonu.

Metody měření

Měření chlorofylu je možné provádět laboratorním způsobem či pomocí in-situ přenosného přístroje. Laboratorní stanovení je nejpřesnější metodou pro zjištění obsahu chlorofylu. Tato metoda je však zdoluhavá a náročná. Díky tomu nelze provést tuto analýzu efektivně na velkém množství vzorků. Proto bylo v této práci použito In-situ měření. K dispozici je celá řada měřících přístrojů, především od firem Opti-Sciences, Inc. (CCM 200) a Konica Minolta (SPAD 502). Hodnoty z těchto přístrojů však nejsou příliš přesné.

Přístroj CCM 200

Ke sběru dat pro tuto práci bylo využito přístroje firmy Opti-Sciences, Inc. CCM 200 (obr. 17), který byl zapůjčen Varšavskou univerzitou. Přístroj pracuje na principu senzoru s příklápěcí pohyblivou záklopkou, pokrytou bílým odražečem. Měřený objekt (list) se vloží mezi senzor a pohyblivou část a těmito je sevřen. Výsledkem je hodnota obsahu chlorofylu pro místo listu přiložené k senzoru.

Při práci s hodnotami z toho přístroje byl brán v potaz velmi přibližný odhad skutečného obsahu chlorofylu, který přístroj CCM 200 poskytuje.



Obr. 17 Přístroj CCM 200 (Zdroj: www.optisci.com)

4.2.5 Předzpracování in-situ dat

Předzpracování in-situ dat zahrnovalo především zpracování pozemních spektrálních dat a dat fAPAR. Předzpracování dat LAI a obsahu chlorofylu není třeba blíže popisovat, jelikož byl u těchto parametrů pouze vypočítán průměr pro daný polygon.

Předzpracování pozemních spektrálních dat

Spektra naměřená pozemním spektrometrem byla za pomoci programu ASD ViewSpecPro, převedena do ASCII formátu, který je následně možné importovat do MS Excel. Zmíněný SW od společnosti ASD umožňuje zobrazit spektra ve formátu raw DN, continuum removed či ve formátu derivací spektra. V MS Excel proběhla kontrola všech spekter, pro každý polygon byla vyřazena spektra se zřetelnými chybami či odchylkami od většinového průměru. U spekter naměřených

optickým kabelem za atmosférických podmínek bylo nutné odstranit oblasti silné absorpce vody a zároveň konec pásma SWIR2 kvůli vysokému podílu šumu v datech tak, aby bylo spektrum možné využít v analýzách. Následně byla vypočítána průměrná spektra pro daný polygon a příslušné datum, případně část rostliny. Na závěr předzpracování dat byla spektra rozdělena do tří skupin podle způsobu pořízení:

- kontaktní sonda s plným rozsahem 350 – 2500 nm
- atmosférické podmínky bez absorpcí vody a konce pásma SWIR2: 350 – 1330; 1500 – 1780; 2000 – 2350 nm
- všechna spektra dohromady s rozsahem odpovídajícím „atmosférickým“ spektrům

Během zpracování a analýz pozemních dat bylo potřeba odlišit spektra suchých částí rostlin, které byly sebrány za účelem uceleného spektrálního projevu aktuálního stavu rostliny a zelených listů. V průběhu práce na vývoji vegetačních indexů vyšlo najevo, že lepší odezvu mají skupiny spekter očištěné od spekter suchých částí rostlin. Proto nebyla spektra suchých částí rostlin ve zmíněných skupinách zahrnuta. Do dalších analýz tak vstupovaly tři skupiny spekter pro většinu polygonů za účelem nalezení optimálního datasetu pro co nejpřesnější klasifikaci pomocí vyvinutých vegetačních indexů.

Součástí přípravy dat byl také výpočet první derivace všech spekter. První derivace spekter byla vypočítána v programu MS Excel podle vzorce dle Entcheva Campbell et al. (2004):

$$D'_{\lambda} = \frac{R_{\lambda+1} - R_{\lambda-1}}{\lambda_{+1} - \lambda_{-1}}$$

První derivace spektra je hojně využívána při analýze spektrálních vlastností rostlin. Při hledání rozdílů mezi spektrální odrazivostí podobných rostlin, jako jsou různá luční společenstva, ale také dva druhy invazivních rostlin, bylo užitečné využít první derivace spektra. Díky tomu lze najít vlnové délky, kde dochází k největší změně v odrazivosti a tím najít i místa, kde se klasifikované třídy vzájemně liší. (ASD, Inc., 2013)

Předzpracování in-situ dat fAPAR

Naměřené hodnoty parametru fAPAR bylo nutné vypočítat podle vzorce uvedeného v kapitole 4.2.3. a výsledné hodnoty zprůměrovat pro daný polygon. Taktéž hodnoty obsahu chlorofylu byly zprůměrovány pro každý měřený polygon.

Výsledkem předzpracování pozemních dat byla kolekce spekter s přiřazenými parametry vegetace (LAI, fAPAR, obsah chlorofylu). Průměrná spektra pro každý polygon a každý druh rostliny byla dále pomocí SW ENVI nahrána do spektrálních knihoven, které byly využity v dalším postupu práce a jsou zároveň jedním z produktů této práce.

Druhým výstupem předzpracování pozemních dat jsou výsledky analýzy naměřených hodnot vegetačních parametrů, které obsahují grafické znázornění průběhu hodnot parametrů LAI, fAPAR a obsahu chlorofylu v rámci jednotlivých klasifikačních tříd. Dále byly vypočteny statistické veličiny pro každou skupinu dat, průměr, směrodatná odchylka a rozptyl.

Pro každou klasifikovanou třídu legendy byly vymezeny charakteristické intervaly hodnot naměřených parametrů. Tato analýza dále posloužila ke zhodnocení zdravotního stavu vegetace.

4.3 Použitý software

Nejvýznamnějším v práci využitým SW byl ENVI 4.6 od společnosti Exelis, kde byly provedeny veškeré práce s obrazovými daty, od mozaikování, přes transformace PCA, po aplikaci vyvinutých vegetačních indexů a práci se spektrálními knihovnamí. Vývoj vegetačních indexů, zpracování pozemních spektrálních dat a analýza hodnot z přenosných přístrojů byla provedena v MS Excel 2007. SW PCI Geomatica V10.0 byl využit ke generování souboru validačních bodů a k hodnocení validace. Program ASD ViewSpecPro byl využit k převodu naměřených spekter z formátu ASD do ASCII formátu. Veškeré mapové výstupy, jakož i náhledy letových linií byly vytvořeny SW ArcMap verze 9.3 a 10.0.

KAPITOLA 5

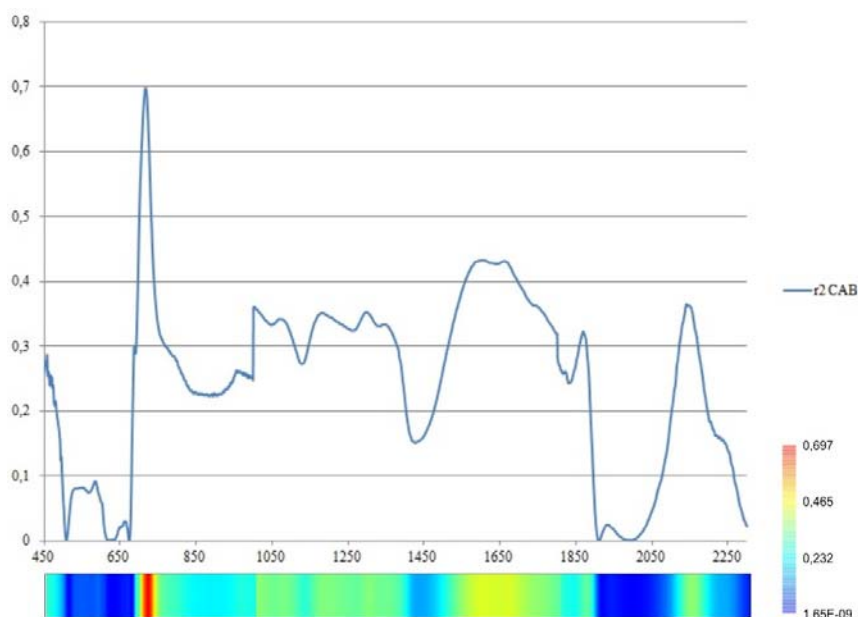
Metodika

5.1 Analýza citlivosti a hledání vhodných spektrálních příznaků

Důležitou součástí vývoje nových vegetačních indexů byla analýza citlivosti, která se ve studovaných pracích objevovala jako prostředek pro validaci a výzkum chování vegetačních indexů (Zarco-Tejada et al., 2001; Gong et al., 2003; Thenkabail et al., 2000; Tian et al., 2011). V této práci byla tato metoda využita k vyhledání vlnových délek nejcitlivějších vůči k naměřeným parametrům, podobně, jako tomu bylo v práci Robertse et al. (2012). Tato analýza spočívá ve výpočtu Pearsonova korelačního koeficientu mezi hodnotami odrazivosti v jednotlivých měřeních a hodnotami vegetačních parametrů (LAI, fAPAR, obsah chlorofylu). Výsledek byl vyneseno do grafu a nejcitlivější vlnové délky, které přesahovaly kritickou hodnotu T-testu pro směrodatnost daného počtu měření (Zvára, 2003), byly použity jako spektrální příznaky. Jak je patrné ze schématu metodického postupu práce na obr. 19, tato metoda byla aplikována na všechny skupiny spekter a v rámci těchto skupin na každou klasifikovanou třídu, a to vždy na variantu standardních spekter a na variantu prvních derivací spektra. Uvedený postup byl zpracováván v MS Excel, kde je Pearsonův korelační koeficient vypočítáván podle rovnice:

$$r = \frac{\sum(x - \bar{x}) \times (y - \bar{y})}{\sqrt{\sum(x - \bar{x})^2 \times \sum(y - \bar{y})^2}}$$

Výsledné hodnoty byly dále upraveny do formátu koeficientu determinace, který je druhou mocninou korelačního koeficientu (Zvára, 2003). Koeficient determinace je vhodnější při popisu síly lineární závislosti, nežli korelační koeficient, jelikož vyjadřuje míru vysvětlené variability vstupních proměnných (Zvára, 2003). Příklad průběhu hodnot koeficientu determinace závislosti spektrální křivky a obsahu chlorofylu je zobrazen na grafu 1.



Graf 1 Průběh koeficientu determinace (kontaktní sonda, šťovík alpský, obsah chlorofylu)

Při práci vyšlo najevo, že nejvyšších hodnot R^2 dosahují závislosti vegetačních parametrů a spekter z kontaktní sondy. Na druhou stranu byl ale předpoklad, že charakteristické vlnové délky vzešlé ze spekter pořízených optickým kabelem za atmosférických podmínek budou lépe tvořit vegetační indexy vyvíjené pro danou klasifikovanou třídu. Specifickou skupinou byly spektrální příznaky tvořené pro všeobecné indexy¹¹ zaměřené na odhad parametrů (zelená a žlutá linie v obr. 19), které byly tvořené z datasetu všech naměřených spekter.

Z analýzy citlivosti vzešla databáze charakteristických vlnových délek (spektrálních příznaků), které byly následně dosazovány do vyvinutých konstrukcí vegetačních indexů. Příklad části databáze spektrálních příznaků třídy lupiny mnoholisté pro parametr fAPAR je zobrazen v tabulce 5. Databáze obsahovala celkem cca 800 spektrálních příznaků. Na závěr byly z databáze vyřazeny vlnové délky z oblasti SWIR2, která byla u leteckých dat zasažena šumem a také oblasti výrazných absorpcí vody, které se na leteckých datech projevovaly odlišně nežli na pozemních spektrálních datech.

¹¹ Všeobecné indexy - jsou indexy tvořené za účelem citlivosti vůči parametrům LAI a fAPAR bez ohledu na druh vegetace

Tab. 5 Ukázka databáze charakteristických spektrálních příznaků

rostlina	dataset	druh měření*	parametr	charakteristická vlnová délka	R ²
Lupinus polyphyllus	vše	atm	fAPAR	409	1
Lupinus polyphyllus	vše	atm	fAPAR	529	1
Lupinus polyphyllus	jen zelené	sonda	fAPAR	569	0,99
Lupinus polyphyllus	vše	atm	fAPAR	610	1
Lupinus polyphyllus	jen zelené	dohromady	fAPAR	698	0,43
Lupinus polyphyllus	vše	atm	fAPAR	703	1
Lupinus polyphyllus	jen zelené	sonda	fAPAR	704	1
Lupinus polyphyllus	jen zelené	dohromady	fAPAR	892	0,65
Lupinus polyphyllus	jen zelené	dohromady	fAPAR	1073	0,68
Lupinus polyphyllus	vše	atm	fAPAR	1127	1
Lupinus polyphyllus	jen zelené	sonda	fAPAR	1367	1
Lupinus polyphyllus	vše	atm	fAPAR	1370	1
Lupinus polyphyllus	vše	atm	fAPAR	1403	1
Lupinus polyphyllus	vše	atm	fAPAR	1680	0,92
Lupinus polyphyllus	jen zelené	sonda	fAPAR	1689	0,96
Lupinus polyphyllus	vše	sonda	fAPAR	1949	0,18

Poznámka: „atm“ – měření pomocí grip pistole za atmosférických podmínek; „sonda“ – měření pomocí kontaktní sondy; „dohromady“ – dataset všech naměřených spekter bez ohledu na způsob měření

5.2 Princip konstrukce a odvození vegetačních indexů

Hlavním výzkumným cílem této práce byla snaha o vývoj specifických vegetačních indexů, které by bylo možné využít ke klasifikaci konkrétních druhů společenstev dle stanovené legendy (více viz kap. 3.2). Během práce se však ukázalo, že by bylo možné vyvinout také všeobecné indexy, které by posloužily k tvorbě map parametrů LAI a fAPAR. Tato cesta by zároveň byla druhou možností k odlišení jednotlivých druhů v klasifikované legendě. Pro tyto účely byla vyvinuta metodika, která v sobě zahrnuje poznatky ze studované literatury (viz kap. 1.3 a 2.3). Důležitou součástí bylo využití vegetačních parametrů, které bylo možné změřit přímo v terénu pomocí přístrojů zapůjčených Varšavskou univerzitou.

Ze studované literatury vyplynula řada skutečností, které bylo třeba zohlednit při tvorbě indexu. Prvním závěrem bylo, že závislost LAI a obsahu chlorofylu je často limitující pro dobrou predikci LAI pomocí dosud publikovaných indexů (Haboudane et al., 2004). Druhým závěrem bylo, že hodnoty LAI projevují saturaci v závislosti s nejpoužívanějším indexem NDVI. Experimentálně určená hodnota pro počátek saturace je rovna LAI = 2 - 3 (Wang, 2007).

První problém byl v této práci řešen na rozdíl od předcházejících studií (Haboudane et al., 2004) využitím metodického přístupu k tvorbě indexů autory Gonsama a Pellikky (2012). Tito autoři se snažili pomocí metody normování odstranit vliv půdy. V této práci je tato metoda využita k odstranění vlivu chlorofylu na predikci LAI.

Druhý problém byl řešen experimentálním výběrem vyvinutých indexů, které tomuto jevu podléhají co nejméně a také pomocí nově navržené konstrukce vegetačních indexů. Jako příčinu saturace LAI na indexu NDVI uvádějí někteří autoři vzájemnou závislost chlorofylu (jako hlavního činitele indexu NDVI) a LAI. Předpokládá se, že vliv chlorofylu na funkci indexu je u vyšších LAI silný a maskuje tak skutečný projev LAI na hodnotách vegetačního indexu (Haboudane et al., 2004). Cílem tedy bylo nalézt takový index, aby jeho vztah k hodnotám LAI byl pokud možno lineární.

Na základě získaných poznatků bylo navrženo pět obecných konstrukcí vegetačních indexů, založených na citlivosti vůči parametru LAI. Dále byly zkoumány indexy na bázi normalizovaného rozdílu (NDVI), které byly založené na predikci parametru fAPAR či obsahu chlorofylu. Poslední skupinou byly indexy na základě obecného poměrového indexu (SR). Obecné konstrukce zkoumaných a vyvinutých indexů jsou popsány v tabulce 6.

Tab. 6 Přehled vyvinutých konstrukcí indexů

Označení	Rovnice *
MA	$\frac{R_{MAX\ Cit\ (LAI)} - R_{MAX\ Cit\ (CAB)}}{R_{MIN\ Cit\ (LAI)} + R_{MAX\ Cit\ (CAB)}}$
MB	$\frac{R_{MAX\ Cit\ (LAI)}}{R_{MIN\ Cit\ (LAI)}} \times \frac{R_{MAX\ Cit\ (CAB)} - R_{CAB}}{R_{MAX\ Cit\ (CAB)} - R_{MIN\ Cit\ (CAB)}}$
MC	$\frac{R_{MAX\ Cit\ (LAI)} - R_{MIN\ Cit\ (LAI)}}{R_{MAX\ Cit\ (LAI)} + R_{MIN\ Cit\ (LAI)}} \times \frac{R_{MAX\ Cit\ (CAB)} - R_{CAB}}{R_{MAX\ Cit\ (CAB)} - R_{MIN\ Cit\ (CAB)}}$
MD	$\frac{R_{MAX\ Cit\ (LAI)} - R_{MIN\ Cit\ (LAI)}}{R_{MAX\ Cit\ (CAB)} + R_{MIN\ Cit\ (CAB)}}$
ME	$\frac{R_{MAX\ Cit\ (LAI)} - R_{MAX\ Cit\ (CAB)}}{R_{MAX\ Cit\ (LAI)} + R_{MAX\ Cit\ (CAB)}}$
P	$\frac{R_{MAX\ Cit\ (P)}}{R_{MIN\ Cit\ (P)}}$
N	$\frac{R_{MAX\ Cit\ (P)} - R_{MIN\ Cit\ (P)}}{R_{MAX\ Cit\ (P)} + R_{MIN\ Cit\ (P)}}$

Poznámka: zkratka „CAB“ vyjadřuje obsah chlorofylu, „MAX Cit“ vyjadřuje maximální citlivost příslušného parametru (značeného „P, LAI, CAB“), „MIN Cit“ vyjadřuje minimální citlivost příslušného parametru

- Index „MA“¹² je založen na konstrukci indexu NDVI (Rouse, 1973), kde je citlivá vlnová délka normalizována necitlivou. Za účelem odstranění vlivu chlorofylu na výkon indexu byly proto za citlivé pásmo dosazeny vlnové délky citlivé vůči LAI a za necitlivé pásmo dosazeny vlnové délky citlivé vůči chlorofylu. Výsledná podoba navrženého indexu má tvar podílu rozdílu citlivého pásma vůči LAI a vůči chlorofylu a součtu necitlivého pásma vůči LAI a citlivého pásma vůči chlorofylu.

¹² Písmenná zkratka indexů nemá skrytý význam, písmena byly do zkratky vybrány zcela náhodně

- Index „MB“ je založen na konstrukci indexu RISR (Gonsamo a Pellikka, 2012), kde autoři po vzoru indexu RSR (Brown et al., 2000) normalizovali hodnotu v červené oblasti spektra pro daný pixel celkovým rozsahem hodnot reflektancí pro tuto oblast spektra z celého obrazu. Tímto výrazem pak opravili index ISR (Fernandes et al., 2003). Výsledkem byla redukce vlivu půdy na odrazivost vegetace:

$$\frac{\text{NIR}}{\text{SWIR}} \times \frac{\text{RED}_{\text{max}} - \text{RED}}{\text{RED}_{\text{max}} - \text{RED}_{\text{min}}}$$

V případě indexů „MB“ byla takto normalizována pásma odrazivostí citlivých a necitlivých vůči chlorofylu a o tento podíl byl opraven index ve tvaru SR (standardní podíl). Cílem bylo tímto způsobem odstranit vliv chlorofylu na citlivost indexu vůči LAI.

- Index „MC“ je založen na stejném principu, jako index „MB“, avšak základem indexu je normalizovaný podíl konstruovaný na základě NDVI.
- Indexy „MD“ a „ME“ byly vytvořeny na základě konstrukce normalizovaného rozdílu, kde byly zkoušeny různé kombinace citlivých a necitlivých vlnových délek vůči parametrům LAI a obsahu chlorofylu.
- Index „P“ byl převzat podle indexu SR (Jordan, 1969).
- Index „N“ byl převzat podle indexu NDVI, kdy za jednotlivá pásma byly dosazovány citlivé a necitlivé vlnové délky pro všechny zkoumané parametry.

Pro dosažení lepších výsledků byly testovány varianty všech indexů s použitím hodnot citlivosti vzešlých z analýzy maximálního rozdílu citlivostí pro příslušnou klasifikovanou třídu. Tato analýza spočívala v nalezení dvou vlnových délek, které jsou citlivé pro LAI a pro obsah chlorofylu a zároveň rozdíl jejich citlivostí vůči opačnému z dvojice parametrů je největší možný. Takové indexy jsou v příloze 3 značeny zkratkou „LC“.

Indexy byly vyvíjeny také nad spektry z leteckého senzoru APEX s tím, že spektra byla stažena z polygonů zaměřených při pozemní kampani. Tento krok byl proveden pomocí modulu v SW ENVI *Subset Data via ROIs*. Stažená spektra byla nahrána do MS Excel a byl na nich proveden totožný proces vývoje vegetačních indexů, jako u spekter ze spektrometru ASD.

5.3 Aplikace navržených vegetačních indexů pro klasifikaci pozemních in-situ dat

Chování vyvinutých indexů bylo testováno opět citlivostní analýzou zpětně vůči vlastní vstupní třídě, a také vůči všem ostatním třídám klasifikace. Cílem bylo, aby daný index byl citlivý pouze vůči třídě, pro kterou byl vytvořen, aby tato citlivost byla co nejvyšší a aby byly dodrženy vstupní předpoklady o vzájemné nezávislosti citlivostí vůči LAI a obsahu chlorofylu a o saturaci LAI. K analýze citlivosti byl použit opět koeficient determinace, avšak zde byly testovány také možné nelineární závislosti, které se ve vztahu vegetačních indexů a LAI, fAPAR a obsahu chlorofylu

většinou vyskytují. Shluky bodů byly v MS Excel prokládány logaritmické, mocninné, exponenciální a polynomické křivky druhého řádu. K další práci byl vybrán vždy nejcitlivější vegetační index vůči každému biofyzikálnímu parametru.

U indexů, které mají za cíl reagovat na konkrétní třídy klasifikace, však samotná analýza citlivosti nezaručovala ve všech případech, že hodnoty, kterých bude daný index nabývat, nebudou totožné s ostatními třídami. Proto bylo nutné vyzkoušet chování indexů a pomocí grafů analyzovat schopnost indexu odlišit vstupní třídu od zbylých ostatních. Výsledkem této analýzy byly konkrétní klasifikační pravidla, tedy konkrétní rozmezí hodnot, kterých daný index pro konkrétní třídu nabývá.

Dalším nutným krokem mezi aplikací na pozemní data a aplikací na letecká data, bylo transformování spekter z pozemního měření na spektrální rozlišení leteckých dat. Tento krok byl proveden v SW ENVI, modulu *Resize data*. Aby bylo možné indexy využít na transformovaná spektrální in-situ data, bylo nutné najít nejbližší spektrální pásmo dle spektrálního rozlišení leteckého senzoru a znovu vyzkoušet, zda tyto indexy fungují. Na transformovaných datech byly provedeny křížové testy fungování indexů mezi jednotlivými skupinami. Tento krok dokáže odhalit případné chybné chování indexů, jelikož informace je v tomto případě koncentrována do menšího počtu pásem a zároveň je tímto krokem část informace ztraceno. Tímto byl dále zredukován počet vyvinutých vegetačních indexů, které postoupily k aplikaci na letecká data.

5.4 Aplikace navržených vegetačních indexů pro klasifikaci leteckých obrazových dat

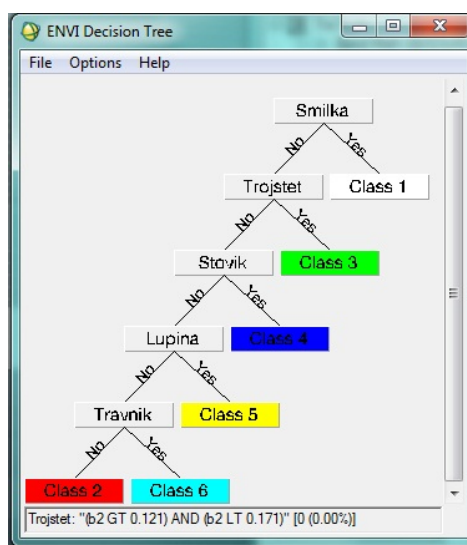
Vyvinuté vegetační indexy byly nejprve testovány na spektrech z obrazových dat (obr. 19), které byly získány pomocí nástroje *Subset Data via ROI* ze SW ENVI. Výsledkem bylo vymezení konkrétních klasifikačních pravidel ve formě rozmezí hodnot indexu, náležící pouze příslušné klasifikované třídě.

Aplikace indexů na letecká data byla následně provedena ve třech variantách, jak ukazuje diagram na obr. 19. Veškeré aplikace probíhaly na obrazových leteckých datech, pod maskou luk.

- Klasifikace 1 - specifické vegetační indexy, vyvinuté pro invazivní druhy a vybrané třídy legendy.
- Klasifikace 2 - aplikace indexů, citlivých vůči biofyzikálním parametrům na základě celého datasetu spekter, jejichž hodnoty byly rozděleny podle průměrných hodnot parametrů jednotlivých tříd.
- Mapy LAI a fAPAR pro celé území - aplikace indexů, citlivých vůči biofyzikálním parametrům LAI a fAPAR na základě celého datasetu spekter.

Pro Klasifikaci 1 bylo zapotřebí využít metodu tzv. „rozhodovacího stromu“, neboli *Decision Tree*. Nástroj *Decision Tree* v SW ENVI (obr. 18) vyžaduje, aby vstupní data byla v datovém formátu „float“, do něž byla obrazová data převedena. Aby bylo možné klasifikaci použít, byly vytvořeny obrazy ve formátu rastrů všech použitých indexů pro všechny letové linie. V nástroji *Decision Tree* lze s těmito rastry pracovat pomocí zástupných proměnných a pomocí matematických

výrazů určovat pravidla výběru hodnot z jednotlivých rastrů, které mají být zahrnuty do výsledné klasifikace. Při sestavování těchto pravidel bylo zapotřebí dělat kompromisy a zanedbávat některé odlehlejší projevy indexu tak, aby bylo možné určit jednoznačný rozsah hodnot pro každou klasifikovanou třídu. Důležitým prvkem při sestavování stromu je pořadí prvků, jelikož prvky, které jsou výše položené, překrývají ve výsledné mapě níže položené prvky. V průběhu sestavování rozhodovacího stromu byly průběžně kontrolovány testovací lokality, zda klasifikované třídy přibližně odpovídají skutečnosti. Výsledná struktura rozhodovacího stromu tedy odpovídá jedné z nejlepších možných kombinací. Výsledná mapa Klasifikace 1 byla vyexportována do vektorové i rastrové podoby.



Obr. 18 Rozhodovací strom pro navržené vegetační indexy (druhá úroveň klasifikace)

Klasifikace 2 využívala taktéž rozhodovacího stromu, kde byl dělen pouze jeden rastrový obraz, obsahující index pro LAI. Pro parametr fAPAR nebylo možné sestavit vhodná rozhodovací pravidla. K určení rozsahu hodnot indexu pro jednotlivé třídy pomohla analýza naměřených parametrů, která byla provedena během zpracování pozemních dat. Pro každou třídu tak byl stanoven interval s nejvíce pro ni charakteristickými hodnotami. Přehled rozhodovacích pravidel pro parametr LAI obsahuje obrázek 20. Výsledná klasifikace byla exportována do rastrového a vektorového formátu.

Obrazy parametrů LAI a fAPAR pro celé studované území byly vytvořeny v modulu *Band Math* v SW ENVI, kde byl zadána rovnice výpočtu vegetačního indexu. Každé proměnné v rovnici bylo přiřazeno spektrální pásmo z obrazu. Výsledný rastrový obraz nese v každém pixelu hodnotu aplikovaného vegetačního indexu. Finální mapy parametrů LAI a fAPAR byly tvořeny rozdělením hodnot pixelů na intervaly v SW ArcMap.

5.5 Zpracování dosud užívaných vegetačních indexů

Součástí práce bylo také srovnání chování dosud užívaných vegetačních indexů, které byly vybrány na základě prostudované literatury (viz kap. 2.5.2). Přehled vyzkoušených indexů je shrnut v příloze 1. Všechny zde publikované indexy prošly podobným postupem, jako nově vyvinuté

indexy (obr. 19). Nejprve byl proveden výpočet hodnot indexů pro všechna spektra ve všech klasifikovaných třídách a skupinách spekter. Následně byla provedena analýza citlivosti, z níž vzešel koeficient determinace, určující schopnost daného indexu odhadnout průběh hodnot parametru. Indexy, které vzešly z této analýzy, byly testovány na všech úrovních dat dle schématu na obr 19. Citlivost dosud užívaných indexů vůči jednotlivým klasifikovaným třídám byla počítána pouze pro referenci. Tyto indexy byly konstruovány s cílem citlivosti vůči různým biofyzikálním a biochemickým parametrům rostlin napříč rostlinnými druhy, a proto bylo předpokládáno, že by projevíly citlivost vůči konkrétním rostlinným druhům.

5.6 Aplikace dalších klasifikačních metod

Jako referenční metoda byla zvolena řízená klasifikace, konkrétně metoda SAM (*Spectral Angle Mapper*). Tato metoda se nachází v SW ENVI v modulu *Mapping methods – Spectral Angle Mapper*. Metoda SAM vyžaduje vložení spekter koncových členů, které reprezentují klasifikované třídy. V této práci byla použita spektra z obrazových dat za účelem dosažení lepších výsledků. Možnosti nastavení klasifikace dále zahrnují nastavení spektrálního úhlu, pod kterým SAM hodnotí jednotlivé clustery (v této práci 0,1). Nastavit lze také úhly mezi jednotlivými skupinami (*Multiple Value*). Vybráním možnosti *Output Rule Images* lze uložit jednotlivé obrazy s pravděpodobností výskytu příslušných klasifikovaných tříd, ze kterých pak algoritmus vytvořil celkový klasifikovaný obraz. Klasifikace proběhla nad jednotlivými mozaikovanými letovými liniemi, upravenými pomocí masky luk.

V případě této práce byly klasifikace provedeny na základě dvou různých legend (kap. 3.2.3). Ke Klasifikaci 3 byla použita původní legenda, která byla v této práci použita za účelem srovnání výsledků klasifikací pomocí vyvinutých vegetačních indexů. Ke Klasifikaci 4 byla použita nová legenda. Výstupy zejména Klasifikace 4 jsou důležitým podkladem ke správě managementu luk v KRNAP.

5.7 Tvorba výsledných klasifikačních produktů

Klasifikované obrazy – výstupy analýzy metodami Decision Tree a SAM, bylo třeba před exportem pro výslednou tvorbu mapy upravit tak, aby byly vytvořeny jednotné a prostorově čisté plochy. Klasifikace „per-pixel“ klasifikuje každý jednotlivý pixel, což ve výsledku znamená značnou rozdrobenost klasifikovaných ploch v rastru a tím i zhoršenou vypovídací hodnotu. Na obrazy vzešlé z klasifikací byl aplikován nejprve *Maximum filter* z modulu *Post-classification* v SW ENVI. Tento filtr pracuje na principu dilatace, kdy jsou posíleny malé shluky a zároveň je zahlazena střapatost ploch a jsou také vyplněny malé mezery v ploše. Plochy jsou tak lépe interpretovatelné a opticky oddělitelné.

Následně byly všechny takto upravené klasifikované linie sloučeny pomocí mozaikování a byl tak vytvořen jeden klasifikovaný obraz pro celé území Krkonoš (nástroj *Mosaicking*). Poté byl

aplikován mediánový filtr (modul *Convolutions and Morphology*), který eliminuje odlehlé body a pixely. Pro účely práce byla zvolena velikost matice 5x5. Výsledné mozaiky byly exportovány do formátu vektoru *.shp, aby bylo možné s nimi pracovat v SW ArcGIS, kde probíhala finální tvorba map.

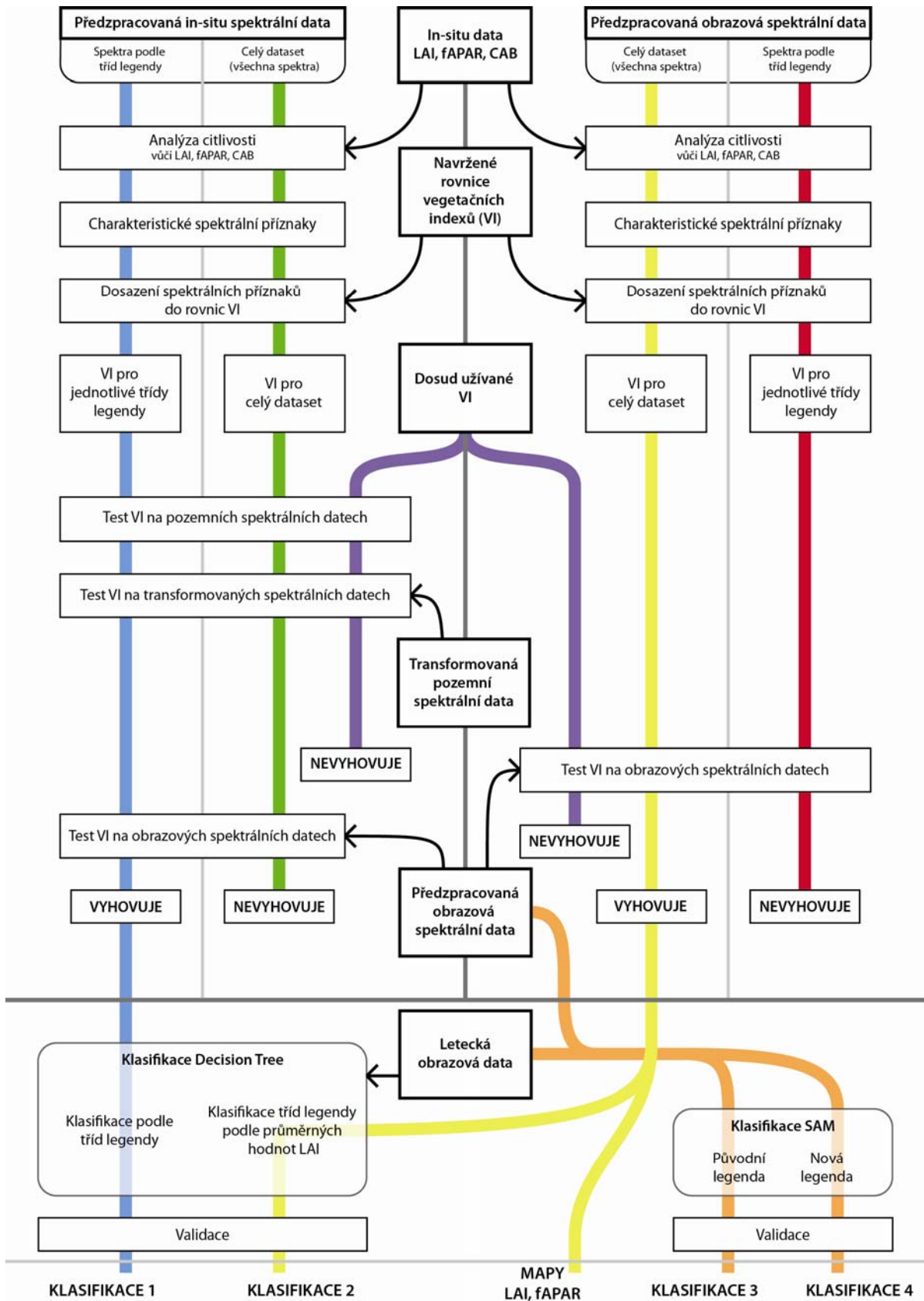
5.8 Validace výsledků

Validace výsledků proběhla pomocí terénní kontroly. Pro každou klasifikovanou třídu, každé klasifikační metody, byla pomocí programu PCI Geomatica, modulu *Post Classification Analysis – Accuracy Assesment*, vygenerována sada validačních bodů. Z důvodu časové náročnosti a velkého množství validovaných klasifikací bylo přistoupeno k metodě dle Jensena (2005). Podle této metody je pro každou třídu klasifikace generováno 50 validačních bodů. Z důvodu velmi malé velikosti některých zde klasifikovaných tříd bylo přistoupeno k modifikaci této metodiky. Celkový počet generovaných bodů odpovídal 50 bodům na jednu třídu, avšak body byly rozmístěny poměrně podle počtu pixelů v jednotlivých třídách.

Validace v terénu probíhaly v průběhu července a srpna, kdy byla většina generovaných bodů osobně navštívena. Celkem bylo validováno cca 700 validačních bodů.

Některé body pro validaci nebylo následně v přírodě možné navštívit z důvodu velké nepřístupnosti či z důvodu probíhajícího managementu luk. Tyto body byly, pokud to bylo možné, nahrazeny validačními body zjištěnými přímo v terénu či za pomoci botanika KRNAP, Dr. Březiny. Zde byl tedy standardní postup doplněn obráceným přístupem. Takto bylo doplněno dalších cca 200 validačních bodů.

Aplikace v terénu zkontrolovaných bodů probíhaly na nefiltrovaných datech, aby bylo dosaženo co nejvyšší přesnosti kontroly klasifikace. Výsledkem byly chybové matice a tabulky přesností.



Obr. 19 Schéma metodického postupu práce (Zdroj: autor)

KAPITOLA 6

Výsledky práce

V této části budou představeny hlavní výsledky práce. Diagram na obr. 19 popisuje vznik jednotlivých druhů klasifikací. Pro jednotlivé klasifikace jsou v souladu se zbytkem práce používány zkratky:

- Klasifikace 1 – Klasifikace pomocí klasifikačního stromu, kde je každá třída reprezentována vlastním zde navrženým vegetačním indexem
- Klasifikace 2 – Klasifikace pomocí klasifikačního stromu, rozdělujícího zde navržený index citlivý vůči LAI na jednotlivé klasifikované třídy
- Klasifikace 3 – Klasifikace metodou SAM pro „původní legendu“ (viz kap. 3.2.3)
- Klasifikace 4 – Klasifikace metodou SAM pro „novou legendu“ (viz kap. 3.2.3)

6.1 Úroveň pozemních in-situ dat

6.1.1 Spektrální knihovny

V rámci terénních prací byly měřeny spektrální křivky odrazivosti všech klasifikovaných tříd, širokého spektra jednotlivých lučních druhů travin a bylin a také dalších invazivních druhů, na které se tato práce nezaměřuje. Tato spektra byla umístěna do spektrálních knihoven, které jsou součástí DVD, přiloženého k této práci. Pro některé druhy jsou k dispozici také spektra pro různé části rostlin, či spektra rostlin v různých fázích vegetačního cyklu.

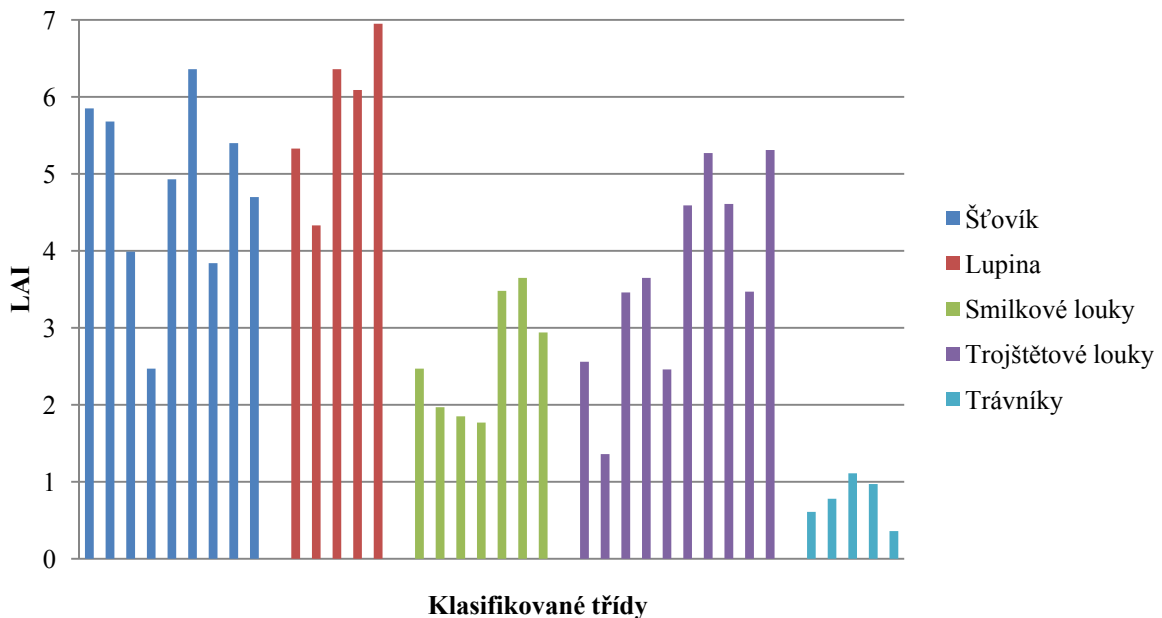
6.1.2 LAI

Při terénních pracích byly měřeny biofyzikální parametry LAI, fAPAR a obsah chlorofylu pomocí přenosných přístrojů. Prvním krokem při práci bylo zpracování a vyhodnocení těchto dat pro jednotlivé klasifikované třídy. Důležitým parametrem byl LAI, který byl využit ke konstrukci indexu L2 (příloha 3) a následně ke Klasifikaci 2. Ostatní parametry nebyly využity pro klasifikace tříd, protože nebylo možné vytvořit vegetační index, který by parametry fAPAR a obsah chlorofylu využíval a zároveň projevil dobrou korelaci s trénovacími daty.

Pro aplikaci vegetačního indexu, použitého v Klasifikaci 2, bylo zapotřebí rozdělit naměřené hodnoty parametru LAI na charakteristické intervaly jednotlivých tříd. Měření LAI potvrdilo, že invazivní rostliny (byliny) mají průměrně vyšší hodnoty LAI než louky (graf 2). Trávníky mají naproti tomu velmi nízké průměrné LAI. Průměrné hodnoty LAI jsou shrnuty v tab. 7. Z naměřených hodnot je patrné, že jednotlivé třídy jsou oddělitelné pomocí LAI a je tedy možné vytvořit intervaly pro klasifikované třídy.

Tab. 7 Přehled průměrných hodnot LAI pro klasifikované třídy

LAI			
	Třída	Průměr	Směrodatná odchylka
1	Šťovík alpský	4,8022	1,1404
2	Lupina mnoholistá	5,812	0,9057
3	Smilkové louky	2,59	0,7228
4	Trojštětové louky	3,674	1,1606
6	Trávníky	0,8	0,3



Graf 2 Přehled měření LAI pro klasifikované třídy

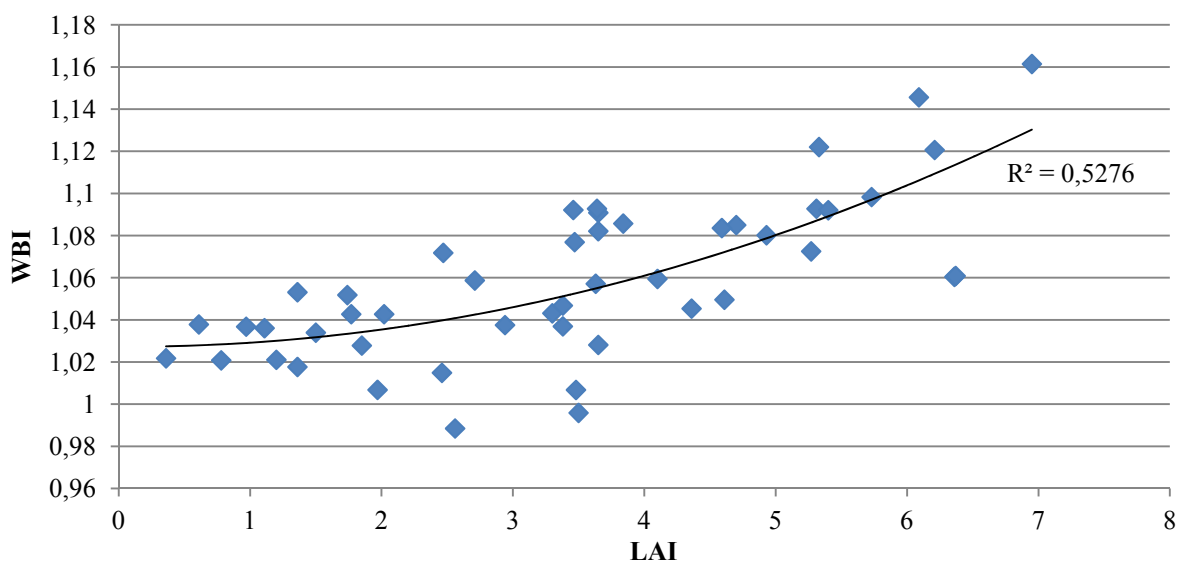
6.1.3 Zhodnocení citlivostí dosud známých vegetačních indexů

Vegetační indexy, vybrané ze studované literatury (viz příloha 1) byly testovány na závislost vůči biofyzikálním parametrům LAI, fAPAR a obsah chlorofylu, a to pro jednotlivé klasifikované třídy a pro dataset všech spekter. Srovnání dosud známých indexů s nejvyšší citlivostí vůči vegetačním parametrům a nově vytvořených indexů s nejvyšší citlivostí je shrnuto v příloze 2. Pro každou skupinu spekter jsou zelenou barvou vyznačeny indexy s největší citlivostí vůči měřeným parametrům v rámci různých skupin vstupních spektrálních dat.

Významné jsou indexy citlivé vůči biofyzikálním parametrům na úrovni celého datasetu, jelikož díky testování na velkém počtu spekter lze zjistit citlivost vůči parametrům LAI či fAPAR. U těchto indexů bylo dosaženo ve třech případech vyšších citlivostí nežli u nově vyvinutých indexů. U indexů

se projevila vzájemná závislost parametrů LAI a fAPAR, kdy indexy nejvíce citlivé vůči LAI jsou často také nejvíce citlivým indexem vůči fAPAR. Největší váha je přikládána výsledkům z datasetu spekter pořízených grip pistolí (zde nazývaných „atmosférická“), jelikož mají největší pravděpodobnost podobnosti s leteckými daty. Obecně největších citlivostí bylo dosahováno pro dataset spekter z kontaktní sondy, což je pravděpodobně způsobeno větší čistotou spekter, kde jsou minimální vlivy atmosféry.

Z dosud užívaných indexů byl index WBI nejcitlivější vůči LAI i vůči fAPAR v datasetu „atmosférických“ spekter. Při využití křivky polynomu druhého řádu dosahuje R^2 hodnoty 0,5276 (graf 3).



Graf 3 Závislost indexu WBI na parametru LAI pro pozemní „atmosférická“ spektra

Lepších výsledků nežli nově vyvinuté vegetační indexy dosáhly dále indexy RSR a $SR_{734/640}$ u citlivosti vůči chlorofylu. Obecně však byly tyto hodnoty R^2 na velmi nízké úrovni, kdy nelze ani již vzdáleně hovořit o citlivosti (příloha 2). U ostatních datasetů bylo dosaženo vyšších korelací s nově vyvinutými indexy.

6.1.4 Nově zkonstruované vegetační indexy

Nejcitlivější indexy, vzešlé z analýzy pozemních dat jsou shrnuty v příloze 3. Všechny tyto indexy byly vyhodnoceny jako nejvíce citlivé vůči průběhu biofyzikálních parametrů ve svých klasifikovaných třídách a zároveň splňující zadaná kritéria z metodického popisu práce. S těmito indexy bylo následně pracováno za účelem aplikace na letecká data. Zeleně vyznačené indexy prokázaly svoji účinnost na leteckých datech a byly proto využity ve výsledném klasifikačním algoritmu. Obecné indexy označené „APEX“ byly postavené čistě nad leteckými daty, těmto indexům se věnuje kapitola 6.2.1.

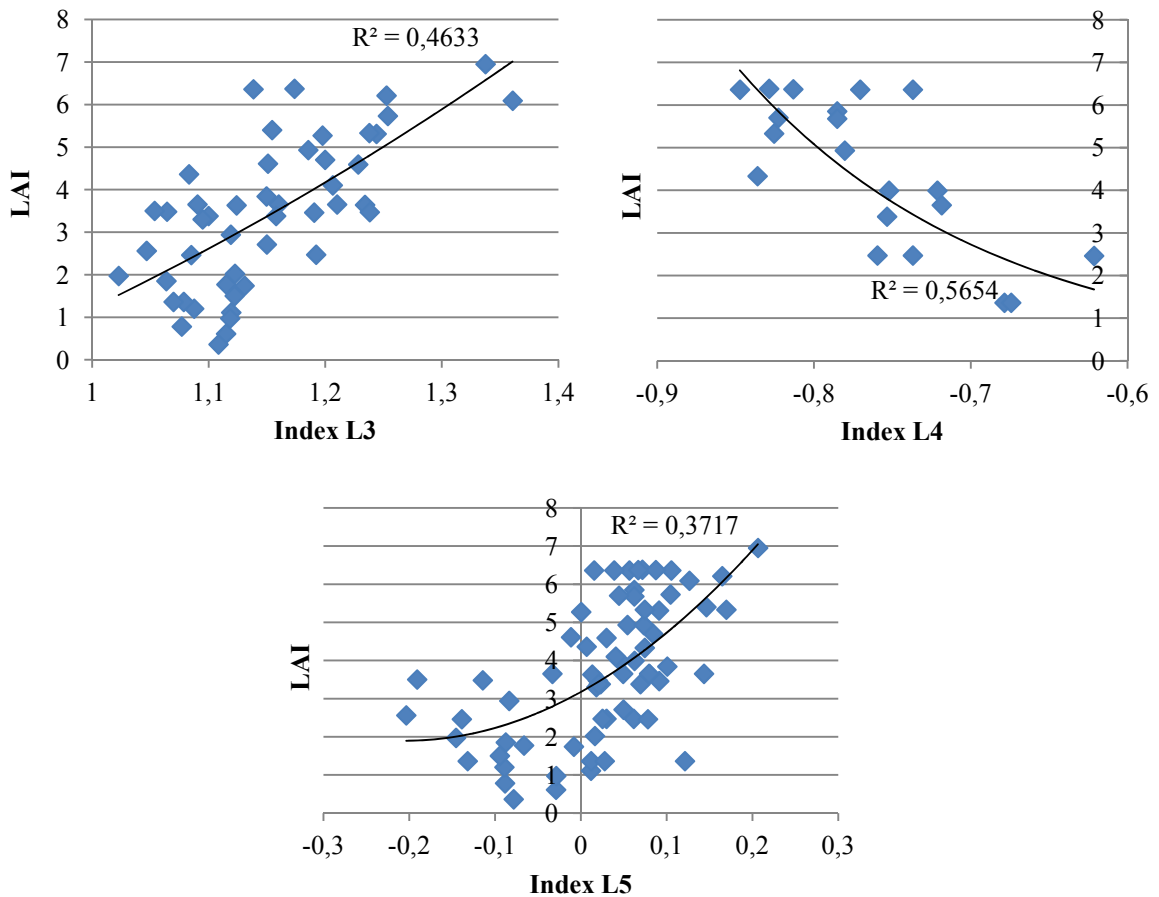
Řešení metodických problémů

V metodické části byly definovány dva základní metodické problémy při měření LAI.

Prvním problémem byla vzájemná závislost LAI a chlorofylu jako limitující faktor pro dobrou predikci LAI. Tento problém byl vyřešen pomocí navržené metodiky konstrukce vegetačních indexů, kdy vegetační indexy konstrukcí „MB“ a „MC“ dokázaly vždy vylepšit citlivost příslušných poměrů SR a NDVI vůči danému parametru. Lze tedy říci, že tímto způsobem lze odstranit nejen vliv půdy, jak bylo zjištěno Pellikou a Gonsamem (2012), ale také odstranit jiný činitel, mající vliv na sledovaný parametr. V případě této práce se jednalo o obsah chlorofylu, mající vliv na LAI. Všechny využití nové vegetační indexy, citlivé vůči LAI jsou zároveň necitlivé vůči obsahu chlorofylu.

Druhým problémem byla saturace LAI v závislosti na hodnotách indexu NDVI. Tento problém byl částečně odstraněn, jak je patrné na grafech 4, 5 a 6. Dle literatury je kritickým bodem hodnota $LAI = 2 - 3$ (Wang, 2007). Z průběhu grafů je patrné, že bylo možné eliminovat vliv saturace, ale nebylo možné se tohoto jevu zbavit úplně, tedy dosáhnout lineární závislosti. Lepších výsledků bylo dosaženo u vegetačního indexu vyvinutého nad leteckými daty (viz kap. 6.2.1), kde však výrazně klesla hodnota koeficientu determinace.

K výsledkům zvolené metodiky také patří úspěšnost indexů založených na navržené metodice. Celkem 19 z 37 vegetačních indexů, které jsou zmíněné v příloze 3, bylo sestrojeno pomocí navržené metodiky. Celkem 15 z 37 vegetačních indexů, prezentovaných v příloze 3 bylo sestrojeno s využitím prvních derivací spektra, což dokládá potenciál této metody. Tím bylo dokázáno, že je vyvinutá metodika pro konstrukci vegetačních indexů funkční.



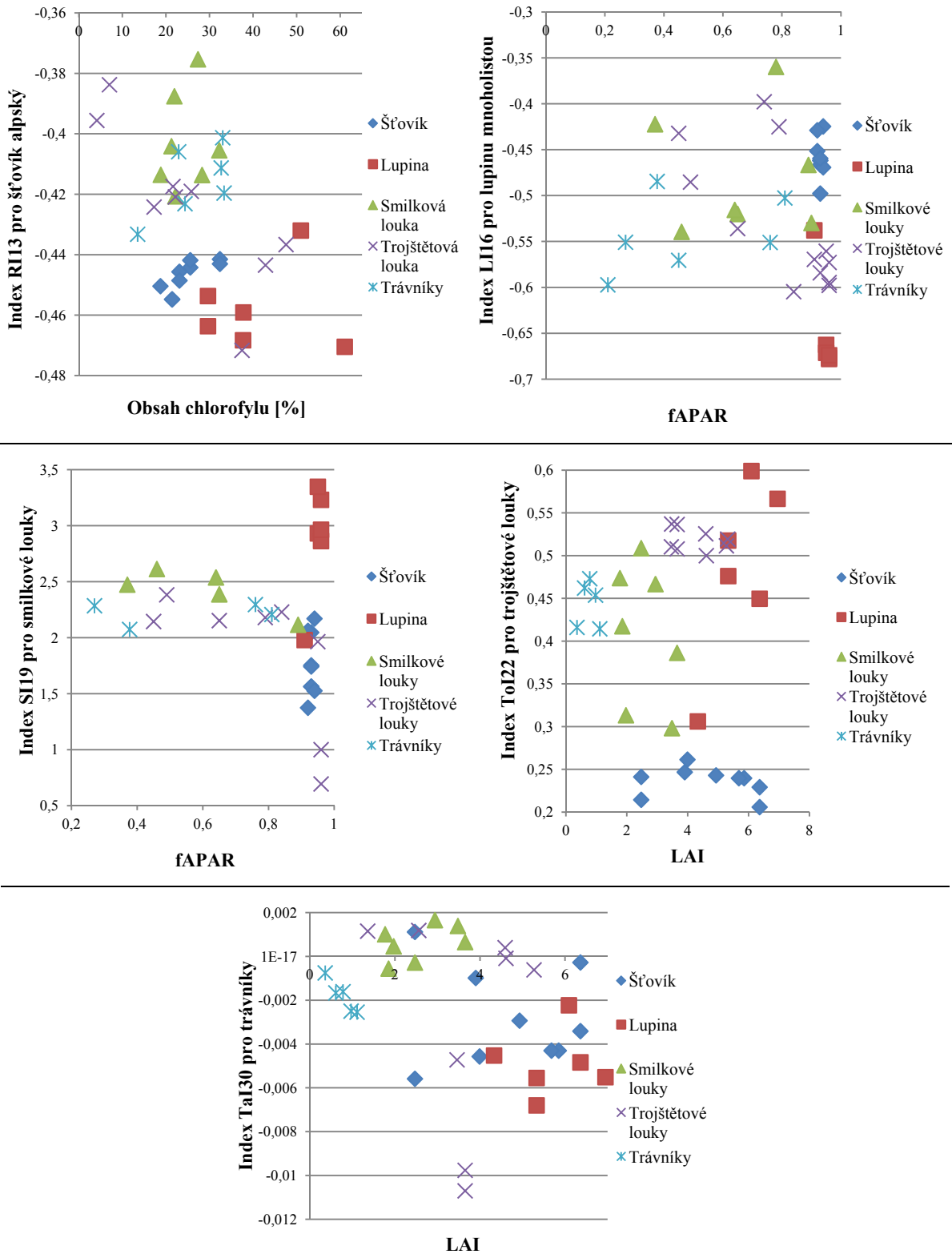
Graf 4, Graf 5 a Graf 6 Obecné vegetační indexy pro parametr LAI vyvinuté nad pozemními daty

6.1.5 Klasifikace legendy pomocí vegetačních indexů na úrovni pozemních dat

Přestože byly nové indexy testovány na citlivost vůči ostatním třídám, nemusely při vynesení hodnot do diagramů klasifikovat pouze svojí třídu. Z tohoto důvodu bylo třeba testovat, zda se hodnoty indexu, kterých nabývá u ostatních tříd, nekryjí s hodnotami klasifikované třídy, pro kterou byl index původně vyvíjen.

Vhodnost indexu je zde prezentována grafy, ve kterých jsou patrné shluky jednotlivých tříd. Pro každou klasifikovanou třídu byly vybrány indexy, které se na pozemních datech osvědčily nejvíce. Z diagramů je však patrné, že u všech vyvinutých indexů by bylo nutné volit kompromisy při určení jednoznačného rozmezí typického pro konkrétní třídy. V některých případech (grafy 9, 10 a 11) se vždy vyskytla jedna třída, která zasahovala do hodnocené třídy velkým intervalem. Tyto třídy (smilkové louky, trojštětové louky a trávníky) by proto bylo v případě klasifikace rozhodovacím stromem nutné klasifikovat až po šťovíku (graf 7) a lupině (graf 8). U těchto tříd se sice nacházejí určité překryvy tříd, jedná se však o odlehlé body, které byly při hledání klasifikačního předpisu zanedbány. Ze zde prezentovaných indexů by bylo možné sestavit rozhodovací strom, který by s určitou mírou nepřesnosti klasifikoval každou třídu.

Z analýzy shluků na grafech 7 až 11 je patrné, že nejlépe oddělitelnou třídou je šťovík alpský a nejlepší obecnou oddělitelnost má index ToI22.



Graf 7, Graf 8, Graf 9, Graf 10 a Graf 11 Projev vybraných vegetačních indexů vůči klasifikovaným třídám

Validace výsledků klasifikace pomocí indexů na úrovni pozemních dat byla provedena pomocí testování jejich výkonu na transformovaných pozemních spektrech se spektrálním rozlišením leteckého senzoru. Příloha 4 podává přehled vývoje všech indexů, které byly vyhodnoceny jako nejlepší pro pozemní data i pro transformovaná pozemní spektrální data. Tabulka udává vždy

hodnotu R^2 , pro daný index v dané fázi vývoje a také zda bylo možné využít daný index ke klasifikaci rozhodovacím stromem (tedy stanovení klasifikačního předpisu, který by se nekryl s ostatními třídami). Tabulka zároveň slouží jako ucelený přehled všech indexů, které se vyskytují v této práci, a obsahuje také obecné indexy postavené nad leteckými daty. Zelenou barvou jsou vyznačeny fáze každého indexu, kdy byl považován za vyhovující. Většina indexů narazila na nevyhovující klasifikační předpis již na úrovni pozemních dat. Další skupina indexů nebyla vhodná pro sestavení rozhodovacího stromu na úrovni transformovaných dat či na úrovni leteckých.

Obecné indexy pro biofyzikální parametry LAI a fAPAR (grafy 4 – 6) by bylo možné využít pro mapování těchto veličin na úrovni pozemních dat a také pro mapování jednotlivých klasifikačních tříd, rozdělených dle průměrných hodnot těchto parametrů (Klasifikace 2). Využití pro mapování biofyzikálních parametrů by bylo dobré z důvodu vysoké citlivosti na variabilitu hodnot parametrů a dobré separability tříd.

6.2 Úroveň leteckých dat

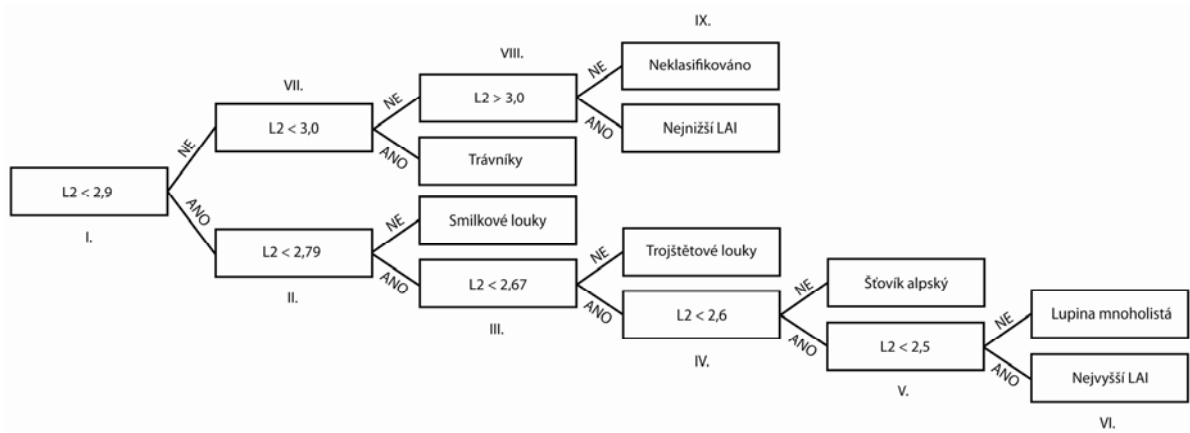
Posledním krokem práce byla aplikace vegetačních indexů na letecká data (obr. 19). Z přílohy 4 vyplývá, že pro výslednou klasifikaci formou rozhodovacího stromu bylo použito pět indexů (pro každou třídu jeden). Vedle klasifikace jednotlivých tříd (Klasifikace 1) byl na letecká data aplikován také index pro parametr LAI, který posloužil ke Klasifikaci 2 a dále byly vytvořeny mapy podle indexů citlivých vůči LAI a fAPAR.

6.2.1 Nově zkonstruované vegetační indexy na úrovni leteckých dat

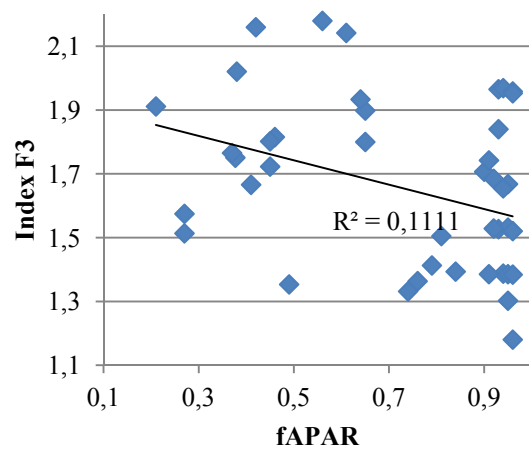
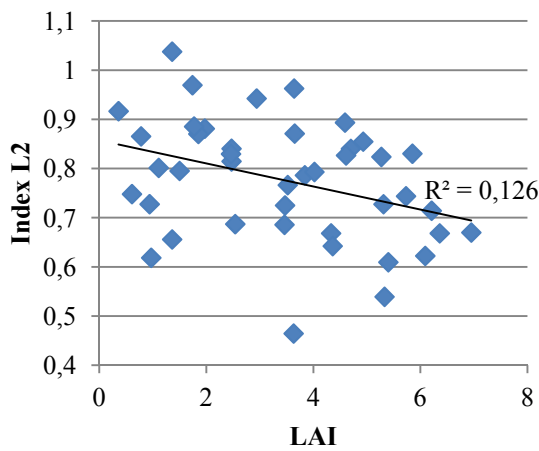
Obecné indexy zaměřené na odhad jednotlivých biofyzikálních parametrů, které byly vyvíjeny nad pozemními daty, nedosáhly v žádném z případů nezbytných hodnot citlivosti (příloha 4). Z tohoto důvodu bylo nutné vyvinout tyto indexy nad leteckými daty (schéma na obr. 19). Zde bylo dosaženo nepatrně lepších výsledků, které však nejsou uspokojivé. Celkové hodnoty R^2 dosáhly maximálně 0,15, což znamená korelaci přibližně 0,4, která nemůže být považována za hodnotu závislosti dvou veličin. Problém saturace LAI zde nebyl zaznamenán, na druhou stranu se projevila saturace fAPAR a nízká oddělitelnost tříd.

K tvorbě map byly využity indexy L2 (příloha 22) a F3 (příloha 23). U indexu L2 (graf 12) se projevila společná závislost na LAI a fAPAR, která není v této práci již řešena a je otázkou pro budoucí práci. Index F3 (graf 13) je citlivý pouze vůči fAPAR, nicméně hodnota R^2 je v tomto případě pouze 0,11. Na grafech 12 a 13 je zároveň patrný shluk bodů, který je obtížně proložitelný křivkou a jen vzdáleně připomíná určitý trend. V tomto směru se lépe projevuje index L2, naproti tomu index F3 vykazuje vliv saturace parametru fAPAR.

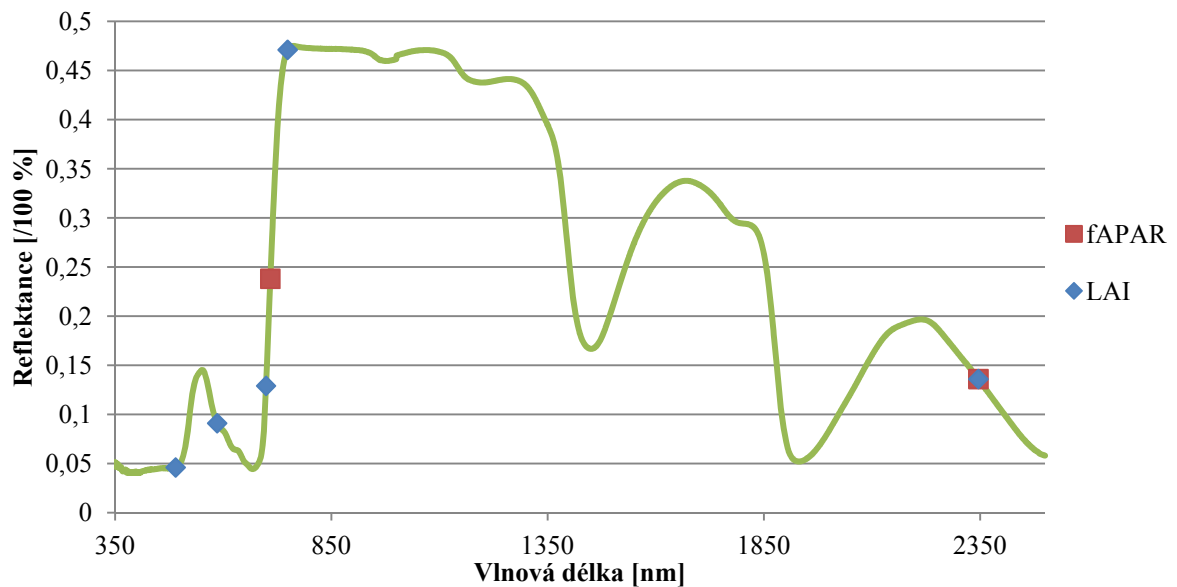
Index L2 byl zároveň využit ke Klasifikaci 2, kdy byly využity průměrné hodnoty parametru LAI každé klasifikované třídy (viz kap. 6.1.2). V tomto případě byly z křivky trendu odečteny příslušné hodnoty indexu. Tyto třídy byly následně prostřednictvím rozhodovacího stromu (obr. 20) vyneseny do mapy (příloha 17). Výsledek této klasifikace je proto velmi přibližný.



Obr. 20 Rozhodovací strom pro Klasifikaci 2 pomocí indexu L2 (Zdroj: autor)



Graf 12 a Graf 13 Indexy L2 a F3 v závislosti s naměřenými pozemními hodnotami LAI a fAPAR



Graf 14 Zobrazení polohy vlnových délek využitých v indexech L2 a F3

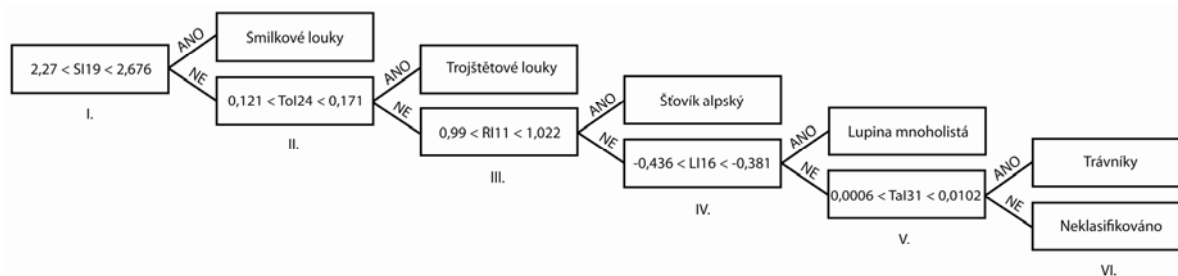
Indexy L2 a F3 využívají jako necitlivou vlnovou délku 2346 nm (graf 14), což je oblast z pásma SWIR2, která je však v obrazových datech značně zašuměná. Jedná se proto s největší pravděpodobností o chybnou korelaci. Index F3 využívá jako citlivou vlnovou délku 709 nm, což je

oblast pozice REIP bodu, který je charakteristickým právě pro vegetaci. Index L2 využívá jako hlavní citlivé pásmo vlnovou délku 699 nm, která je taktéž v oblasti *Red Edge*, tedy charakteristickou oblastí pro odrazivost vegetace. Index L2 navíc opravuje poměr zmíněných vlnových délek o vliv chlorofylu, který je zde zastoupen vlnovými délkami 586 nm, tedy maximální absorpce chlorofylu v zelené části spektra, a 490nm, tedy přechod mezi hlavní absorpcí chlorofylu *b* a absorpcí chlorofylu v zelené části spektra. V indexu vystupuje dále vlnová délka 749 nm, která se nachází na vrcholu oblasti *Red Edge*, tedy hlavní oblast odrazivosti vegetace v oblasti NIR.

Nad leteckými daty byly vyvíjeny také indexy pro jednotlivé třídy, aby bylo možné srovnat výkony s indexy, které vzešly z pozemních dat. Koefficienty determinace byly obecně vyšší, což bylo také způsobeno menším počtem vzorků. Tento počet byl často menší nežli v úvodu práce stanovená statistická hranice šesti vzorků. Nicméně z žádného takto vzniklého vegetačního indexu nebylo možné vytvořit odpovídající klasifikační pravidla, která by klasifikovala všechny třídy.

6.2.2 Klasifikace legendy pomocí vegetačních indexů na úrovni obrazových dat

V této části budou představeny vegetační indexy, využitě v rozhodovacím stromu pro Klasifikaci 1. Na rozdíl od úrovně pozemních dat se zde nevyskytla žádná čistě odlišitelná třída. U všech indexů bylo nutné zavádět kompromisy, kdy byly hodnoceny pouze hlavní shluky dat, a odlehlá měření byla zanedbána. Každá třída byla v rozhodovacím stromu zastoupena vlastním vegetačním indexem, který byl úspěšný při testování na leteckých datech (příloha 4). Rozhodovací strom, využitý v klasifikaci (obr. 21), obsahuje klasifikační pravidla, podle nichž byly řízeny jednotlivé úrovně výpočtu.



Obr. 21 Rozhodovací strom využitý pro Klasifikaci 1 s uvedenými rozhodovacími pravidly (Zdroj: autor)

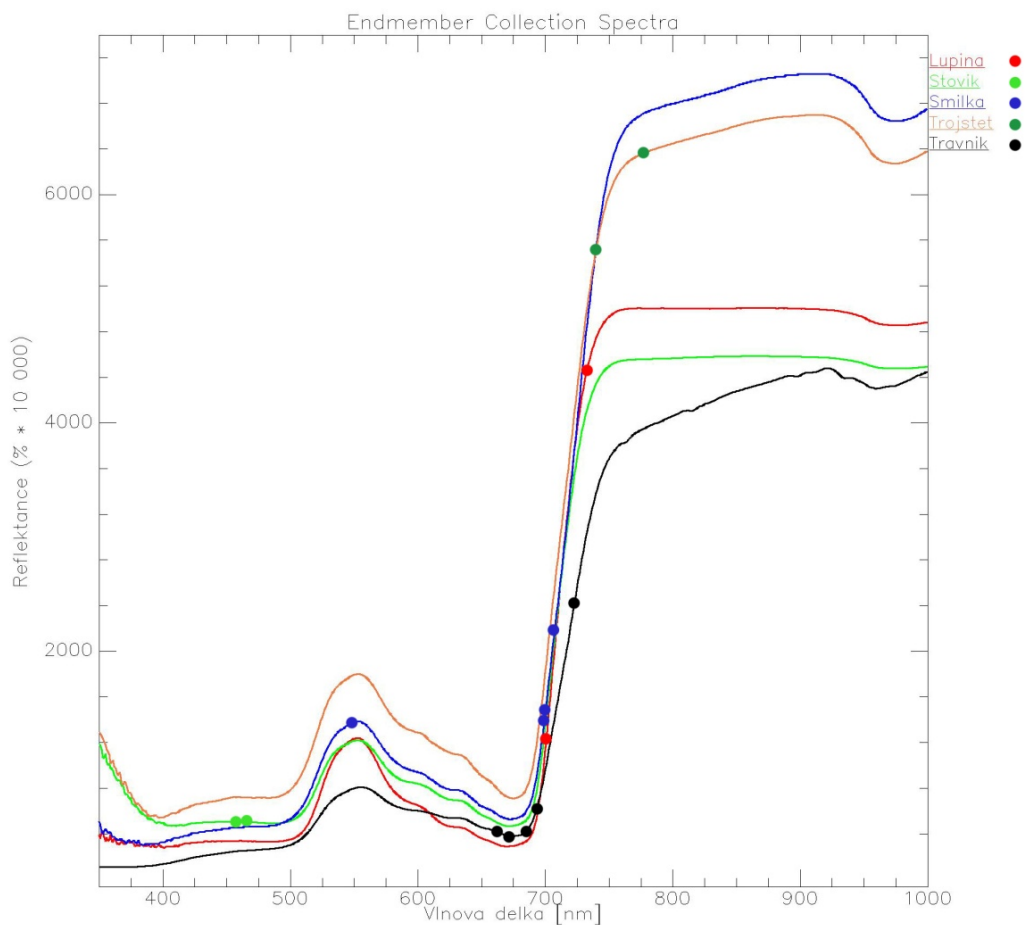
Index RI11 pro šťovic alpský využívá dvou sousedních spektrálních pásem (graf 15). Spektrální pásmo 461 nm bylo vyhodnoceno jako citlivé vůči LAI a vlnová délka 471 nm jako necitlivá vůči stejnému parametru. Na vlnové délce 461 nm se nachází oblast vysoké absorpce chlorofylu *b*, což může znamenat zvýšený projev strukturálního parametru LAI. Vlnová délka 471 nm se projevuje zvýšenou absorpcí karotenoidů a klesající absorpcí chlorofylu *b*.

Index LI16 pro lupinu mnoholistou je tvořen dvěma vlnovými délkami, a to 703 nm a 733 nm. Pozice těchto vlnových délek jsou zobrazeny na grafu 15. Tyto vlnové délky jsou symetricky posazeny od inflexního bodu oblasti *Red Edge*, která je charakteristická pro přechod odrazivosti do oblasti NIR. Index LI16 byl vytvořen na základě citlivosti vůči parametru fAPAR, který se váže na fotosyntézu rostliny. Pozice inflexního bodu REIP je svázána s aktuálním stavem vegetace, který je dán obsahem chlorofylu a tím pádem také aktivní fotosyntetické činnosti.

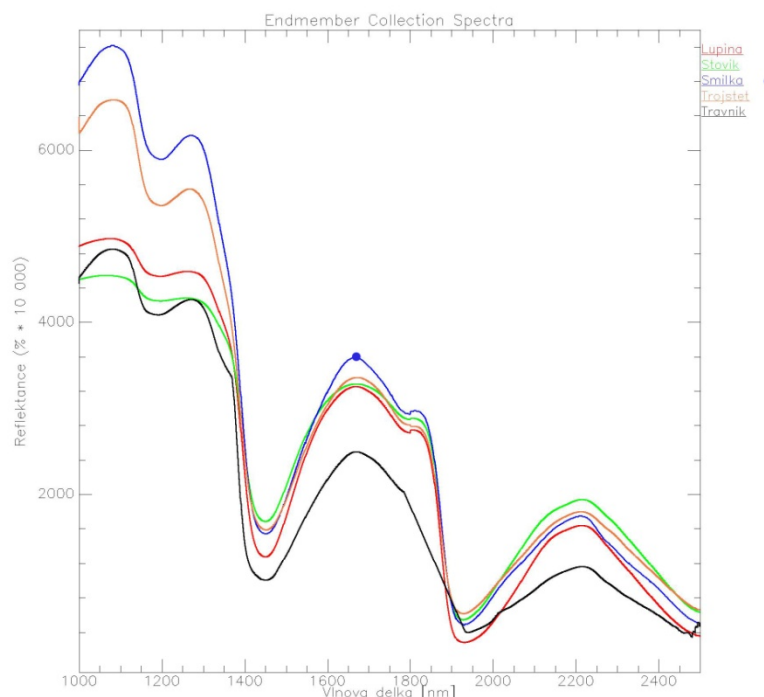
Index SI19 pro smilkové louky byl zkonstruován na základě vlnových délek citlivých vůči LAI (modrá křivka v grafu 15). Jedná se o 1672 nm, jako maximum odrazivosti v oblasti SWIR1 (graf 16) a o 547 nm, které se vyznačuje maximální absorpcí chlorofylu. Vlnová délka 1672 nm může být projevem vlivu sousedních absorpčních pásem vody. Smilkové louky jsou nejsušší klasifikovanou třídou, obsah vody proto bude jedním z hlavních spektrálních příznaků této třídy. V indexu dále vystupují tři vlnové délky z oblasti *Red Edge*, které vzešly z korelační analýzy jako citlivé vůči chlorofylu (692 nm), necitlivé vůči chlorofylu (669 nm), a také průměrná vlnová délka maximální citlivosti vůči chlorofylu v celém obrazu (717 nm).

Index ToI24 pro trojštětové louky využil vlnové délky citlivé vůči chlorofylu (graf 15). Index jako celek však projevil vysokou citlivost vůči parametru fAPAR. Index je tvořen normalizovaným rozdílem citlivé vlnové délky (771 nm) a necitlivé vlnové délky (733 nm). Obě vlnové délky se nacházejí v blízkosti přechodu mezi VIS a NIR. Vlnová délka 771 nm je již spíše v oblasti vysoké odrazivosti vlivem vnitřní struktury listu.

Všechny vlnové délky indexu TaI31 pro třídu trávníků se nacházejí v pásmu absorpce chlorofylu, vyjma vlnových délek 721 nm, která indikuje REIP a vlnová délka 692 nm, která je lokalizována na vzestupu křivky na přechodu do NIR.



Graf 15 Průměrná spektra klasifikovaných tříd a polohy vlnových délek využitých ve vegetačních indexech



Graf 16 Průměrná spektra klasifikovaných tříd a polohy vlnových délek využitých ve vegetačních indexech

Výsledky validace

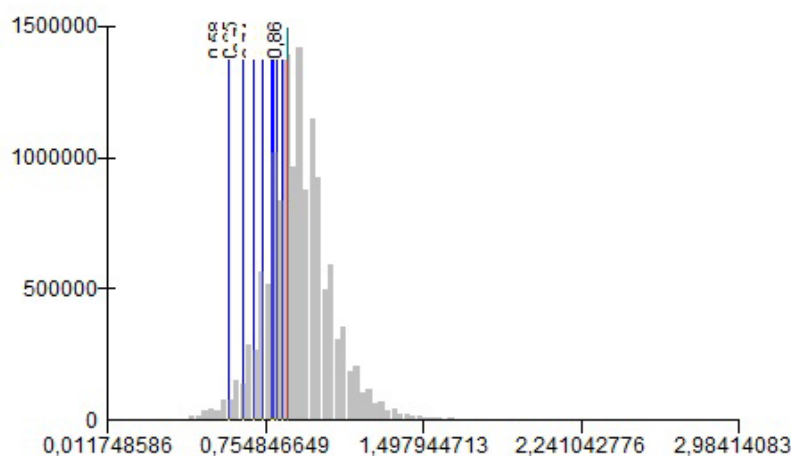
Klasifikace 1, kde byly využity vyvinuté vegetačními indexy „na míru“ jednotlivým klasifikovaným třídám, dosáhla celkové přesnosti (Overall accuracy) 67,9 % s koeficientem kappa 0,587 %. Celková Producer’s accuracy byla 64,9 % a celková User’s Accuracy byla 75,4 %. Nejvyšší hodnoty kappa indexu dosáhla třída trávníků s hodnotou 0,862 a třída šťovíku alpského s hodnotou 0,808. Třída šťovíku alpského dosáhla zároveň nejvyšší User’s accuracy (87,8 %) a třída smilkových luk dosáhla nejvyšší Producer’s accuracy (84,1 %). Obtížnost klasifikace luk se projevila v nižších Kappa koeficientech těchto tříd (0,529 pro smilkové louky a 0,547 pro trojštětové louky). Úspěšnou klasifikací je klasifikace smilkových luk, kde 84 % kontrolních bodů bylo skutečně v mapě klasifikováno jako smilková louka. Celková statistika přesnosti je zařazena do příloh (příloha 5) Přehled všech celkových přesností pro všechny klasifikační metody je uveden v tabulce 8.

Tab. 8 Přehled celkových přesností klasifikace

	Klasifikace 1	Klasifikace 2	Klasifikace 3	Klasifikace 4
Šťovík alpský	75,0	64,0	38,6	38,7
Degradace bylinami	67,5	62,2	43,8	11,7
Smilková louka	73,9	10,6	49,4	34,4
Trojštětová louka	71,1	65,2	22,7	29,5
Trávníky	63,2	57,1	15,1	9,9
Brusnicové keříky	-	-	8,5	8,8
Podmáčené louky	-	-	-	14,4
Oligotrofní louky	-	-	-	0
Degradace travinami	-	-	-	0
CELKEM	67,9	51,8	21,4	18,7

Důležitým parametrem klasifikace jsou špatně zařazené pixely. Nejvíce špatných pixelů bylo indikováno v třídě Smilkových luk, kde 14 pixelů z 58 validovaných bylo zařazeno do třídy šťovíkových porostů. Jednalo se často o plochy, které jsou sečeny, a proto mohly být v době náletu posekány a vykazovat tak nízké LAI. Ostatní třídy neměly výrazný počet chybně klasifikovaných pixelů. Chybová matice je zařazena do příloh (příloha 6).

Klasifikace 2, kdy byl obecný index L2 rozdělen na intervaly podle průměrných hodnot parametru LAI, nedosáhla tak dobrých výsledků. Celková přesnost této klasifikace při vyřazení nevalidovaných tříd byla 51,8 %, celková přesnost Producer's accuracy byla 52,6 % a přesnost User's accuracy byla 51,0 %. V této klasifikaci byly při validaci vynechány třídy nejvyššího a nejnižšího LAI, které nebylo možné bez příslušného přístroje validovat. Z obr. 22 vyplývá, že intervaly vytvořené ze vzorku trénovacích množin, leží mimo hlavní rozložení hodnot indexu z obrazových dat, což způsobuje chyby v klasifikaci. Nejlépe klasifikovanou třídou byla třída trojštětových luk, které dosáhly Producer's accuracy 30,435 % a User's accuracy 100 %. Nejvyšší přesnosti Producer's accuracy dosáhla třída trávníků, která byla klasifikována v 100 % přesně, avšak je nutné dodat, že validačních bodů této třídy bylo velmi málo. Důvodem bylo velké množství zrušených validačních bodů kvůli managementu luk (tab. 9). Kompletní přehled hodnocení přesnosti (příloha 7) a chybová matice (příloha 8) jsou zařazeny do příloh.



Obr. 22 Rozložení hodnot indexu L2 v obrazových datech (Zdroj: autor)

6.2.3 Výsledky aplikace dalších klasifikačních metod na úrovni obrazových dat

Vedle klasifikace vegetačními indexy, byla použita klasifikace metodou SAM, která pracuje s koncovými spektry z obrazových dat. Výsledky této metody jsou neuspokojivé, jelikož podle původní (Klasifikace 3), ani podle nové legendy (Klasifikace 4) nebyla celková přesnost více než 22 %.

Metoda SAM podle původní legendy dosáhla celkové přesnosti 21,4 % (koeficient Kappa 0,099). Celková přesnost klasifikace šťovíku alpského byla 38,6 %. Nejlepších výsledků dosáhla třída smilkových luk, kde byl celkový Kappa koeficient 0,636 a celková přesnost 49,4 %. Výsledky hodnocení přesnosti jsou v přílohách 9 a 10.

Podobný výsledek byl zaznamenán u klasifikace SAM podle nové legendy. Zde bylo dosaženo celkové přesnosti 18,5 %. V příloze 11 je uvedena původní tabulka s hodnocením přesnosti, která však zahrnuje i třídy, které nebyly hodnoceny. Jednalo o třídy, které byly vyřazeny z hodnocení kvůli chybějícím validačním datům o managementu v době snímání dat. Tyto třídy byly klasifikovány z důvodu úplnosti klasifikace, nicméně nemohly být validovány (seč a mulčování). Chybová matice Klasifikace 4 je zobrazena v příloze 12. Celková přesnost *Producer's accuracy* byla 21,1 %, přesnost *User's accuracy* dosáhla 15,9 %. V rámci celkově špatného výsledku se vyskytly vyšší hodnoty u třídy smilkových luk (61,2 %, *Producer's accuracy* a 42,9 % *User's accuracy*).

Tab. 9 Přehled využitelnosti validačních bodů

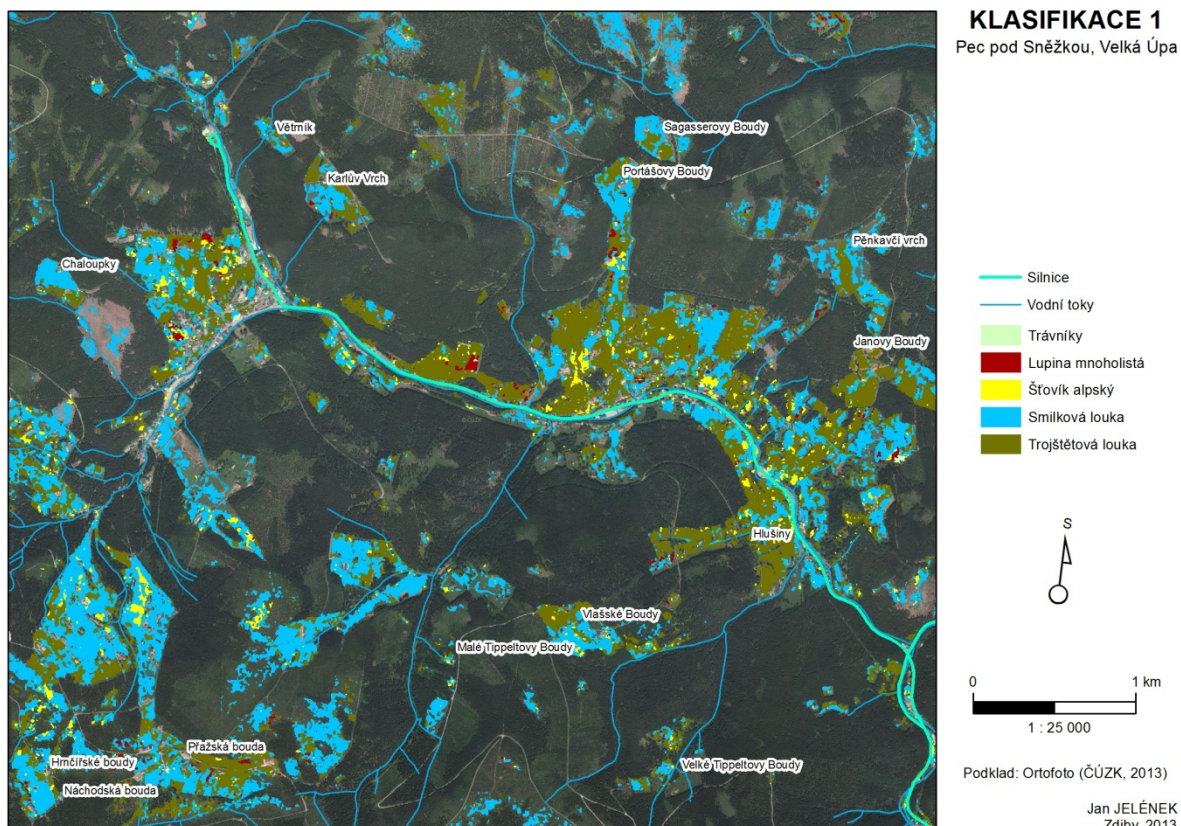
	Validační body	
	Využité	Celkový počet
Klasifikace 1	178	250
Klasifikace 2	61	275
Klasifikace 3	348	444
Klasifikace 4	391	476

6.3 Mapové výstupy

Výsledkem aplikace indexů jsou tematické mapy. Vzhledem k velikosti řešeného území (celé území Krkonoš), byly tvořeny mapové výstupy pro vybrané lokality, které jsou z hlediska lučních a bylinných ekosystémů nejdůležitější. V přílohách 13-23 jsou vzhledem k velikému počtu map zobrazeny pouze příklady výstupů. Zbylé mapy jsou nahrány na přiloženém DVD. Mapy pro Klasifikace 1 jsou v přílohách 13-15. Příklad mapy vzešlé z aplikace indexu L2 (Klasifikace 2) je v příloze 16. Příkladem mapového výstupu je mapa dle Klasifikace 1 (mapa 2) pro oblast Pece pod Sněžkou.

Výsledkem metody SAM byly klasifikační mapy, taktéž územně rozdělené na menší území. Tyto mapy jsou v přílohách 17-21. Mapy zobrazující klasifikaci dle staré legendy mají označení Klasifikace 3 a mapy zobrazující „novou“ legendu, mají označení Klasifikace 4.

Výsledné mapy používají jako základní vrstvu ortofoto Českého ústavu zeměměřického a katastrálního. Tento podklad byl zvolen pro lepší představu čtenáře o skutečném vegetačním pokryvu Země.



Mapa 2 Klasifikace 1 pro oblast Pece pod Sněžkou a Velké Úpy

KAPITOLA 7

Diskuse

Tato práce se zabývala klasifikací dvou vybraných druhů invazivních bylin – šťovíku alpského (*Rumex alpinus*) a lupiny mnoholisté (*Lupinus polyphyllus*), jejichž monitoring je důležitý pro Správu KRNAP, a vybraných typů lučních společenstev. Luční společenstva byla klasifikována podle dvou legend sestavených botanikem KRNAP. Jejich klasifikace je, jak vyplynulo ze studované literatury i samotné práce, náročnou úlohou, kterou stěžují komplikované přírodní podmínky horské oblasti.

Cílem práce bylo navrhnout metodiku, která by propojila biofyzikální parametry LAI a fAPAR a biochemický parametr obsah chlorofylu s konkrétními spektrálními vlastnostmi jednotlivých klasifikovaných druhů/společenstev a našla specifické spektrální příznaky, podle nichž je možné jednotlivé druhy a společenstva klasifikovat.

7.1 Použitá data a jejich omezení

K práci bylo využito hyperspektrálních dat ze senzoru APEX. Předzpracování dat bylo provedeno externě ve společnosti VITO, kde byly podle předávací dokumentace provedeny nezbytné korekce. Během práce však vyšlo najevo, že data mají určité nedostatky, které se dále projevily ve spektrálních analýzách a jejich výsledcích. Nejvýraznějším projevem je tzv. BRDF efekt, který je patrný při aplikaci spektrální transformace PCA na data. Zde je zjevný projev gradientu podél linie, který je způsoben bočním slunečním osvětlením. Tato skutečnost se projevuje především při sloučení linií do mozaiky, kdy jsou patrné odlišné spektrální vlastnosti linií.

Druhým problémem, který byl vysledován, je odlišný spektrální projev vegetace ve svazích, kdy byly severní svahy často klasifikovány jako celistvá monokultura brusnice či jako podmáčené porosty. Naproti tomu, jižní svahy, které byly v době náletu osvětleny Sluncem kolměji, bývají obecně klasifikovány přesněji. Tento stav může svědčit o špatné geometrické korekci dat. Celkově tento problém ovlivnil klasifikace SAM, která hodnotí spektra jako celek. Na klasifikaci vegetačními indexy se tento problém neprojevil, jelikož zde jsou řešeny poměry několika vlnových délek, které

mohou být stejné u jižního i severního svahu. V tomto směru se vegetační indexy projeví jako vhodné pro použitá data, jelikož dokáží částečně eliminovat spektrální chyby obrazových dat.

Pozemní spektrální data a pozemní měření biofyzikálních parametrů byla pořizována během pozemní kampaně, která proběhla před začátkem samotné práce na DP. Během zpracování výsledků se ukázalo, že některé původně zamýšlené třídy či druhy (invazivní Křídlatka japonská, brusnicové keřky, podmáčené porosty) nebude možné klasifikovat z důvodu malého počtu změřených spekter a biofyzikálních parametrů. Měření těchto dat je časově velmi náročný proces, ke kterému je zapotřebí dostatečné personální zajištění. Tuto podmínku nebylo možné vždy splnit.

U zde použitých přístrojů je dále třeba hodnotit naměřené hodnoty s vědomím, že rozptyl jejich hodnot může být ovlivněn vysokou citlivostí na externí podmínky měření. Tato skutečnost se nejvíce projevuje u přístroje SPAD, který měří chlorofyl. Hodnoty z tohoto přístroje proto sloužily spíše jako referenční soubor.

7.2 Vliv výběru klasifikovaných druhů

Během terénní validace výsledků se ukázalo, že výsledky lupiny mnoholisté v 60 % případů reprezentují širší společenstvo - druh degradované louky, kde se tato rostlina vyskytuje, spíše než v dominantních porostech. Výsledná klasifikace a hodnocení její přesnosti proto nevyjadřuje výskyt této konkrétní rostliny, ale spíše výskyt kategorie degradovaných luk s převahou dvouděložných bylin, s nimiž má lupina podobnou strukturu a spektrální projev. Podobný problém se vyskytl u šťovíku alpského, který se vyskytuje pouze ve vyšších partiích Krkonoš. Naproti tomu plochy, které byly v této třídě klasifikovány, pokrývaly také četná území v nižších partiích, jako je například Horní Lánov. V těchto oblastech byly zjištěny další druhy šťovíku, například šťovík kadeřavý, či šťovík tupolistý.

Luční společenstva, která byla klasifikována pomocí vegetačních indexů, byla v rámci legendy agregována do dvou tříd, smilkových a trojštěťových luk, podle práce Pomahačové (2012). Je zcela zřejmé, že toto dělení není ideální, co se týče horských luk, jelikož skrývá druhovou variabilitu. Jak již bylo řečeno, toto rozdělení bylo zvoleno z důvodu testování zde navržené metodiky, pro kterou byl nutný dostatečný počet in-situ změřených parametrů. Pokus o větší variabilitu byl obsažen v tzv. nové legendě dle botanika Mgr. Stanislava Březiny Ph.D. ze Správy KRNAP, která byla řešena metodou SAM.

Největším problémem u klasifikace luk se ukázal vliv jejich managementu. Při pozemní kampani nebylo možné vytvářet referenční mapu typů managementu luk. Z tohoto důvodu není znám druh managementu na obrazových datech. Při pozemní validaci výsledků navíc musely být vynechány všechny plochy, které byly aktuálně posekány, paseny či mulčovány, a to z toho důvodu, že nebylo možné poznat, do jaké třídy legendy tyto louky patří. Zde využitá metodika, která se váže na strukturální parametry rostlin (LAI), je citlivá na vzrůst vegetace a v případě, že je v době snímání dat určitá plocha posekána, je následně hodnocena chybně. Pro budoucí práce v tomto oboru je proto zcela jasnou prioritou zanést management luk do mapy již v době snímání dat a následně tyto plochy vynechat z klasifikace.

7.3 Konstrukce vegetačních indexů

Jedním z hlavních cílů práce bylo vytvořit a následně aplikovat metodiku klasifikace za pomoci vegetačních indexů pro invazivní druhy a luční společenstva. Jejich konstrukce odráží specifické vlastnosti konkrétních druhů rostlin/společenstev a zároveň se snaží eliminovat metodické problémy, jejichž vyřešení bylo dílčím cílem práce.

Prvním problémem, který vyplynul ze studované literatury, byl vzájemný vliv chlorofylu a LAI na dobrou predikci LAI pomocí vegetačních indexů k tomu určených (Haboudane et al., 2004). Tento problém byl řešen pomocí konstrukční úpravy základních vegetačních indexů SR a NDVI, kdy byly tyto indexy opraveny normalizací chlorofylu. Pro tuto konstrukční úpravu bylo využito metodického přístupu Gonsama a Pellikky (2012). Hodnoty citlivosti těchto indexů vůči chlorofylu skutečně ukazují na výrazné snížení. Navrženou konstrukcí tedy bylo možné oddělit vliv chlorofylu a LAI na vegetační indexy zaměřené na predikci LAI, což by mělo výrazně přispět k lepší klasifikaci tříd projevujících se specifickým LAI. Úspěšnost tohoto přístupu dokládá také fakt, že 19 z 37 výsledných indexů využívá tuto konstrukci.

Druhým problémem byla saturace LAI u indexů zaměřených na predikci tohoto parametru (Wang, 2007). Tento problém se podařilo částečně odstranit pomocí vyvíjené metodiky, avšak nikdy nebylo dosaženo zcela lineárního vztahu hodnot indexu a LAI. Tento problém se ukázal jako komplexní, jelikož se u výsledných indexů projevila také saturace fAPAR na hodnotách indexů. Tato saturace nebyla v literatuře zmiňována, avšak lze předpokládat, že se s ní autoři prací také potýkali.

Vyhledávání citlivých a necitlivých spektrálních pásem pro každou třídu klasifikace bylo provedeno pomocí analýzy citlivosti (Roberts et al., 2012), která v tomto prokázala vysokou účinnost. Shluková analýza využitých vegetačních indexů prokázala dobrou odlišitelnost jednotlivých druhů. Nejlepším navrženým vegetačním indexem byl index ToI22, který dokázal odlišit jednotlivé třídy nejlépe. Ze shlukové analýzy dále vyplynulo, že nejlépe odlišitelnou klasifikovanou třídou je šťovík alpský, a to především díky výrazně vyššímu LAI a také díky pravděpodobnému vyššímu obsahu vody v listech.

K analýze citlivosti a vyhledávání charakteristických spektrálních příznaků výrazně pomohly první derivace spekter. Celkem 15 z 37 vegetačních indexů z přílohy 3 byly sestrojeny s využitím této metody.

Spektrálním příznakem, který byl využit ve vegetačních indexech pro Klasifikaci 1 nejčastěji, se ukázala především oblast *Red Edge*, která je charakteristická pro vegetaci. Z grafů je patrné, že se v této oblasti jednotlivé třídy odlišují. Druhým významným příznakem je obsah vody v listech, který se projevuje různými absorpčními vlastnostmi spekter. To se projevilo nejvíce u třídy smilkových luk, která představuje nejsušší klasifikované společenstvo.

Nejproblematictější bodem výzkumu vegetačních indexů se ukázal přesun z laboratorní úrovně na úroveň obrazových dat. Zde došlo k výraznému snížení citlivosti všech vyvíjených vegetačních indexů. Hodnoty citlivosti dosáhly dokonce úrovně, která vylučuje jakoukoliv závislost na biofyzikálních parametrech. Při testování těchto indexů však vyšlo najevo, že tyto indexy přesto

dokáží navzájem odlišit jednotlivé třídy klasifikace. Toto je pravděpodobně způsobeno faktorem spektrální povahy, který je vázán čistě na charakteristické spektrální projevy jednotlivých klasifikovaných tříd. Významným poznatkem, plynoucím z této práce je, že navržená metodika vyhledávání charakteristických vlnových délek dokáže hledat takové vlnové délky, které jsou citlivé vůči druhově jedinečným strukturálním a biologickým parametrům. Indexy jsou tím unikátní pro různé druhy bylin a travních společenstev. V tomto směru se osvědčilo využití prvních derivací spekter, jelikož z analýz vyplynula silná vazba parametrů LAI a fAPAR na výrazné změny v odrazivosti. Pro úplnou validaci navržené metodiky by však bylo zapotřebí validovat vyvinuté indexy na jiných datech a jiném modelovém území.

Tato metodika však nebyla úspěšně potvrzena na spektrálních křivkách z leteckých obrazových dat, což lze přikládat rozdílnému původu dat (pozemní měření vs. letecká data) a velikostí pixelu 2,5 až 3 metry, který smazává malé rozdíly v jednotlivých třídách.

Součástí práce byl také pokus o vývoj vegetačních indexů, které by dokázaly obecně odhadovat parametry LAI a fAPAR a sloužily by tak k obecnému hodnocení vegetace nad rozsáhlejším územím. Na úrovni laboratorních spekter bylo dosaženo velmi dobrých výsledků, které však při přesunu na úroveň obrazových dat nebylo možné potvrdit. Zde se projevila odlišnost pozemních a leteckých spektrálních dat, a proto byly tyto obecné indexy vyvíjeny na leteckých datech. Z rozložení hodnot indexů po aplikaci na letecká data vyplynulo, že v případě indexu L2, tedy indexu predikujícího LAI, byly hodnoty naměřené v terénu umístěny mimo oblast nejčetnějších hodnot, a proto nepostihovaly celou variabilitu tohoto indexu. Naproti tomu u indexu F3 predikujícího fAPAR byly trénovací množiny rozmístěny rovnoměrně. Tento jev ukazuje na nedostatečný počet pozemních měření, které by v případě většího pokrytí, jak dokládá histogram hodnot indexu L2 (obr. 22), mohl způsobit jiné vymezení průměrných hodnot LAI pro klasifikované třídy. Index L2 je obecně málo citlivý vůči parametru LAI a není proto vhodným indexem pro jeho hodnocení.

7.4 Výsledky klasifikace

Jedním z cílů této práce bylo vylepšení přesnosti klasifikace invazivních druhů a druhů lučních společenstev dle legendy pomocí nově vyvinutých vegetačních indexů. Šťovík alpský a lupina mnoholistá, které tvořily dvě třídy klasifikace této práce, nebyly v dosavadní literatuře řešeny pomocí dálkového průzkumu Země. Z tohoto důvodu nebylo možné výsledky jejich klasifikace porovnat s referenční prací. Klasifikace invazivního šťovíku alpského pomocí Klasifikace 1 byla úspěšná, jelikož dosáhla celkové přesnosti 75 % a lze jí tak srovnávat s průměrnými klasifikacemi invazivních druhů v literatuře. Celková přesnost klasifikace degradovaných luk s dvouděložnými bylinami, reprezentovanými lupinou mnoholistou byla 67,5 %.

Většina studovaných prací se zaměřením na invazivní rostliny dosahovala při klasifikaci konkrétního druhu přesností mezi 75 a 80 %. V tomto směru lze hodnotit klasifikaci zde zkoumaných invazivních druhů jako úspěšnou. Nagler et al. (2012) pomocí hyperspektrálních

pozemních měření a družicových dat z Landsatu dosáhli celkové přesnosti 92,3 %, avšak nutno říci, že počet validačních bodů byl pouze 13. Silván-Cárdenas a Wang (2010) dosáhli pomocí metody *Linear spectral unmixing* z hyperspektrálních dat AISA celkové přesnosti 77 % při mapování tamaryšku. Underwood et al. (2006) dosáhli celkové přesnosti pomocí dat HyMap 73 % při mapování vodního hyacintu. Lawrence et al. (2006) dosáhli při mapování invazivní byliny chrpy skvrnitě pomocí senzoru Probe-1 celkové přesnosti 84 % a invazivního pryšce obecného přesnosti 86 %. Underwood et al. (2003) mapovali invazivní traviny a byliny v Kalifornii, kde byla hodnocena data ze senzoru AVIRIS. Celková dosažená přesnost této klasifikace, při použití MNF obrazu, byla 76,1 % s kappa koeficientem 0,7. Underwood et al. (2003) částečně využili také poměry pásem, které však vedly k celkové přesnosti pouze 58,8 %. Významnou referenční prací vůči této DP je studie, kde byl ke klasifikaci využitý rozhodovací strom (Hestir et al., 2008). Hlavním objektem byla řeřicha širokolistá, která lze svým vzrůstem a podobou přirovnat k druhům, které byly v této práci zařazené do třídy degradovaných luk s dvouděložnými bylinami, v Klasifikaci 1 reprezentovány lupinou mnoholistou. Celková přesnost klasifikace této rostliny byla 69,4 %. Ve srovnání s výsledky lupiny mnoholisté se nejedná o zásadní rozdíl. Ostatní v literatuře zmíněné druhy jsou svým charakterem odlišné od lupiny mnoholisté a lze je tak obtížně srovnávat s touto prací.

Většina studované literatury, která se zabývá hyperspektrálními daty a lučními společenstvy, se zaměřuje na výpočet biofyzikálních parametrů a obsah chemických látek v těchto společenstvech. Klasifikací lučních druhů se zabýval například Zagajewski (2012), který pomocí metody neurálních sítí dosáhl průměrné přesnosti klasifikace luk 85,3 % s tím, že zde nejlépe klasifikovaná třída Smilkových luk (73,9 %), byla klasifikována s nejvyšší průměrnou přesností 89,7 %. V tomto ohledu nedošlo v této práci k vylepšení přesnosti.

Druhou metodou klasifikace bylo rozdělení obecného indexu citlivého vůči LAI všech tříd podle průměrných hodnot tohoto parametru. Tato metoda vykazuje celkovou přesnost (51,8 %) a není tak příliš vhodnou ke klasifikaci. Důvodem je vysoký rozptyl a nízká korelace k parametru LAI výchozího vegetačního indexu. Tato metoda je tedy velmi orientační a vyjadřuje spíše intervalově rozdělený spojitý obraz LAI.

Vedle konkrétních tříd byly také vytvářeny mapy parametrů LAI a fAPAR, které mají pomoci hodnotit stav vegetace na rozsáhlém území. Tyto mapy jsou založeny na vyvinutých obecných vegetačních indexech, které však dosáhly obecně nízké korelace se vstupními parametry. Výsledky nebylo možné validovat z důvodu absence přístrojů k tomu určených, a proto jsou jejich hodnoty pouze orientační.

V práci byly zpracovávány také klasifikace pomocí metody SAM, které však dosahovaly průměrně velmi nízkých přesností. Většina studované literatury využívá oproti této práci metodu SAM ke klasifikacím obecnější legendy. To může být také důvodem pro velmi nízké hodnoty přesností. Z původní legendy dosáhly nejlepších přesností třídy smilkových luk (49,4 %) a degradovaných luk s převahou dvouděložných bylin (43,8 %). Z nové legendy pak byla opět třída smilkových luk nejpresnější (50,6 %). Vedle obtížnosti odlišit jednotlivá spektra zde pravděpodobně hrály roli problémy vyskytující se v obrazových datech, podrobněji diskutované výše. Vhodnější by

bylo ke klasifikacím využít například metodu neural net nebo support vector machine. Tato část práce byla však pouze doplňková, a proto byla zvolena jednoduchá metoda. Jako perspektivní pro náročný úkol klasifikace horských lučních společenstev, jejichž základním charakterem je prolínání jednotlivých typů společenstev a často velmi pozvolný gradient přechodu jednoho společenstva do druhého (pozdvolná změna složení a struktury společenstev) se jeví metody, které se zaměřují na hodnocení tzv. floristického gradientu postaveném na důkladném studiu vztahu mezi floristickým složením a reflektancí společenstva (Magiera et al., 2013). Tyto studie ukazují, že floristické gradienty jsou přímo spojené s gradienty biofyzikálních vlastností a environmentálních podmínek, které jsou příčinou rozdílů ve spektrálním projevu (Magiera et al., 2013). Tento přístup ale vyžaduje dokonalé botanické vzdělání, případně přítomnost botanika v týmu, protože je vedle měření spektrálních vlastností postaven na podrobném botanickém snímkování.

7.5 Přenositelnost metodiky

Ověření přenositelnosti této metodiky je jedním z hlavních úkolů pro budoucí práci. Předpokladem je, že tato metodika najde uplatnění při hodnocení vegetace, jelikož její principy nejsou závislé na vstupních datech použitých v této práci. Konkrétní vyvinuté indexy však již pravděpodobně přenositelné nebudou, a to z důvodu silné vazby na zde využitá data. Lze zároveň předpokládat, že při vyřešení hlavních problémů s kvalitou dat, předejití chyb při kolekci pozemních dat a využití modelů RT k modelaci indexů, by bylo možné touto metodou dojít k hodnotám přesnosti, které by se minimálně rovnaly nejlepším přesnostem uváděným v literatuře.

KAPITOLA 8

Závěr

Hyperspektrální data jsou v poslední době často využívána k výzkumu vegetace, jelikož nabízejí kvantitativní i kvalitativní posun oproti multispektrálním datům. Na druhé straně hodnocení invazivních druhů a lučních společenstev v horském prostředí není pomocí hyperspektrálních dat tak časté. Ze studované literatury vyplynulo, že většina autorů dokázala klasifikovat invazivní druhy s úspěšností kolem 75 %. To ukazuje na náročnost zvoleného úkolu.

Cílem této práce byla snaha o klasifikaci zmíněných společenstev a popřípadě vylepšení jejich klasifikace oproti srovnatelným studiím v literatuře. Prostředkem k provedení klasifikace byly vegetační indexy, jejichž vylepšená struktura byla jedním z dalších cílů práce. Tyto indexy byly citlivé vůči spektrálním vlastnostem zkoumaných invazivních druhů a dokázaly tyto třídy v porovnání s prezentovanou literaturou klasifikovat se srovnatelnou úspěšností. Klasifikace lučních společenstev je obecně náročnější a v tomto ohledu nebyla účinnost vegetačních indexů lepší, nežli srovnávané výsledky v literatuře. Při vývoji vylepšené konstrukce vegetačních indexů byly splněny všechny cíle, které byly stanoveny v úvodu práce. Podařilo se tedy odstranit vzájemný vliv chlorofylu a LAI, a snížit saturaci LAI na hodnotách vegetačních indexů. K porovnání účinnosti této metody měla sloužit řízená klasifikace pomocí metody SAM, která však ukázala na nevhodnost této metody pro odlišení jednotlivých rostlinných druhů a vybraných horských lučních společenstev. Posledním cílem bylo vytvoření map pro biofyzikální parametry LAI a fAPAR, na základě vyvinutých vegetačních indexů. Tento cíl byl splněn, avšak citlivost navržených indexů nebylo možné zvýšit nad hladinu spolehlivosti. Proto je zvolená metodika hodnocena jako nevhodná pro tento účel.

Tři ze čtyř cílů diplomové práce byly úspěšně splněny. Významným výstupem této práce je navržená metodika konstrukce vegetačních indexů z hyperspektrálních dat, která se ukázala jako úspěšná. Pro další zlepšení a potvrzení výsledků z této metodiky by bylo zapotřebí zahrnout do pracovního postupu modely radiativního transferu, které by pomohly testovat navržené vegetační indexy. Dalším doporučením je zvýšení počtu testovaných lokalit k získání reprezentativnějšího vzorku dat, který by zároveň umožňoval lepší validaci dat.

Práce ukázala nesporný potenciál hyperspektrálních dat při výzkumu a mapování invazivních druhů rostlin a lučních společenstev. Díky nově vyvinutým metodám s využitím těchto dat může být v budoucnu usnadněn management cenných ekosystémů, jako jsou horské květnaté louky a také umožněna účinná ochrana proti rozšiřování invazivních druhů rostlin v tomto unikátním území.

SEZNAM ZDROJŮ INFORMACÍ

- ANDERSON, G. L. et al Monitoring of invasive Tamarix distribution and effects of biological control with airborne hyperspectral remote sensing. *International journal of remote sensing*. Taylor & Francis, 2005, roč. 26, č. 12, s. 2487-2489. ISSN 0143-1161.
- ANDREW, M. E. et al Habitat suitability modelling of an invasive plant with advanced remote sensing data. *Diversity and Distributions*. Taylor & Francis, 2009, roč. 15, č. 4, s. 627-640. ISSN 13669516.
- ASD Inc.: Derivative spectrum. *ASD, Inc.* [online]. 2013 [cit. 2013-08-18]. Dostupné z: <http://www.asdi.com/resource-center/faqs/what-is-a-derivative-spectrum>
- ASNER, G. P. et al Remote sensing of native and invasive species in Hawaiian forests. *Remote Sensing of Environment*. Elsevier, 2008, roč. 112, č. 5, s. 1912-1926. ISSN 0034-4257. DOI: 10.1016/j.rse.2007.02.043.
- ASNER, G. P. et al Invasive species detection in Hawaiian rainforests using airborne imaging spectroscopy and LiDAR. *Remote Sensing of Environment*. Elsevier, 2008, roč. 112, č. 5, s. 1942-1955. ISSN 0034-4257. DOI: 10.1016/j.rse.2007.11.016.
- BAJWA, S. G. a S. S. KULKARNI Hyperspectral Data Minig. In: THENKABAIL, P. S., J. G. LYON a A. HUETE. *Hyperspectral remote sensing of vegetation*. Boca Raton, FL: CRC Press, 2012, s. 93- 120. ISBN 9781439845370.
- BECK, K. G. et al. Invasive Species Defined in a Policy Context: Recommendations from the Federal Invasive Species Advisory Committee. *Invasive plant science and management*. Weed Science Society of America, 2008, roč. 1, č. 4, s. 414-421. ISSN 1939-7291.
- BEN-DOR, E. Characterization of Soil Properties Using Reflectance Spectroscopy. In: THENKABAIL, P. S., J. G. LYON a A. HUETE. *Hyperspectral remote sensing of vegetation*. Boca Raton, FL: CRC Press, 2012, s. 513-557. ISBN 9781439845370.
- BLACKBURN, G. A. Quantifying Chlorophylls and Carotenoids at Leaf and Canopy Scales. *Remote Sensing of Environment*. 1998, vol. 66, issue 3, s. 273-285.

DOI: 10.1016/S0034-4257(98)00059 -5.

BORENGASSER, M., W. S. HUNGATE a R. WATKINS. *Hyperspectral remote sensing: principles and applications*. [Online-Ausg.]. Boca Raton, FL: CRC Press, 2008. ISBN 978-156-6706-544.

BRAKKE, T. W., E. T. KANEMASU, J. L. STEINER, F. T. ULABY a E. WILSON. Microwave radar response to canopy moisture, leaf-area index, and dry weight of wheat, corn, and sorghum. *Remote Sensing of Environment*. 1981, vol. 11, s. 207-220. DOI: 10.1016/0034-4257(81)90020-1.

BROGE, N. H. a E. LEBLANC. Comparing prediction power and stability of broadband and hyperspectral vegetation indices for estimation of green leaf area index and canopy chlorophyll density. *Remote Sensing of Environment*. 2001, vol. 76, issue 2, s. 156-172. DOI: 10.1016/S0034-4257(00)00197-8.

BROWN, L. A Shortwave Infrared Modification to the Simple Ratio for LAI Retrieval in Boreal Forests An Image and Model Analysis. *Remote Sensing of Environment*. vol. 71, issue 1, s. 16-25. DOI: 10.1016/S0034-4257(99)00035-8.

CAMPBELL, P. K. E., B. N. ROCK, M. E. MARTIN, C. D. NEEFUS, J. R. IRONS, E. M. MIDDLETON a J. ALBRECHTOVA. Detection of initial damage in Norway spruce canopies using hyperspectral airborne data. *International Journal of Remote Sensing*. 2004, vol. 25, issue 24, s. 5557-5584. DOI: 10.1080/01431160410001726058.

CHAND, T. R. K. a K. V. S. BADARINATH. Analysis of ENVISAT ASAR data for forest parameter retrieval and forest type classification: a case study over deciduous forests of central India. *International Journal of Remote Sensing*. 2007-11-20, vol. 28, issue 22, s. 4985-4999. DOI: 10.1080/01431160701253295.

CHISHOLM, L. A. a J. MARTHICK. Spectral and Spatial Variation at Leaf and Patch Scale of Invasive Wetland Weeds. In: *2008 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (Igarss 2008)*, Boston, USA. Boston: IEEE, 2009, I-265 - I-267. ISBN 978-1-4244-2807-6.

CHO, M. A., A.K. SKIDMORE a C. ATZBERGER. Towards red-edge positions less sensitive to canopy biophysical parameters using prospect-sailh simulated data. In: *Proceedings of the ISPRS Commission VII Symposium: Remote Sensing: From Pixels to Processes*. Enschede: ISPRS, 2006, s. 6.

CLARK, R. N. Spectroscopy of Rocks and Minerals, and Principles of Spectroscopy. In: RENCZ, Ed. by Andrew N. *Remote sensing for the earth sciences*. 3. ed. New York [u.a.]: Wiley, 1999, s. 3-58. ISBN 9780471294054.

DAMM, A., M. KNEUBUHLER, M. E. SCHAEPMAN a U. RASCHER. Evaluation of gross primary production (GPP) variability over several ecosystems in Switzerland using sun-induced

- chlorophyll fluorescence derived from APEX data. *2012 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. IEEE, 2012, s. 7133-7136. DOI: 10.1109/IGARSS.2012.6352018.
- DARVISHZADEH, R., A. SKIDMORE, M. SCHLERF, C. ATZBERGER, F. CORSI a M. CHO. LAI and chlorophyll estimation for a heterogeneous grassland using hyperspectral measurements. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 2008, roč. 63, č. 4, s. 409-426. ISSN 09242716. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2008.01.001.
- DARVISHZADEH, R., A. SKIDMORE, M. SCHLERF a C. ATZBERGER. Inversion of a radiative transfer model for estimating vegetation LAI and chlorophyll in a heterogeneous grassland. *Remote Sensing of Environment*. 2008, vol. 112, issue 5, s. 2592-2604. DOI: 10.1016/j.rse.2007.12.003.
- DARVISHZADEH, R., C. ATZBERGER, A. SKIDMORE a M. SCHLERF. Mapping grassland leaf area index with airborne hyperspectral imagery: A comparison study of statistical approaches and inversion of radiative transfer models. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 2011, roč. 66, č. 6, s. 894-906. ISSN 09242716. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2011.09.013.
- DE HAAN, J. F., J. W. HOVENIER, J. M. M. KOKKE a H. T. C. VAN STOKKOM. Removal of atmospheric influences on satellite-borne imagery: A radiative transfer approach. *Remote Sensing of Environment*. 1991, vol. 37, issue 1, s. 1-21. DOI: 10.1016/0034-4257(91)90046-9.
- DLR (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt). *Výukový program pro pozemní a letecké kampaně*. DLR, 2010.
- DURDEN, S. L., L. A. MORRISSEY a G. P. LIVINGSTON. Microwave backscatter and attenuation dependence on leaf area index for flooded rice fields. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. vol. 33, issue 3, s. 807-810. DOI: 10.1109/36.387599.
- EITEL, J. U. H. et al Suitability of existing and novel spectral indices to remotely detect water stress in *Populus* spp. *Forest Ecology and Management*. Elsevier, 2006, roč. 229, 1-3, s. 170-182. ISSN 03781127. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.03.027.
- FENSHOLT, R., I. SANDHOLT a M. S. RASMUSSEN. Evaluation of MODIS LAI, fAPAR and the relation between fAPAR and NDVI in a semi-arid environment using in situ measurements. *Remote Sensing of Environment*. 2004, vol. 91, 3-4, s. 490-507. DOI: 10.1016/j.rse.2004.04.009.
- GITELSON, A., KAUFMAN, Y. J. a MERZLYAK, M. N. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*. 1996, roč. 58, č. 3, s. 289-298. ISSN 00344257.
- GITELSON, A. Wide Dynamic Range Vegetation Index for Remote Quantification of Biophysical Characteristics of Vegetation. *Journal of Plant Physiology*. 2004, roč. 161, č. 2, s. 165-173. ISSN 01761617.

- GONG, P. et al Estimation of forest leaf area index using vegetation indices derived from hyperion hyperspectral data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. IEEE, 2003, roč. 41, č. 6, s. 1355-1362. ISSN 0196-2892. DOI: 10.1109/TGRS.2003.812910.
- GONSAMO, A. a PELLIKKA, P.. The sensitivity based estimation of leaf area index from spectral vegetation indices. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing: official publication of the International Society for Photogrammetry and Remote Sensing (ISPRS)*. 2012, roč. 67, č. 4, s. 15-25. ISSN 0924-2716.
- HABOUDANE, D. Hyperspectral vegetation indices and novel algorithms for predicting green LAI of crop canopies: Modeling and validation in the context of precision agriculture. *Remote Sensing of Environment*. 2004-04-15, roč. 90, č. 3, s. 337-352. ISSN 00344257.
- HAMADA, Y. et al. Detecting Tamarisk species (*Tamarix* spp.) in riparian habitats of Southern California using high spatial resolution hyperspectral imagery. *Remote Sensing of Environment*. Elsevier, 2007, roč. 109, č. 2, s. 237-248. ISSN 00344257. DOI: 10.1016/j.rse.2007.01.003.
- HANDLOVÁ, V. a Z. MÜNZZBERGOVÁ. Seed banks of managed and degraded grasslands in the Krkonoše Mts., Czech Republic. *Folia Geobotanica*. 2006, vol. 41, issue 3, s. 275-288. DOI: 10.1007/BF02904942.
- HE, Y. et al Studying mixed grassland ecosystems I : suitable hyperspectral vegetation indices. *Canadian journal of remote sensing*. Canadian Aeronautics and Space Institute, 2006, roč. 32, č. 2, s. 98-107. ISSN 0703-8992.
- HESTIR, E. L., S. KHANNA, M. E. ANDREW, M. J. SANTOS, J. H. VIERS, J. A. GREENBERG, S. S. RAJAPAKSE a S. L. USTIN. Identification of invasive vegetation using hyperspectral remote sensing in the California Delta ecosystem. *Remote Sensing of Environment*. 2008, vol. 112, issue 11, s. 4034-4047. DOI: 10.1016/j.rse.2008.01.022.
- HOLLAUS, M. *Remote Sensing of Vegetation: Přednáška na předmět Photogrammetry and Remote sensing*. Technische Universität Wien, 2012.
- HUENI, A., S. STERCKX, M. JEHLE, P. D'ODORICO, K. VREYS, B. BOMANS, J. BIESEMANS, K. MEULEMAN a M. SCHAEPMAN. Operational status of apex and characteristics of the apex open science data set. *2012 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. IEEE, 2012, s. 5009-5012. DOI: 10.1109/igarss.2012.6352486.
- JACQUEMOUD, S. a F. BARET. PROSPECT: A model of leaf optical properties spectra. *Remote Sensing of Environment*. 1990, vol. 34, issue 2, s. 75-91. DOI: 10.1016/0034-4257(90)90100-Z.
- JACQUEMOUD, S. Inversion of the PROSPECT SAIL canopy reflectance model from AVIRIS equivalent spectra: Theoretical study. *Remote Sensing of Environment*. 1993, vol. 44, 2-3, s. 281-292. DOI: 10.1016/0034-4257(93)90022-P.
- JANATA, T. a JIŘIŠTĚ, L., *Invazivní rostliny v Krkonoších*. Vrchlabí: KRNAP, 2010.

- JENSEN, J. R. *Introductory digital image processing: a remote sensing perspective*. 3rd ed. Upper Saddle River, N. J.: Prentice Hall, c2005, xv, 526 p. ISBN 01-314-5361-0
- JENSEN, J. R. *Remote sensing of the environment: an earth resource perspective*. 2nd ed. Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall, c2007, xvi, 592 p., [48] p. of plates. ISBN 978-013-1889-507.
- JIANG, Z., et al. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote Sensing of Environment*. 2008-10-15, roč. 112, č. 10, s. 3833-3845. ISSN 00344257.
- JONES. H. G. a R. A. VAUGHAN. *Remote sensing of vegetation: principles, techniques, and applications*. 1. publ. Oxford: Oxford University Press, 2010. ISBN 978-019-9207-794.
- JORDAN, C. F. Derivation of Leaf-Area Index from Quality of Light on the Forest Floor. *Ecology*. Ecological Society of America, 1969, roč. 50, č. 4, s. 663-666.
- KLIMEK, S, A. RICHTERGENKEMMERMANN, M. HOFMANN a J. ISSELSTEIN. Plant species richness and composition in managed grasslands: The relative importance of field management and environmental factors. *Biological Conservation*. 2007, roč. 134, č. 4, s. 559-570. ISSN 00063207. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.09.007.
- KOKALY, R. F. Investigating a Physical Basis for Spectroscopic Estimates of Leaf Nitrogen Concentration. *Remote Sensing of Environment*. 2001, vol. 75, issue 2, s. 153-161. DOI: 10.1016/S0034-4257(00)00163-2.
- LASS, L. W. a T. S. PRATHER. Detecting the Locations of Brazilian Pepper Trees in the Everglades with a Hyperspectral Sensor 1. *Weed Technology*. 2004, roč. 18, č. 2, s. 437-442. ISSN 0890-037x. DOI: 10.1614/WT-03-174R.
- LAURENT, V.C.E, W. VERHOEF, M.E. SCHAEPMAN, A. DAMM a J.G.P.W. CLEVERS. Mapping LAI and chlorophyll content from at-sensor APEX data using a Bayesian optimisation of a coupled canopy-atmosphere model. *2012 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. IEEE, 2012, s. 5685-5688. DOI: 10.1109/IGARSS.2012.6352321.
- LAWRENCE, R. L., S. D. WOOD a R. L. SHELEY. Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (randomForest). *Remote Sensing of Environment*. 2006, vol. 100, issue 3, s. 356-362. DOI: 10.1016/j.rse.2005.10.014.
- LEE, K.-S., W. B. COHEN, R. E. KENNEDY, T. K. MAIERSPERGER a S. T. GOWER. Hyperspectral versus multispectral data for estimating leaf area index in four different biomes. *Remote Sensing of Environment*. 2004, vol. 91, 3-4, s. 508-520. DOI: 10.1016/j.rse.2004.04.010.
- LIANG, S. *Quantitative remote sensing of land surfaces*. Hoboken, NJ: Wiley, 2004. ISBN 978-047-1281-665.
- LIU, L., J. WANG, Y. BAO, W. HUANG, Z. M. A. a C. ZHAO. Predicting winter wheat condition, grain yield and protein content using multi-temporal EnviSat-ASAR and Landsat TM satellite

- images. *International Journal of Remote Sensing*. 2006-02-20, vol. 27, issue 4, s. 737-753. DOI: 10.1080/01431160500296867.
- MACK, R. N et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological application*. Ecological society of America, 2000, roč. 10, č. 3, s. 689-710.
- MAGIERA, A., H. FEILHAUER, A. OTTE, R. WALDHARDT a D. SIMMERING. Relating canopy reflectance to the vegetation composition of mountainous grasslands in the Greater Caucasus. *Agriculture, Ecosystems*. 2013, vol. 177, s. 101-112. DOI: 10.1016/j.agee.2013.05.017.
- MALENOVSKÝ, Z., L. HOMOLOVÁ, R. ZURITA-MILLA, P. LUKEŠ, V. KAPLAN, J. HANUŠ, J.-P. GASTELLU-ETCHEGORRY a M. E. SCHAEPMAN. Retrieval of spruce leaf chlorophyll content from airborne image data using continuum removal and radiative transfer. *Remote Sensing of Environment*. 2013, vol. 131, s. 85-102. DOI: 10.1016/j.rse.2012.12.015.
- MEULEMAN, K. *APEX – Airborne Prism Experiment: Presentace senzoru*. VITO, Mol, Belgie, 2013.
- MIŠUREC, Jan. *DPZ vegetace pomocí metod obrazové spektroskopie: Přednáška na předmět Aplikace geoinformatiky*. Praha, 2012.
- MURAMATSU, K., et al. Pattern decomposition method and a new vegetation index for hyper-multispectral satellite data analysis. *Advances in Space Research*. 2000, roč. 26, č. 7, s. 1137-1140. ISSN 02731177.
- MUTANGA, O., A. K SKIDMORE a H. H. T PRINS. Predicting in situ pasture quality in the Kruger National Park, South Africa, using continuum-removed absorption features. *Remote Sensing of Environment*. 2004, roč. 89, č. 3, s. 393-408. ISSN 00344257. DOI: 10.1016/j.rse.2003.11.001.
- MUTANGA, O. a A. K. SKIDMORE. Red edge shift and biochemical content in grass canopies. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 2007, roč. 62, č. 1, s. 34-42. ISSN 09242716. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2007.02.001.
- MYNENI, R. B., R. RAMAKRISHNA, R. NEMANI a S. W. RUNNING. Estimation of global leaf area index and absorbed par using radiative transfer models. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. vol. 35, issue 6, s. 1380-1393. DOI: 10.1109/36.649788.
- NAGLER, P. L. et al. Hyperspectral remote sensing tools for quantifying plant liter and invasive species in arid ecosystems. In: THENKABAIL, Prasad Srinivasa et al. *Hyperspectral remote sensing of vegetation*. 1. vyd. Boca Raton, FL: CRC Press, c2012, s. 373-393. ISBN 978-1439845370.
- NARUMALANI, S. et al Detecting and Mapping Four Invasive Species Along The Floodplain of North Platte River, Nebraska. *Weed technology: a journal of the Weed Science Society of America*. Weed Science Society of America, 2009, roč. 23, č. 1, s. 99-107. ISSN 0890-037x. DOI: 0.1614/WT-08-007.1.

- NASA: MOD 15 - Leaf Area Index (LAI) and Fractional Photosynthetically Active Radiation (FPAR). NASA. *MODIS Website* [online]. 2013 [cit. 2013-08-18]. Dostupné z: http://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataproducts/dataproducts.php?MOD_NUMBER=15
- NOUJDINA, N. V. a S. L. USTIN. Mapping Downy Brome (*Bromus tectorum*) Using Multidate AVIRIS Data. *Weed Science*. Weed Science Society of America, 2008, roč. 56, č. 1, s. 173-179. ISSN 0043-1745. DOI: 10.1614/WS-07-009.1.
- PENGR, B. W. et al. Mapping an invasive plant, *Phragmites australis*, in coastal wetlands using the EO-1 Hyperion hyperspectral sensor. *Remote sensing of environment*. Elsevier, 2007, roč. 108, č. 1, s. 74-81. ISSN 0034-4257.
- PETERSON, D. L. a S. W. RUNNING Application in Forest Science and management. ASRAR, Edited by Ghassem. *Theory and applications of optical remote sensing*. New York: Wiley, 1989, s. 4210-4273. ISBN 9780471628958.
- PIMENTEL, D. et al Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the US. *BioScience*. American Institute of Biological Sciences, 2000, roč. 50, s. 53-65.
- POMAHAČOVÁ, M. *Možnosti využití DPZ při monitoringu luční vegetace a managementových zásahů v Krkonoších*. Praha, 2012. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze. Vedoucí práce RNDr. Lucie Kupková, Ph.D.
- POPP, C., D. BRUNNER, A. DAMM, M. VAN ROOZENDAEL, C. FAYT a B. BUCHMANN. High resolution NO₂ remote sensing from the Airborne Prism Experiment (APEX) imaging spectrometer. *Atmospheric Measurement Techniques Discussions*. 2012, vol. 5, issue 2, s. 2449-2486. DOI: 10.5194/amtd-5-2449-2012.
- PU, R. et al Using classification and NDVI differencing methods for monitoring sparse vegetation coverage: a case study of saltcedar in Nevada, USA. *International Journal of Remote Sensing*. Taylor & Francis, 2008, roč. 29, č. 14, s. 3987-4011. ISSN 0143-1161. DOI: 10.1080/01431160801908095.
- PU, R. Detecting and Mapping Invasive Plant Species by Using Hyperspectral Data. In: THENKABAIL, Prasad Srinivasa et al. *Hyperspectral remote sensing of vegetation*. 1. vyd. Boca Raton, FL: CRC Press, c2012, s. 447-465. ISBN 978-1439845370.
- RAMOELO, A., A. K. SKIDMORE, M. SCHLERF, R. MATHIEU a I. M. A. HEITKÖNIG. Water-removed spectra increase the retrieval accuracy when estimating savanna grass nitrogen and phosphorus concentrations. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 2011, roč. 66, č. 4, s. 408-417. ISSN 09242716. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2011.01.008.
- RAMSEY III, E. et al Generation and validation of characteristic spectra from EO1 Hyperion image data for detecting the occurrence of the invasive species, Chinese tallow. *International Journal of*

- Remote Sensing*. Taylor & Francis, 2005, roč. 26, č. 8, s. 1611-1636. ISSN 0143-1161. DOI: 10.1080/01431160512331326710.
- ROBERTS, D. A., K. L. ROTH a R. L. PERROY. Hyperspectral Vegetation Indices. In: THENKABAIL, P. S., J. G. LYON a A. HUETE. *Hyperspectral remote sensing of vegetation*. Boca Raton, FL: CRC Press, 2012, s. 309-327. ISBN 9781439845370.
- ROLLIN, E. M. a MILTON, E. J.. Processing of High Spectral Resolution Reflectance Data for the Retrieval of Canopy Water Content Information. *Remote Sensing of Environment*. 1998, roč. 65, č. 1, s. 86-92. ISSN 00344257.
- ROUSE, J.W., R. H. HAAS, J.A. SCHELL a D.W. DEERING. *Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS*. Washington, D.C.: NASA, 1974, 1994 s. 1.
- SAHOO, R. N.. *Hyperspectral Remote Sensing* [online]. 2010 [cit. 2013-08-18]. Dostupné z: http://www.iasri.res.in/ebook/GIS_TA/M2_4_HYSRS.pdf
- SAMPSON, P. H. et al. Hyperspectral remote sensing of forest condition: Estimating chlorophyll content in tolerant hardwoods. *Forest Science*. 2003, roč. 49, č. 3, s. 381-391. ISSN: 0015-749X.
- SI, Y., M. SCHLERF, R. ZURITA-MILLA, A. K. SKIDMORE a T. WANG. Mapping spatio-temporal variation of grassland quantity and quality using MERIS data and the PROSAIL model. *Remote Sensing of Environment*. 2012, roč. 121, s. 415-425. ISSN 00344257. DOI: 10.1016/j.rse.2012.02.011.
- SILVÁN-CÁRDENAS, J. L. a L. WANG. Retrieval of subpixel Tamarix canopy cover from Landsat data along the Forgotten River using linear and nonlinear spectral mixture models. *Remote Sensing of Environment*. 2010-08-16, vol. 114, issue 8, s. 1777-1790. DOI: 10.1016/j.rse.2010.04.003.
- SKIDMORE, A. K., J. G. FERWERDA, O. MUTANGA, S. E. VAN WIEREN, M. PEEL, R. C. GRANT, H. H. T. PRINS, F. B. BALCIK a V. VENUS. Forage quality of savannas Simultaneously mapping foliar protein and polyphenols for trees and grass using hyperspectral imagery. *Remote Sensing of Environment*. 2010, roč. 114, č. 1, s. 64-72. ISSN 00344257. DOI: 10.1016/j.rse.2009.08.010.
- SMITH, K. L., M. D. STEVEN a J. J. COLLS. Use of hyperspectral derivative ratios in the red-edge region to identify plant stress responses to gas leaks. *Remote Sensing of Environment*. 2004, vol. 92, issue 2, s. 207-217. DOI: 10.1016/j.rse.2004.06.002.
- ŠŤASTNÁ, P., J. KLIMEŠOVÁ a J. DOLEŽAL. Altitudinal changes in the growth and allometry of *Rumex alpinus*. *Alpine Botany*. 2012, vol. 122, issue 1, s. 35-44. DOI: 10.1007/s00035-012-0099-7.
- STRECKX, S. a K. VREYS. VITO. *APEX 2012 – September campaign HyMountEcos data delivery report*. Mol, 2013.

- THENKABAIL, P. S. et al Hyperspectral Vegetation Indices and Their Relationships with Agricultural Crop Characteristics. *Remote Sensing of Environment*. Elsevier, 2000, roč. 71, č. 2, s. 158-182. ISSN 00344257. DOI: 10.1016/S0034-4257(99)00067-X.
- THENKABAIL, P.S., J.G. LYON a A. HUETE Advances in Hyperspectral Remote Sensing of Vegetation and Agricultural Croplands. In: THENKABAIL, P. S., J. G. LYON a A. HUETE. *Hyperspectral remote sensing of vegetation*. Boca Raton, FL: CRC Press, 2012, s. 3-35. ISBN 9781439845370.
- TIAN, Y. C., et al. Assessing newly developed and published vegetation indices for estimating rice leaf nitrogen concentration with ground- and space-based hyperspectral reflectance. *Field Crops Research*. 2011, roč. 120, č. 2, s. 299-310. ISSN 03784290.
- TROMBETTI, M., D. RIANO, M. RUBIO, Y. CHENG a S. USTIN. Multi-temporal vegetation canopy water content retrieval and interpretation using artificial neural networks for the continental USA. *Remote Sensing of Environment*. 2008-01-15, vol. 112, issue 1, s. 203-215. DOI: 10.1016/j.rse.2007.04.013.
- TSAI, F. et al Spectrally segmented principal component analysis of hyperspectral imagery for mapping invasive plant species. *International Journal of Remote Sensing*. Taylor & Francis, 2007, roč. 28, č. 5, s. 1023-1039. ISSN 0143-1161. DOI: 10.1080/01431160600887706.
- TUCKER, C.J. A comparison of satellite sensor bands for vegetation monitoring. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 1978, roč. 44, č. 11, s. 1369-1380.
- UNDERWOOD, E. Mapping nonnative plants using hyperspectral imagery. *Remote Sensing of Environment*. 2003-07-30, vol. 86, issue 2, s. 150-161. DOI: 10.1016/S0034-4257(03)00096-8.
- UNDERWOOD, E. C., M. J. MULITSCH, J. A. GREENBERG, M. L. WHITING, S. L. USTIN a S. C. KEFAUVER. Mapping Invasive Aquatic Vegetation in the Sacramento-San Joaquin Delta using Hyperspectral Imagery. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2006-10-11, vol. 121, 1-3, s. 47-64. DOI: 10.1007/s10661-005-9106-4.
- VERHOEF, W. Light scattering by leaf layers with application to canopy reflectance modeling: The SAIL model. *Remote Sensing of Environment*. 1984, vol. 16, issue 2, s. 125-141. DOI: 10.1016/0034-4257(84)90057-9.
- WANG, C., B. ZHOU a H. L. PALM. Detecting Invasive Sericea Lespedeza (*Lespedeza cuneata*) in Mid-Missouri Pastureland Using Hyperspectral Imagery. *Environmental Management*. Springer, 2008, roč. 41, č. 6, s. 853-862. ISSN 0364-152x. DOI: 10.1007/s00267-008-9092-8.
- WANG, F., et al. New Vegetation Index and Its Application in Estimating Leaf Area Index of Rice. *Rice Science*. 2007, roč. 14, č. 3, s. 195-203. ISSN 16726308.
- WANG, W., et al. Estimating leaf nitrogen concentration with three-band vegetation indices in rice and wheat. *Field Crops Research*. 2012, roč. 129, s. 90-98. ISSN 03784290.

- WIDLÓWSKI, Jean-Luc. On the bias of instantaneous FAPAR estimates in open-canopy forests. *Agricultural and Forest Meteorology*. 2010-12-15, vol. 150, issue 12, s. 1501-1522. DOI: 10.1016/j.agrformet.2010.07.011.
- YANG, C. et al. Applying spectral unmixing and support vector machine to airborne hyperspectral imagery for detecting giant reed. In: *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium proceedings / IGARSS, Vancouver, Canada*. Vancouver: NJ: IEEE, 2011, 3664 - 3667. ISBN 978-1-4577-1003-2 ISSN 2153-6996.
- ZAGAJEWSKI, Bogdan. Classification of high-mountain plant communities using artificial neural nets and hyperspectral data. In: *WHISPERS 2nd Workshop on Hyperspectral Image and Signal Processing: Evolution in Remote Sensing, 14-16 June 2010, Reykjavik, Iceland*. Piscataway, N.J.: IEEE, 2010, s. 1-4. ISBN 978-1-4244-8906-0.
- ZARCO-TEJADA, P.J. et al Scaling-up and model inversion methods with narrowband optical indices for chlorophyll content estimation in closed forest canopies with hyperspectral data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. IEEE, 2001, roč. 39, č. 7, s. 1491-1507. ISSN 01962892. DOI: 10.1109/36.934080.
- ZHANG, Y. Forest Leaf Chlorophyll Study Using Hyperspectral Remote Sensing. In: THENKABAIL, Prasad S., John G. LYON a Alfredo HUETE. *Hyperspectral remote sensing of vegetation*. Boca Raton, FL: CRC Press, 2012, s. 167-186. ISBN 9781439845370.
- ZHENG, G. a L. M. MOSKAL. Retrieving Leaf Area Index (LAI) Using Remote Sensing: Theories, Methods and Sensors. *Sensors*. 2009, vol. 9, issue 4, s. 2719-2745. DOI: 10.3390/s90402719.
- ZVÁRA, Karel. *Biostatistika*. Praha: Karolinum, 2003, 209 s. ISBN 80-718-4773-9.

Citované zdroje v přehledu vegetačních indexů (Příloha 1), které nebyly použity v textu práce:

- BARET, F., G. GUYOT a D. J. MAJOR. TSAVI: A Vegetation Index Which Minimizes Soil Brightness Effects On LAI And APAR Estimation. *12th Canadian Symposium on Remote Sensing Geoscience and Remote Sensing Symposium*. IEEE, 1989, s. 1355-1358. DOI: 10.1109/IGARSS.1989.576128.
- BARET, F. a G. GUYOT. Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment*. 1991, vol. 35, 2-3, s. 161-173. DOI: 10.1016/0034-4257(91)90009-U.
- BLACKBURN, George Alan. Quantifying Chlorophylls and Carotenoids at Leaf and Canopy Scales. *Remote Sensing of Environment*. 1998, vol. 66, issue 3, s. 273-285. DOI: 10.1016/S0034-4257(98)00059-5.

- BROWN, L. A Shortwave Infrared Modification to the Simple Ratio for LAI Retrieval in Boreal Forests An Image and Model Analysis. *Remote Sensing of Environment*. vol. 71, issue 1, s. 16-25. DOI: 10.1016/S0034-4257(99)00035-8.
- CHEN, J. M. Evaluation of Vegetation Indices and a Modified Simple Ratio for Boreal Applications. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 1996, roč. 22, č. 3, s. 229-242.
- CLEVERS. Imaging Spectrometry in Agriculture - Plant Vitality And Yield Indicators. *Imaging Spectrometry — a Tool for Environmental Observations*. 1994, s. 193. DOI: 10.1007/978-0-585-33173-7_11.
- CLEVERS, J. G. P. W. The derivation of a simplified reflectance model for the estimation of leaf area index. *Remote Sensing of Environment*. 1988, vol. 25, issue 1, s. 53-69. DOI: 10.1016/0034-4257(88)90041-7.
- DATT, Bisun. A New Reflectance Index for Remote Sensing of Chlorophyll Content in Higher Plants: Tests using Eucalyptus Leaves. *Journal of Plant Physiology*. 1999, vol. 154, issue 1, s. 30-36. DOI: 10.1016/S0176-1617(99)80314-9.
- DAUGHTRY, C. Estimating Corn Leaf Chlorophyll Concentration from Leaf and Canopy Reflectance. *Remote Sensing of Environment*. vol. 74, issue 2, s. 229-239. DOI: 10.1016/S0034-4257(00)00113-9.
- FERNANDES, Richard, Chris BUTSON, Sylvain LEBLANC a Rasim LATIFOVIC. Landsat-5 TM and Landsat-7 ETM based accuracy assessment of leaf area index products for Canada derived from SPOT-4 VEGETATION data. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 2003, vol. 29, issue 2, s. 241-258. DOI: 10.5589/m02-092.
- GAMON, J. A., L. SERRANO a J. S. SURFUS. The photochemical reflectance index: an optical indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. *Oecologia*. 1997-11-24, vol. 112, issue 4, s. 492-501. DOI: 10.1007/s004420050337.
- GAO, B. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*. 1996, vol. 58, issue 3, s. 257-266. DOI: 10.1016/S0034-4257(96)00067-3.
- GITELSON, Anatoly a Mark N. MERZLYAK. Spectral Reflectance Changes Associated with Autumn Senescence of *Aesculus hippocastanum* L. and *Acer platanoides* L. Leaves. Spectral Features and Relation to Chlorophyll Estimation. *Journal of Plant Physiology*. 1994, vol. 143, issue 3. DOI: 10.1016/S0176-1617(11)81633-0.
- GITELSON, Anatoly A., Yoram J. KAUFMAN, Robert STARK a Don RUNDQUIST. Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment*. 2002, vol. 80, issue 1, s. 76-87. DOI: 10.1016/s0034-4257(01)00289-9.

- GITELSON, Anatoly A. Wide Dynamic Range Vegetation Index for Remote Quantification of Biophysical Characteristics of Vegetation. *Journal of Plant Physiology*. 2004, vol. 161, issue 2, s. 165-173. DOI: 10.1078/0176-1617-01176.
- GITELSON, Anatoly A., Galina P. KEYDAN a Mark N. MERZLYAK. Three-band model for noninvasive estimation of chlorophyll, carotenoids, and anthocyanin contents in higher plant leaves. *Geophysical Research Letters*. 2006, vol. 33, issue 11, s. -. DOI: 10.1029/2006GL026457.
- HUETE, A. R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*. 1988, vol. 25, issue 3, s. 295-309. DOI: 10.1016/0034-4257(88)90106-X.
- HUETE, A., K. DIDAN, T. MIURA, E. P RODRIGUEZ, X. GAO a L. G. FERREIRA. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*. 2002, vol. 83, 1-2, s. 195-213. DOI: 10.1016/S0034-4257(02)00096-2.
- HUNT, E. R. a B. N. ROCK. Detection of Changes in Leaf Water Content Using Near- and Middle-Infrared Reflectances. *Remote Sensing of Environment*. 1989, roč. 30, s. 43-54.
- KAUFMAN, Y. J. a D. TANRE. Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. vol. 30, issue 2, s. 261-270. DOI: 10.1109/36.134076.
- KIM, M. S. *The Use of Narrow Spectral Bands for Improving Remote Sensing Estimation of Fractionally Absorbed Photosynthetic Active Radiation (fPAR)*. College Park, Maryland, 1994. Master Thesis. University of Maryland.
- MAJOR, D. J., F. BARET a G. GUYOT. A ratio vegetation index adjusted for soil brightness. *International Journal of Remote Sensing*. 1990, vol. 11, issue 5, s. 727-740. DOI: 10.1080/01431169008955053.
- MERTON, R. a J. HUNTINGTON. *Early simulation results of the ARIES-1 satellite sensor for multi-temporal vegetation research derived from AVIRIS*. Pasadena: NASA Jet Propulsion Laboratory, 1999.
- MERZLYAK, Mark N., Anatoly A. GITELSON, Olga B. CHIVKUNOVA a Victor YU. RAKITIN. Non-destructive optical detection of pigment changes during leaf senescence and fruit ripening. *Physiologia Plantarum*. 1999, vol. 106, issue 1, s. 135-141. DOI: 10.1034/j.1399-3054.1999.106119.x.
- NEMANI, R., L. PIERCE, S. RUNNING a L. BAND. Forest ecosystem processes at the watershed scale: sensitivity to remotely-sensed Leaf Area Index estimates. *International Journal of Remote Sensing*. 1993, vol. 14, issue 13, s. 2519-2534. DOI: 10.1080/01431169308904290.
- PENUELAS, J., F. BARET a I. FILELLA. Semi-empirical indices to assess carotenoids/chlorophyll a ratio from leaf spectral reflectance. *Photosynthetica*. 1995, roč. 31, s. 221-230.

- PENUÉLAS, J., J. PINOL, R. OGAYA a I. FILELLA. Estimation of plant water concentration by the reflectance Water Index WI (R900/R970). *International Journal of Remote Sensing*. 1997, vol. 18, issue 13, s. 2869-2875. DOI: 10.1080/014311697217396.
- QI, J., A. CHEHBOUNI, A. R. HUETE, Y. H. KERR a S. SOROOSHIAN. A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*. 1994, vol. 48, issue 2, s. 119-126. DOI: 10.1016/0034-4257(94)90134-1.
- RICHARDSON, A. J. a C. L. WIEGAND. Distinguishing vegetation from soil background information. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 1977, č. 43, s. 1541-1552.
- ROCK, B. N., J. E. VOGELMANN, A. F. VOGELMANN, T. HOSHIZAKI a D. L. WILLIAMS. Remote detection of forest damage. *Bioscience*. 1986, č. 36, s. 439-445.
- ROUJEAN, Jean-Louis a François-Marie BREON. Estimating PAR absorbed by vegetation from bidirectional reflectance measurements. *Remote Sensing of Environment*. 1995, vol. 51, issue 3, s. 375-384. DOI: 10.1016/0034-4257(94)00114-3
- SIMS, Daniel A a John A GAMON. 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, 2-3, s. 337-354. DOI: 10.1016/S0034-4257(02)00010-X.
- VOGELMANN, J. E., B. N. ROCK a D. M. MOSS. Red edge spectral measurements from sugar maple leaves. *International Journal of Remote Sensing*. 1993, vol. 14, issue 8, s. 1563-1575. DOI: 10.1080/01431169308953986.

SEZNAM PŘÍLOH

- Příloha 1. Přehled využitých dosud publikovaných vegetačních indexů
- Příloha 2. Přehled nejcitlivějších indexů vůči zkoumaným vegetačním parametrům (hodnocení vůči pozemním datům), zelená pole označují indexy s nejvyšší citlivostí v dané skupině spekter
- Příloha 3. Přehled rovnic vyvinutých vegetačních indexů, které byly citlivé vůči příslušným parametrům na úrovni pozemních dat
- Příloha 4. Přehled vývoje vegetačních indexů. Zelenou barvou jsou vyznačeny vyhovující fáze všech indexů
- Příloha 5. Hodnocení přesnosti Klasifikace 1
- Příloha 6. Chybová matice Klasifikace 1
- Příloha 7. Hodnocení přesnosti Klasifikace 2
- Příloha 8. Chybová matice Klasifikace 2
- Příloha 9. Hodnocení přesnosti Klasifikace 3
- Příloha 10. Chybová matice Klasifikace 3
- Příloha 11. Hodnocení přesnosti Klasifikace 4
- Příloha 12. Chybová matice Klasifikace 4
- Příloha 13. Mapa Klasifikace 1 – Šťovík alpský
- Příloha 14. Mapa Klasifikace 1 – Smilkové louky
- Příloha 15. Mapa Klasifikace 1 – Trojštětové louky
- Příloha 16. Mapa Klasifikace 2 – Rokytnice nad Jizerou
- Příloha 17. Mapa Klasifikace 3 – Luční bouda
- Příloha 18. Mapa Klasifikace 3 – Šťovík alpský
- Příloha 19. Mapa Klasifikace 3 – Smilkové louky
- Příloha 20. Mapa Klasifikace 4 – Pec pod Sněžkou
- Příloha 21. Mapa Klasifikace 4 – Rennerovky
- Příloha 22. Mapa LAI – Rokytnice
- Příloha 23. Mapa fAPAR – Pec pod Sněžkou

Příloha 1: Přehled využitých dosud publikovaných vegetačních indexů

Index	Název	Vzorec	Účel	Zdroj	Pozn.
Normalizovaný rozdíl					
NDVI	Normalized difference vegetation index	$\frac{(R_{800} - R_{670})}{(R_{800} + R_{670})}$	citlivost vůči chlorofylu	Rouse et al. (1974)	1
RDVI	Renormalized difference vegetation index	$\frac{(R_{800} - R_{670})}{\sqrt{(R_{800} + R_{670})}}$	lepší citlivost vůči LAI	Roujean a Breon (1995)	1, 2
MSR	Modified simple ratio	$\frac{(R_{800} - R_{670})}{\sqrt{(R_{800} + R_{670})}} + 1$	biofyzikální parametry vegetace	Chen (1996)	1
NDII	Normalized difference infrared index	$\frac{(R_{NIR} - R_{SWIR})}{(R_{NIR} + R_{SWIR})}$		Hunt a Rock (1989)	
RNDVI	Reduced normalized difference vegetation index	$\frac{(R_{NIR} - R_{RED})}{(R_{NIR} + R_{RED})} \times \frac{(R_{SWIR_{max}} - R_{SWIR})}{(R_{SWIR_{max}} - R_{SWIR_{min}})}$		Nemani et al. (1993)	
NDWI	Normalized difference water index	$\frac{(R_{857} - R_{1241})}{(R_{857} + R_{1241})}$	LAI	Gao (1996)	
ARVI	Atmospherically resistant vegetation index	$\frac{(R_{NIR} - (R_{RED} - \gamma \times (R_{BLUE} - R_{RED})))}{(R_{NIR} + (R_{RED} - \gamma \times (R_{BLUE} - R_{RED})))}$	kompenzace rozptylu atmosféry v červeném pásmu	Kaufman a Tanre (1992)	
VARI	Vegetation atmospherically resistant index	$\frac{(R_{GREEN} - R_{RED})}{(R_{GREEN} + R_{RED} - R_{BLUE})}$	LAI, moisture stress	Gitelson et al. (2002)	
VIgreen	Vegetation index Green	$\frac{(R_{GREEN} - R_{RED})}{(R_{GREEN} + R_{RED})}$		Gitelson et al. (2002)	

SIPI	Structurally insensitive pigment index	$\frac{(R_{800} - R_{445})}{(R_{800} - R_{680})}$	kombinace karotenoidů a chlorofylu	Penuelas et al. (1995)
PSND	Pigment sensitive normalized difference	$\frac{(R_{800} - R_{675})}{(R_{800} + R_{675})}, \frac{(R_{800} - R_{650})}{(R_{800} + R_{650})}$	pigmenty	Blackburn (1998)
PRI	Photochemical reflectance index	$\frac{(R_{531} - R_{570})}{(R_{531} + R_{570})}$	light use efficiency	Gamon et al. (1997)
GNDVI	Green NDVI	$\frac{(R_{NIR} - R_{GREEN})}{(R_{NIR} + R_{GREEN})}$	větší vztah k vegetaci	Gitelson, Kaufman a Merzlyak (1996)
GBNDVI	Green-blue NDVI	$\frac{(R_{NIR} - R_{GREEN} + R_{BLUE})}{(R_{NIR} + R_{GREEN} + R_{BLUE})}$	větší vztah k vegetaci, LAI	Wang et al.(2007)
WDRVI	Wide dynamic range vegetation index	$\frac{(a \times R_{NIR} - R_{RED})}{(a \times R_{NIR} + R_{RED})}$	vylepšení NDVI, citlivosti vůči LAI	Gitelson (2004) 3
MDWI	Maximum difference water index	$\frac{(R_{max_{1500-1750}} - R_{min_{1500-1750}})}{(R_{max_{1500-1750}} + R_{min_{1500-1750}})}$	větší citlivost vůči vlhkosti v listech	Eitel et al. (2006)
NDVI ₇₀₅	Red Edge Normalized Difference Vegetation Index	$\frac{(R_{750} - R_{705})}{(R_{750} + R_{705})}$	Vylepšení NDVI pásmy z oblasti Red Edge	Gitelson a Merzlyak (1994)
mNDVI ₇₀₅	Modified Red Edge Normalized Difference Vegetation Index	$\frac{(R_{750} - R_{705})}{(R_{750} + R_{705} - 2 \times R_{445})}$	Úprava NDVI ₇₀₅ o vliv odraženého záření	Datt (1999)
VOG2	Vogelmann Red Edge Index 2	$\frac{(R_{734} - R_{747})}{(R_{715} + R_{726})}$	Citlivost vůči ploše listu a chlorofylu	Vogelmann, Rock a Moss (1993)
VOG3	Vogelmann Red Edge Index 3	$\frac{(R_{734} - R_{747})}{(R_{715} + R_{720})}$	Citlivost vůči ploše listu a chlorofylu	Vogelmann, Rock a Moss (1993)

Rozdíl

DVI	Difference vegetation index	$R_{NIR} - R_{RED}$		Jordan (1969)
Poměr				
SR	Simple ratio	$\frac{R_{NIR}}{R_{RED}}$		Jordan (1969)
mSR ₇₀₅	Modified Red Edge Simple Ratio Index	$\frac{(R_{750} - R_{445})}{(R_{705} + R_{445})}$	Vylepšení SR pásmy z oblasti Red Edge	Sims a Gamon (2002)
ISR	Infrared simple ratio	$\frac{R_{NIR}}{R_{SWIR}}$		Fernandes et al. (2003)
RSR	Reduced simple ratio	$\frac{R_{NIR}}{R_{RED}} \times \frac{(R_{SWIR_{max}} - R_{SWIR})}{(R_{SWIR_{max}} - R_{SWIR_{min}})}$		Brown et al. (2000)
RISR	Reduced infrared simple ratio	$\frac{R_{NIR}}{R_{SWIR}} \times \frac{(R_{RED_{max}} - R_{RED})}{(R_{RED_{max}} - R_{RED_{min}})}$	redukce efektu půdy v pozadí	Gonsamo a Pellikka (2012)
WBI	Water band index	$\frac{R_{900}}{R_{970}}$		Penuelas et al. (1997)
CRE	Chlorophyll red-edge index	$\frac{R_{NIR}}{R_{Red\ Edge}} - 1$	chlorofyl	Gitelson et al. (2006)
PSSR	Pigment specific spectral ratio	$\frac{R_{800}}{R_{675}} ; \frac{R_{800}}{R_{650}}$	pigmenty	Blackburn (1998)
PSRI	Plant senescence reflectance index	$\frac{(R_{680} - R_{500})}{R_{750}}$	pigmenty	Merzlyak et al. (1999)
MSI	Moisture stress index	$\frac{R_{SWIR}}{R_{NIR}}$	obsah vlhkosti v listech	Rock et al. (1986)

RVSI	Red edge vegetation stress index	$\frac{(R_{714} + R_{752})}{2 - R_{733}}$	variacie tvaru red edge	Merton a Huntington (1999)	
VOG1	Vogelmann Red Edge Index 1	$\frac{R_{740}}{R_{720}}$	Chlorofyl, obsah vody	Vogelmann, Roel a Moss (1993)	
Ortogonalní transformace					
PVI	Perpendicular vegetation index	$\frac{1}{\sqrt{(a^2 + 1)}} \times (R_{NIR} - a \times R_{RED} - b)$	dobře při nízkém LAI	Richardson a Wiegand (1977)	4
WDVI	Weighted difference vegetation index	$R_{NIR} - a \times R_{RED}$	dobře při nízkém LAI	Clevers (1989)	5
Hybridní					
SAVI	Soil-adjusted vegetation index	$(1 + L) \times \frac{(R_{800} - R_{670})}{(R_{800} + R_{670} + L)}$	zmenšení vlivu půdy v pozadí	Huete (1988)	6
MSAVI	Modified Soil-adjusted vegetation index	$\frac{1}{2} \times (2 \times R_{800} + (1 - \sqrt{((2 \times R_{800} + 1)^2 - 8 \times (R_{800} - R_{670}))})$	zlepšení SAVI pro větší variabilitu půd	Qi et al. (1994)	7
SARVI	Soil and atmospherically resistant vegetation index	$(1 + L) \times \frac{(R_{800} - R_{rb})}{(R_{800} + R_{rb} + L)}$	minimalizuje vliv jak půdy tak atmosféry	Kaufman a Tanre (1992)	8
MCARI	Modified Chlorophyll absorption ratio index	$((R_{700} - R_{670}) - 0,2 \times (R_{700} - R_{500})) \times \left(\frac{R_{700}}{R_{670}}\right)$	velký potenciál pro LAI, citlivý vůči chlorofylu a jeho variabilitě	Daughtry et al. (2000)	
TVI	Triangular vegetation index	$0,5 \times (120 \times (R_{750} - R_{550}) - 200 \times (R_{670} - R_{550}))$	reprezentuje vyzářenou energii absorbovanou listovými pigmenty	Broge a Leblanc (2000)	
MCARI1	Modified Chlorophyll absorption ratio index 1	$1,2 \times (2,5 \times (R_{800} - R_{670}) - 1,3 \times (R_{800} - R_{550}))$	LAI	Haboudane et al. (2004)	

MTVI1	Modified triangular vegetation index 1	$1,2 \times (1,2 \times (R_{800} - R_{550}) - 2,5 \times (R_{670} - R_{550}))$	LAI	Haboudane et al. (2004)	
MCARI2	Modified Chlorophyll absorption ratio index 2	$1,5 \times \frac{(2,5 \times (R_{800} - R_{670}) - 1,3 \times (R_{800} - R_{550}))}{\sqrt{((2 - R_{800} + 1)^2 - (6 \times R_{800} - 5 \times \sqrt{R_{670}}) - 0,5)}}$	LAI bez půdy	Haboudane et al. (2004)	
MTVI2	Modified triangular vegetation index 2	$1,2 \times \frac{(1,2 \times (R_{800} - R_{550}) - 2,5 \times (R_{670} - R_{550}))}{\sqrt{((2 - R_{800} + 1)^2 - (6 \times R_{800} - 5 \times \sqrt{R_{670}}) - 0,5)}}$	LAI bez půdy	Haboudane et al. (2004)	
TSAVI	Transformed SAVI	$\frac{(a \times (R_{NIR} - a \times R_{RED} - b))}{(a \times R_{NIR} + R_{RED} - a \times b)}$	možnost opravit index o konkrétní vlastnosti půdy	Baret et al. (1989)	
ATSAVI	Adjusted TSAVI	$\frac{(a \times (R_{NIR} - a \times R_{RED} - b))}{(a \times R_{NIR} + R_{RED} - a \times b + X \times (1 + a^2))}$	možnost opravit index o konkrétní vlastnosti půdy	Baret a Guyot (1991)	9
SAVI2	Soil-adjusted vegetation index 2	$\frac{R_{NIR}}{(R_{RED} + \frac{b}{a})}$	jiný přístup k soil adjustment	Major, Baret a Guyot (1990)	
MSAVI2	Modified SAVI 2	$\frac{1}{2} \times (2 \times (R_{800} + 1)) - \sqrt{((2 \times R_{800} + 1)^2 - 8 \times (R_{800} - R_{670}))}$		Qi et al. (1994)	
CARI	Chlorophyll absorption ratio index	$\frac{ (a \times 670 \times R_{670} + b) }{(a^2 + 1)^{0,5}} \times \frac{R_{700}}{R_{670}}$		Kim et al. (1994)	10
EVI	Enhanced vegetation index	$2,5 \times \frac{(R_{NIR} - R_{RED})}{(R_{NIR} + 6 \times R_{RED} - 7,5 \times R_{BLUE} + 1)}$	kompensace půdy a atmosféry	Huete et al. (1997)	
L-ATSAVI	L-adjusted TSAVI	$\frac{(a \times (R_{800} - a \times R_{670} - b))}{(a \times R_{800} + R_{670} - a \times b + X \times (1 + a^2) + L \times (0,5 \times (R_{2000} + R_{2200}) - R_{2100}))}$	vylepšení o suchou biomasu	He et al. (2006)	11
EVI2	Enhanced vegetation index 2	$\frac{G \times (R_{NIR} - R_{RED})}{(R_{NIR} + (6 - \frac{7,5}{c}) \times R_{RED} + 1)}$	vylepšení EVI	Jiang et al. (2008)	12

Ostatní

REP	Red Edge Position Index	$700 + 40 \times \left\{ \frac{\left[\frac{R_{670} + R_{780}}{2} \right] - R_{700}}{R_{740} - R_{700}} \right\}$	Pozice inflexního bodu Red Edge	Clevers (1994)
-----	-------------------------	---	---------------------------------	----------------

Poznámky:

1 – pásma dle této práce

2 nebo také = ODMOCNINA(NDVI*DVI)

3 a = (0,1;0,2)

4 - soil line parametrs a = 1, b = 0

5 - a = 1

6 - L = canopy background adjustment factor; optimální hodnota je 0,5

7 - podle Broge a Leblanc (2000) nejlepší odhadce pro LAI

8 - Rrb=Rred-gamma*(Rblue-Rred). Optimální hodnota gamma je 1

9 - L = 0,5; adjustment for minimizing background effects

10 - a = (R700-R550)/150 ; b = R550-(a * 550); X = 0,08 ?

11 - a,b - vlastnosti půdy, sklon a průsečík půdních křivek

12 - G = 205 ; c = 2,08

Příloha 2: Přehled navržených indexů nejcitlivějších vůči zkoumaným vegetačním parametrům (hodnocení vůči pozemním datům), zelená pole označují indexy s nejvyšší citlivostí v dané skupině spekter

Dataset	druh měření	počet měření	hladina spolehlivosti	LAI				fAPAR				Chlorofyl			
				indexy běžné		indexy nové		indexy běžné		indexy nové		indexy běžné		indexy nové	
				jméno	R ²	jméno	R ²	jméno	R ²	jméno	R ²	jméno	R ²	jméno	R ²
Všechna spektra	atmosférické	48	0,055	WBI	0,494	DMB1048/1273/837 /613LC	0,462	WBI	0,346	NO777/1305F	0,317	RSR	0,179	NO632/555C	0,121
	kontaktní sonda	20	0,142	mSR705	0,46	DME474/723	0,558	NDVI 850	0,621	P690/1560L	0,789	NDVI705	0,573	NO692/1200F	0,631
	všechna dohromady	68	0,04	VARI	0,216	MD760/1245/695 /1136	0,33	VARI	0,186	P747/1287F	0,231	SR734/62 9	0,238	ME731/640	0,18
Šťovík alpský	<i>atmosférické</i>	5	0,575	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	kontaktní sonda	8	0,366	RDVI	0,443	DMA471/790/493	0,492	DVI/ PVI	0,339	DN994/1209F	0,591	MCARI	0,641	DMD471/493/790 /1076	0,585
	všechna dohromady	13	0,222	RSR	0,276	DP462/463LC	0,544	NDWI	0,344	DP1084/1499F	0,178	SAVI2	0,51	DMC462/1491/463 /781LC	0,579
Lupina mnoholistá	<i>atmosférické</i>	3	0,847	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>kontaktní sonda</i>	3	0,847	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	všechna dohromady	6	0,486	RSR	0,645	DMD466/1572/1216	0,596	NDVI 705	0,923	NO702/734L	0,968	RNDVI	0,274	DP466/486LC	0,586
Smilkové louky	atmosférické	7	0,418	RVSI	0,318	DMD1206/1663/554 /1187	0,661	NDWI	0,289	MC1672/549/693 /700	0,699	REIP	0,371	NO1672/359L	0,338
Trojštětové louky	atmosférické	12	0,241	MSR	0,407	DMB942/768/1237 /815LC	0,704	RWIhyp	0,599	P1092/1336F	0,597	SIPI	0,547	NO764/1323L	0,826
	<i>kontaktní sonda</i>	4	0,694	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	všechna dohromady	16	0,179	MSR	0,534	DMD1015/1599 /1047/702	0,602	mNDVI 705	0,632	NO773/732C	0,64	mNDVI70 5	0,566	MB689/738/1079 /1240	0,626
Trávníky	atmosférické	6	0,486	RWIhyp	0,609	DMC1047/1250/532 /787	0,926	RWIhyp	0,674	MC682/663/772 /668	0,488	CARI	0,939	DN808/749F	0,616

Příloha 3: Přehled rovnic vyvinutých vegetačních indexů, které byly citlivé vůči příslušným parametrům na úrovni pozemních dat (zelenou barvou jsou vyznačeny vegetační indexy, které byly využity pro výslednou Klasifikaci 1 a Klasifikaci 2.

Třída	Označení indexu původní	Označení indexu zkrácené	Rovnice	Rovnice pro spektrální rozlišení dat APEX
LAI - Obecný (APEX)	P1681/2346L	L1	-	$\frac{R_{1681}}{R_{2346}}$
LAI - Obecný (APEX)	MBm699/2346/749/586/490	L2	-	$\frac{R_{699}}{R_{2346}} \times \frac{R_{749} - R_{586}}{R_{749} - R_{490}}$
LAI - Obecný	DMB1048/1273/837/613LC	L3	$\frac{R_{1048}}{R_{1273}} \times \frac{R_{837} - R_{526}}{R_{837} - R_{613}}$	$\frac{R_{1048}}{R_{1277}} \times \frac{R_{838} - R_{526}}{R_{838} - R_{613}}$
LAI - Obecný	DME474/723	L4	$\frac{R_{474} - R_{723}}{R_{474} + R_{723}}$	$\frac{R_{471} - R_{721}}{R_{471} + R_{721}}$
LAI - Obecný	MD760/1245/695/1136	L5	$\frac{R_{760} - R_{1245}}{R_{695} + R_{1136}}$	$\frac{R_{762} - R_{1248}}{R_{696} + R_{1132}}$
fAPAR - Obecný (APEX)	P1681/2346L	F1	-	$\frac{R_{1681}}{R_{2346}}$
fAPAR - Obecný (APEX)	MBm699/2346/749/586/490	F2	-	$\frac{R_{699}}{R_{2346}} \times \frac{R_{749} - R_{586}}{R_{749} - R_{490}}$
fAPAR - Obecný (APEX)	P709/2346L	F3	-	$\frac{R_{709}}{R_{2346}}$
fAPAR - Obecný	N777/1305F	F4	$\frac{R_{777} - R_{1305}}{R_{777} + R_{1305}}$	$\frac{R_{776} - R_{1306}}{R_{776} + R_{1306}}$
fAPAR - Obecný	P690/1560L	F5	$\frac{R_{690}}{R_{1560}}$	$\frac{R_{689}}{R_{1564}}$
fAPAR - Obecný	P747/1287F	F6	$\frac{R_{747}}{R_{1287}}$	$\frac{R_{745}}{R_{1287}}$
Chlorofyl - Obecný (APEX)	P2385/525F	C1	-	$\frac{R_{2385}}{R_{525}}$
Chlorofyl - Obecný (APEX)	MC559/2346/758/1132/685	C2	-	$\frac{R_{559} - R_{2346}}{R_{559} + R_{2346}} \times \frac{R_{758} - R_{1132}}{R_{758} - R_{685}}$
Chlorofyl - Obecný (APEX)	DMC2306/850/1057/569/1012	C3	-	$\frac{R_{2306} - R_{850}}{R_{2306} + R_{850}} \times \frac{R_{1057} - R_{569}}{R_{1057} - R_{1012}}$
Chlorofyl - Obecný	N632/555C	C4	$\frac{R_{632} - R_{555}}{R_{632} + R_{555}}$	$\frac{R_{632} - R_{553}}{R_{632} + R_{553}}$
Chlorofyl - Obecný	N692/1200F	C5	$\frac{R_{692} - R_{1200}}{R_{692} + R_{1200}}$	$\frac{R_{692} - R_{1199}}{R_{692} + R_{1199}}$

Chlorofyl - Obecný	ME731/640	C6	$\frac{R_{731} - R_{640}}{R_{731} + R_{640}}$	$\frac{R_{729} - R_{640}}{R_{729} + R_{640}}$
Šťovík LAI	DMA471/790/493	RI10	$\frac{R_{471} - R_{493}}{R_{790} + R_{493}}$	$\frac{R_{471} - R_{490}}{R_{790} + R_{490}}$
Šťovík LAI	DP462/463LC	RI11	$\frac{R_{462}}{R_{463}}$	$\frac{R_{461}}{R_{471}}$
Šťovík fAPAR	DN994/1209F	RI12	$\frac{R_{994} - R_{1209}}{R_{994} + R_{1209}}$	$\frac{R_{995} - R_{1209}}{R_{995} + R_{1209}}$
Šťovík chlorofyl	DMD471/921/790/1076	RI13	$\frac{R_{471} - R_{790}}{R_{921} + R_{1076}}$	$\frac{R_{471} - R_{790}}{R_{923} + R_{1076}}$
Šťovík chlorofyl	DMC462/1491/463/897LC	RI14	$\frac{R_{462} - R_{1491}}{R_{462} + R_{1491}} \times \frac{R_{463} - R_{762}}{R_{463} - R_{897}}$	$\frac{R_{461} - R_{1508}}{R_{461} + R_{1508}} \times \frac{R_{461} - R_{762}}{R_{461} - R_{895}}$
Lupina LAI	DMD466/1572/486/1216	LI15	$\frac{R_{466} - R_{1572}}{R_{486} + R_{1216}}$	$\frac{R_{471} - R_{1573}}{R_{490} + R_{1219}}$
Lupina fAPAR	N702/734L	LI16	$\frac{R_{702} - R_{734}}{R_{702} + R_{734}}$	$\frac{R_{703} - R_{733}}{R_{703} + R_{733}}$
Lupina Chlorofyl	DP466/486LC	LI17	$\frac{R_{466}}{R_{486}}$	$\frac{R_{461}}{R_{490}}$
Smilková louka LAI	DMD1635/1652/543/1182	SI18	$\frac{R_{1635} - R_{1652}}{R_{543} + R_{1182}}$	$\frac{R_{1636} - R_{1654}}{R_{541} + R_{1180}}$
Smilková louka fAPAR	MC1672/549/693/700	SI19	$\frac{R_{1672} - R_{549}}{R_{1672} + R_{549}} \times \frac{R_{693} - R_{717}}{R_{693} - R_{700}}$	$\frac{R_{1672} - R_{547}}{R_{1672} + R_{547}} \times \frac{R_{692} - R_{717}}{R_{692} - R_{699}}$
Smilková louka Chlorofyl	N1672/359L	SI20	$\frac{R_{1672} - R_{359}}{R_{1672} + R_{359}}$	$\frac{R_{1672} - R_{403}}{R_{1672} + R_{403}}$
Trojštětová louka LAI	DMB942/768/1237/815LC	Tol21	$\frac{R_{942}}{R_{768}} \times \frac{R_{1237} - R_{1326}}{R_{1237} - R_{815}}$	$\frac{R_{938}}{R_{767}} \times \frac{R_{1238} - R_{1326}}{R_{1238} - R_{816}}$
Trojštětová louka LAI	DMD1015/1599/1047/702	Tol22	$\frac{R_{1015} - R_{1599}}{R_{1047} + R_{702}}$	$\frac{R_{1012} - R_{1600}}{R_{1048} + R_{703}}$
Trojštětová louka fAPAR	P1092/1336F	Tol23	$\frac{R_{1092}}{R_{1336}}$	$\frac{R_{1095}}{R_{1326}}$
Trojštětová louka fAPAR	N773/732C	Tol24	$\frac{R_{773} - R_{732}}{R_{773} + R_{732}}$	$\frac{R_{771} - R_{733}}{R_{771} + R_{733}}$
Trojštětová louka Chlorofyl	N764/1323L	Tol25	$\frac{R_{764} - R_{1323}}{R_{764} + R_{1323}}$	$\frac{R_{764} - R_{1326}}{R_{764} + R_{1326}}$
Trojštětová louka Chlorofyl	MB689/738/1079/1240	Tol26	$\frac{R_{689}}{R_{738}} \times \frac{R_{1079} - R_{1498}}{R_{1079} - R_{1240}}$	$\frac{R_{689}}{R_{737}} \times \frac{R_{1076} - R_{1498}}{R_{1076} - R_{1238}}$
Travníky LAI	DMC1047/1250/537/787	Tal30	$\frac{R_{1047} - R_{1250}}{R_{1047} + R_{1250}} \times \frac{R_{537} - R_{696}}{R_{537} - R_{787}}$	$\frac{R_{1048} - R_{1248}}{R_{1048} + R_{1248}} \times \frac{R_{534} - R_{696}}{R_{534} - R_{786}}$

Trávníky fAPAR	MC682/663/721/668	Tal31	$\frac{R_{682} - R_{663}}{R_{682} + R_{663}} \times \frac{R_{721} - R_{692}}{R_{721} - R_{668}}$	$\frac{R_{682} - R_{663}}{R_{682} + R_{663}} \times \frac{R_{721} - R_{692}}{R_{721} - R_{669}}$
Trávníky Chlorofyl	DN808/749F	Tal32	$\frac{R_{808} - R_{749}}{R_{808} + R_{749}}$	$\frac{R_{806} - R_{749}}{R_{806} + R_{749}}$

Příloha 4: Přehled vývoje vegetačních indexů. Zelenou barvou jsou vyznačeny vyhovující fáze všech indexů. Zelenou barvou jsou vyznačeny fáze jednotlivých indexů, ve kterých byly považovány za vyhovující zadaným kritériím.

Třída	Označení indexu	R ² pozemní data	Vyhovující klasifikační předpis	R ² transformovaná pozemní data	Vyhovující klasifikační předpis	R ² letecká data	Vyhovující klasifikační předpis	Použito pro výsledné klasifikace
LAI - Obecný (APEX) *	L1	-	-	-	-	0,1518	ANO	NE
LAI - Obecný (APEX)	L2	-	-	-	-	0,126	ANO	ANO
LAI - Obecný	L3	0,462	ANO	0,056	NE	0,087	NE	NE
LAI - Obecný	L4	0,558	ANO	0,014	NE	0,021	NE	NE
LAI - Obecný	L5	0,344	ANO	0,319	ANO	0,019	NE	NE
fAPAR - Obecný (APEX)	F1	-	-	-	-	0,118	ANO	NE
fAPAR - Obecný (APEX)	F2	-	-	-	-	0,158	ANO	NE
fAPAR - Obecný (APEX)	F3	-	-	-	-	0,111	ANO	ANO
fAPAR - Obecný	F4	0,317	ANO	0,208	ANO	0,023	NE	NE
fAPAR - Obecný	F5	0,789	ANO	0,117	ANO	0,001	NE	NE
fAPAR - Obecný	F6	0,173	ANO	0,185	ANO	0,019	NE	NE
Chlorofyl - Obecný (APEX)	C1	-	-	-	-	0,227	NE	NE
Chlorofyl - Obecný (APEX)	C2	-	-	-	-	0,341	NE	NE
Chlorofyl - Obecný (APEX)	C3	-	-	-	-	0,21	NE	NE
Chlorofyl - Obecný	C4	0,121	NE	0,103	NE	0,057	NE	NE
Chlorofyl - Obecný	C5	0,631	NE	0,151	NE	0,011	NE	NE
Chlorofyl - Obecný	C6	0,18	NE	0,161	NE	0,015	NE	NE
Šťovík LAI	RI10	0,492	ANO	0,456	ANO	0,441	NE	NE
Šťovík LAI	RI11	0,544	ANO	0,357	ANO	0,027	ANO	ANO
Šťovík fAPAR	RI12	0,577	NE	0,196	NE	0,088	ANO	NE
Šťovík chlorofyl	RI13	0,584	ANO	0,472	ANO	0,005	NE	NE
Šťovík chlorofyl	RI14	0,579	NE	0,094	ANO	0,095	NE	NE
Lupina LAI	LI15	0,596	NE	0,594	NE	0,052	NE	NE

Lupina fAPAR	LI16	0,968	ANO	0,967	ANO	0,104	ANO	ANO
Lupina Chlorofyl	LI17	0,586	NE	0,525	ANO	0,346	NE	NE
Smilková louka LAI	SI18	0,661	ANO	0,658	ANO	0,228	NE	NE
Smilková louka fAPAR	SI19	0,7	ANO	0,701	ANO	0,001	ANO	ANO
Smilková louka Chlorofyl	SI20	0,338	NE	0,013	NE	0,279	ANO	NE
Trojštětová louka LAI	ToI21	0,704	NE	0,057	NE	0,001	NE	NE
Trojštětová louka LAI	ToI22	0,602	ANO	0,592	ANO	0,334	NE	NE
Trojštětová louka fAPAR	ToI23	0,597	NE	0,535	NE	0,28	NE	NE
Trojštětová louka fAPAR	ToI24	0,64	NE	0,638	NE	0,138	ANO	ANO
Trojštětová louka Chlorofyl	ToI25	0,799	NE	0,492	NE	0,004	NE	NE
Trojštětová louka Chlorofyl	ToI26	0,626	NE	0,591	NE	0,399	NE	NE
Trávníky LAI	TaI30	0,926	ANO	0,918	ANO	0,87	NE	NE
Trávníky fAPAR	TaI31	0,488	NE	0,463	NE	0,001	ANO	ANO
Trávníky Chlorofyl	TaI32	0,616	NE	0,616	NE	0,004	NE	NE

* Obecný index je index vyvinutý analýzou senzitivity vůči všem hodnoceným třídám

Příloha 5: Hodnocení přesnosti Klasifikace 1

Accuracy Statistics					
Overall Accuracy: 67.895%			95% Confidence Interval (60.993%, 74.797%)		
Overall Kappa Statistic: 0.587%			Overall Kappa Variance: -0.461%		
Class Name	Producer's Accuracy	95% Confidence Interval	User's Accuracy	95% Confidence Interval	Kappa Statistic
Smilka	84.091%	(72.147%, 96.035%)	63.793%	(50.562%, 77.024%)	0.5288
Trojštět	79.412%	(64.350%, 94.474%)	62.791%	(47.180%, 78.401%)	0.5468
Šťovík	62.319%	(50.160%, 74.478%)	87.755%	(77.556%, 97.954%)	0.8077
Lupina	60.000%	(38.796%, 81.204%)	75.000%	(53.522%, 96.478%)	0.7121
Trávníky	38.889%	(13.590%, 64.188%)	87.500%	(58.332%, 116.668%)	0.8619

Příloha 6: Chybová matice Klasifikace 1

Error (Confusion) Matrix						
Classified Data	Reference Data					
	Smilka	Trojštět	Šťovík	Lupina	Trávníky	Totals
Smilka	37	2	14	3	2	58
Trojštět	2	27	5	2	7	43
Šťovík	0	2	43	4	0	49
Lupina	1	3	1	15	0	20
Trávníky	1	0	0	0	7	8
Unknown	3	0	6	1	2	12
Totals	44	34	69	25	18	190

Příloha 7: Hodnocení přesnosti Klasifikace 2

Accuracy Statistics					
Overall Accuracy: 51,8%*			95% Confidence Interval (29.393%, 55.853%)		
Overall Kappa Statistic: 0.312%			Overall Kappa Variance: 0.004%		
Class Name	Producer's Accuracy	95% Confidence Interval	User's Accuracy	95% Confidence Interval	Kappa Statistic
Smilka	11.111%	(-14.977%, 37.199%)	10.000%	(-13.594%, 33.594%)	-0.0558
Trojštět	30.435%	(9.456%, 51.414%)	100.000%	(92.857%, 107.143%)	1.0000
Šťovík	75.000%	(46.333%, 103.667%)	52.941%	(26.273%, 79.610%)	0.4142
Lupina	46.667%	(18.086%, 75.247%)	77.778%	(45.061%, 110.495%)	0.7053
Nejvyšší LAI	0.000%	(0.000%, 0.000%)	0.000%	(0.000%, 0.000%)	0.0000
Trávníky	100.000%	(75.000%, 125.000%)	14.286%	(-7.616%, 36.187%)	0.1138
Nejnižší LAI	0.000%	(0.000%, 0.000%)	0.000%	(0.000%, 0.000%)	0.0000

* V hodnotě celkové přesnosti nejsou zahrnuty třídy nejvyšší a nejnižší LAI, které nebyly hodnoceny

Příloha 8: Chybová matice Klasifikace 2

Error (Confusion) Matrix								
Classified Data	Reference Data							Totals
	Smilka	Trojštět	Šťovík	Lupina	Nejvyšší LAI	Trávníky	Nejnižší LAI	
Smilka	1	6	1	2	0	0	0	10
Trojštět	0	7	0	0	0	0	0	7
Šťovík	1	1	9	6	0	0	0	17
Lupina	0	0	2	7	0	0	0	9
Nejvyšší LAI	0	0	0	0	0	0	0	0
Trávníky	4	8	0	0	0	2	0	14
Nejnižší LAI	3	1	0	0	0	0	0	4
Unknown	0	0	0	0	0	0	0	0
Totals	9	23	12	15	0	2	0	61

Příloha 9: Hodnocení přesnosti Klasifikace 3

Accuracy Statistics					
Overall Accuracy: 21.396%			95% Confidence Interval (17.469%, 25.324%)		
Overall Kappa Statistic: 0.099%			Overall Kappa Variance: 0.000%		
Class Name	Producer's Accuracy	95% Confidence Interval	User's Accuracy	95% Confidence Interval	Kappa Statistic
Trávníky /seč	25.000%	(3.522%, 46.478%)	5.208%	(0.243%, 10.174%)	0.0074
Brusnice	7.895%	(-1.995%, 17.784%)	9.091%	(-2.233%, 20.415%)	0.0058
Šťovík	25.424%	(17.143%, 33.704%)	51.724%	(38.002%, 65.447%)	0.3425
Lupina	14.103%	(5.737%, 22.468%)	29.730%	(13.651%, 45.809%)	0.1475
Smilka	28.235%	(18.077%, 38.393%)	70.588%	(53.802%, 87.375%)	0.6362
Trojštět	20.952%	(12.692%, 29.213%)	24.444%	(15.010%, 33.879%)	0.0104

Příloha 10: Chybová matice Klasifikace 3

Error (Confusion) Matrix							
Classified Data	Reference Data						Totals
	Trávníky/seč	Brusnice	Šťovík	Lupina	Smilka	Trojštět	
Trávníky/seč	5	10	29	12	10	30	96
Brusnice	0	3	5	11	9	5	33
Šťovík	6	0	30	2	0	20	58
Lupina	2	3	9	11	8	4	37
Smilka	1	0	2	5	24	2	34
Trojštět	1	7	14	20	26	22	90
Unknown	5	15	29	17	8	22	96
Totals	20	38	118	78	85	105	444

Příloha 11: Hodnocení přesnosti Klasifikace 4

Accuracy Statistics					
Overall Accuracy: 18.487%*			95% Confidence Interval (14.895%, 22.080%)		
Overall Kappa Statistic: 0.115%			Overall Kappa Variance: 0.000%		
Class Name**	Producer's Accuracy	95% Confidence Interval	User's Accuracy	95% Confidence Interval	Kappa Statistic
Class-01	38.158%	(26.578%, 49.737%)	63.043%	(48.008%, 78.079%)	0.5602
Class-02	21.429%	(-3.637%, 46.494%)	8.824%	(-2.181%, 19.828%)	0.0606
Class-03	0.000%	(0.000%, 0.000%)	0.000%	(0.000%, 0.000%)	0.0000
Class-04	5.556%	(-7.804%, 18.915%)	2.222%	(-3.196%, 7.640%)	-0.0162
Class-05	16.364%	(5.677%, 27.050%)	32.143%	(13.058%, 51.227%)	0.2328
Class-06	0.000%	(-1.020%, 1.020%)	0.000%	(-16.667%, 16.667%)	-0.1148
Class-07	20.588%	(5.526%, 35.650%)	8.642%	(1.906%, 15.378%)	0.0161
Class-08	13.043%	(-2.894%, 28.981%)	9.677%	(-2.343%, 21.698%)	0.0509
Class-09	7.895%	(-1.995%, 17.784%)	11.111%	(-2.595%, 24.817%)	0.0340
Class-10	4.762%	(-1.290%, 10.814%)	23.077%	(-3.673%, 49.827%)	0.1134
Class-11	28.302%	(19.255%, 37.349%)	51.724%	(38.002%, 65.447%)	0.3789

* V hodnotě celkové přesnosti nejsou zahrnuty třídy 9 a 10, které nebyly hodnoceny

** Legenda k přílohám 11 a 12:

Class-01: Louky s dominantní smilkou tuhou

Class-02: Pasené louky

Class-03: Sečené louky

Class-04: Anglické trávničky

Class-05: Oligotrofní louky bez smilky tuhé

Class-06: Mezofilní louky

Class-07: Podmáčené louky

Class-08: Degradované louky s převahou travin

Class-09: Brusnicové keřky

Class-10: Degradované louky s převahou dvouděložných bylin

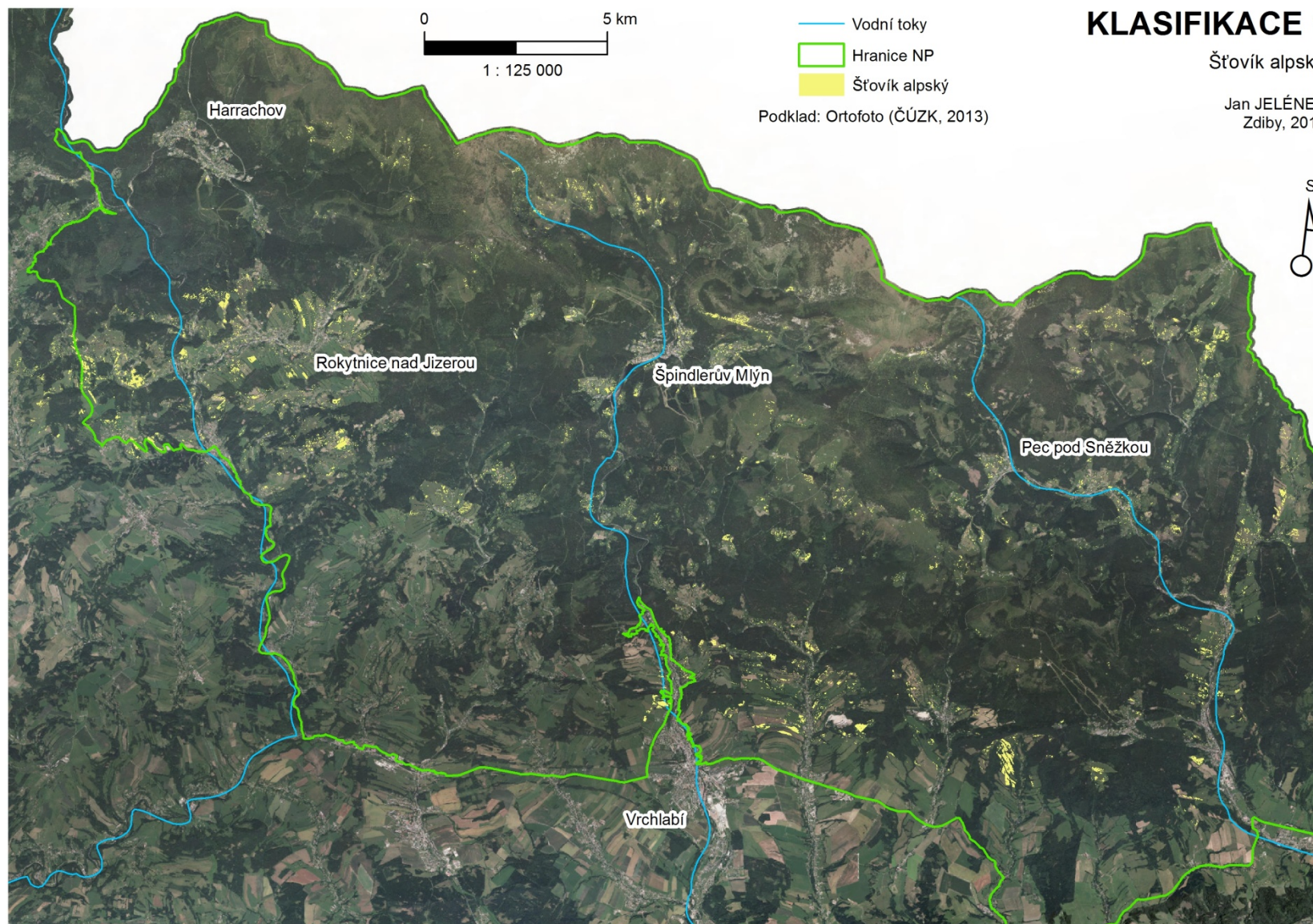
Class-11: Degradované louky s převahou šťovíku alpského

Příloha 12: Chybová matice Klasifikace 4

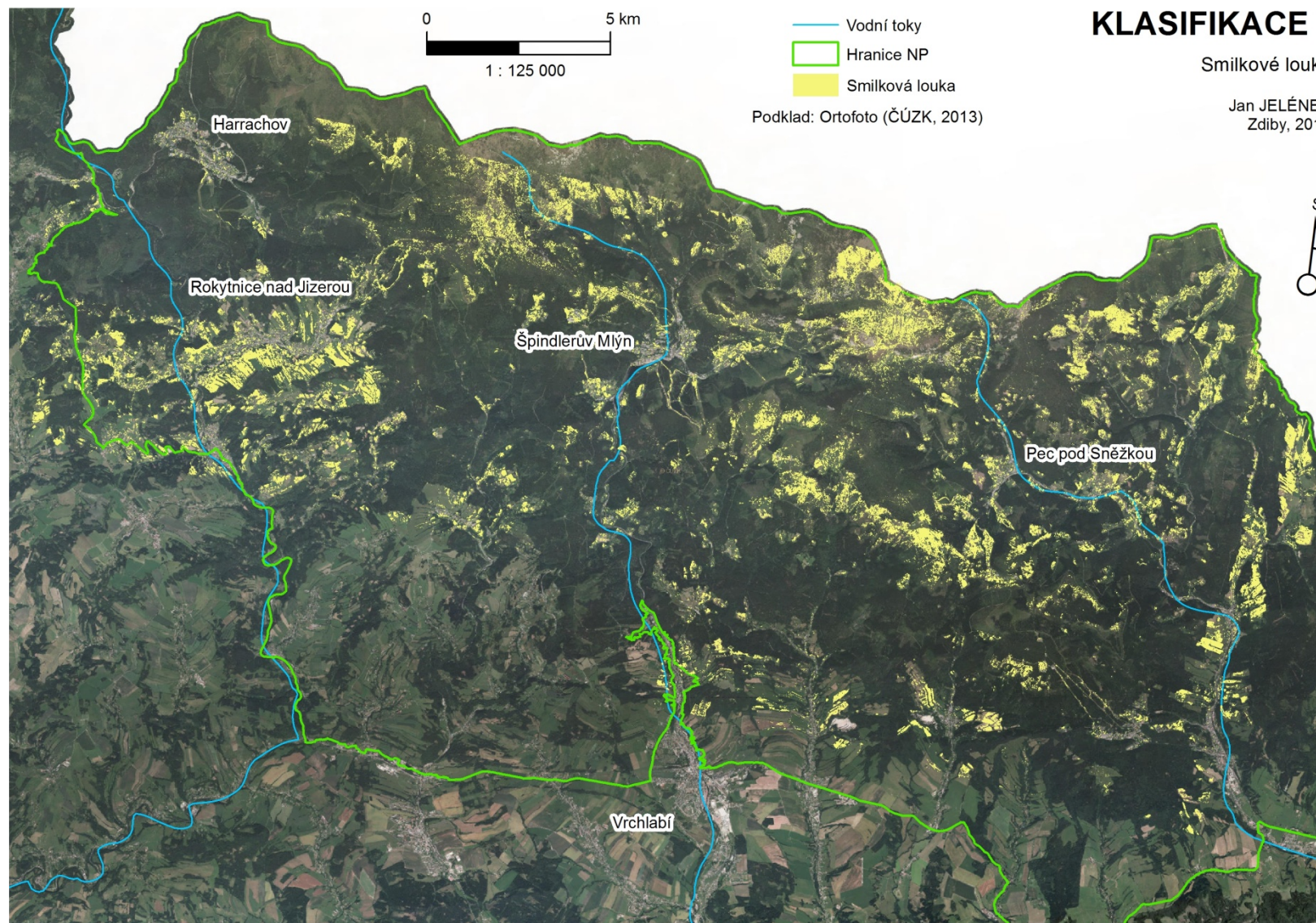
Error (Confusion) Matrix						
Classified Data**	Reference Data**					
	Class-01	Class-02	Class-03	Class-04	Class-05	Class-06
Class-01	29	0	0	0	7	1
Class-02	4	3	0	0	2	2
Class-03	2	2	0	0	5	3
Class-04	2	1	0	1	11	10
Class-05	8	0	0	0	9	0
Class-06	1	0	0	2	0	0
Class-07	16	4	0	1	1	2
Class-08	4	0	0	0	6	0
Class-09	2	1	0	0	3	5
Class-10	3	0	0	0	2	1
Class-11	0	2	0	9	1	14
Unknown	5	1	0	5	8	11
Totals	76	14	0	18	55	49

	Class-07	Class-08	Class-09	Class-10	Class-11	Totals
Class-01	1	3	0	5	0	46
Class-02	2	0	5	11	5	34
Class-03	0	0	0	0	13	25
Class-04	2	0	9	3	6	45
Class-05	5	0	1	2	3	28
Class-06	0	0	0	0	0	3
Class-07	7	8	6	18	18	81
Class-08	6	3	0	6	6	31
Class-09	1	2	3	7	3	27
Class-10	1	2	0	3	1	13
Class-11	0	0	0	2	30	58
Unknown	9	5	14	6	21	85
Totals	34	23	38	63	106	476

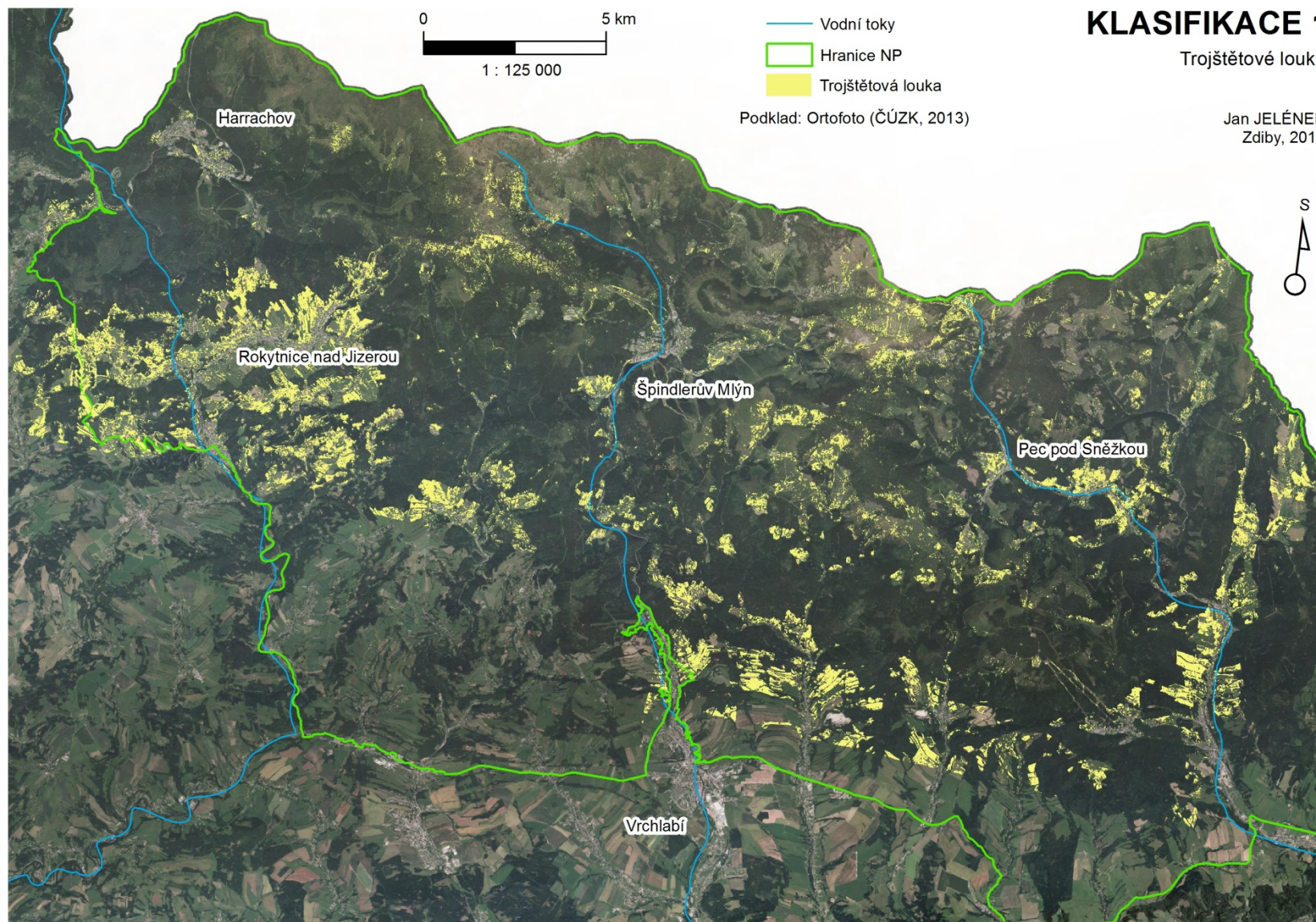
Příloha 13: Mapa Klasifikace 1 – Šťovík alpský



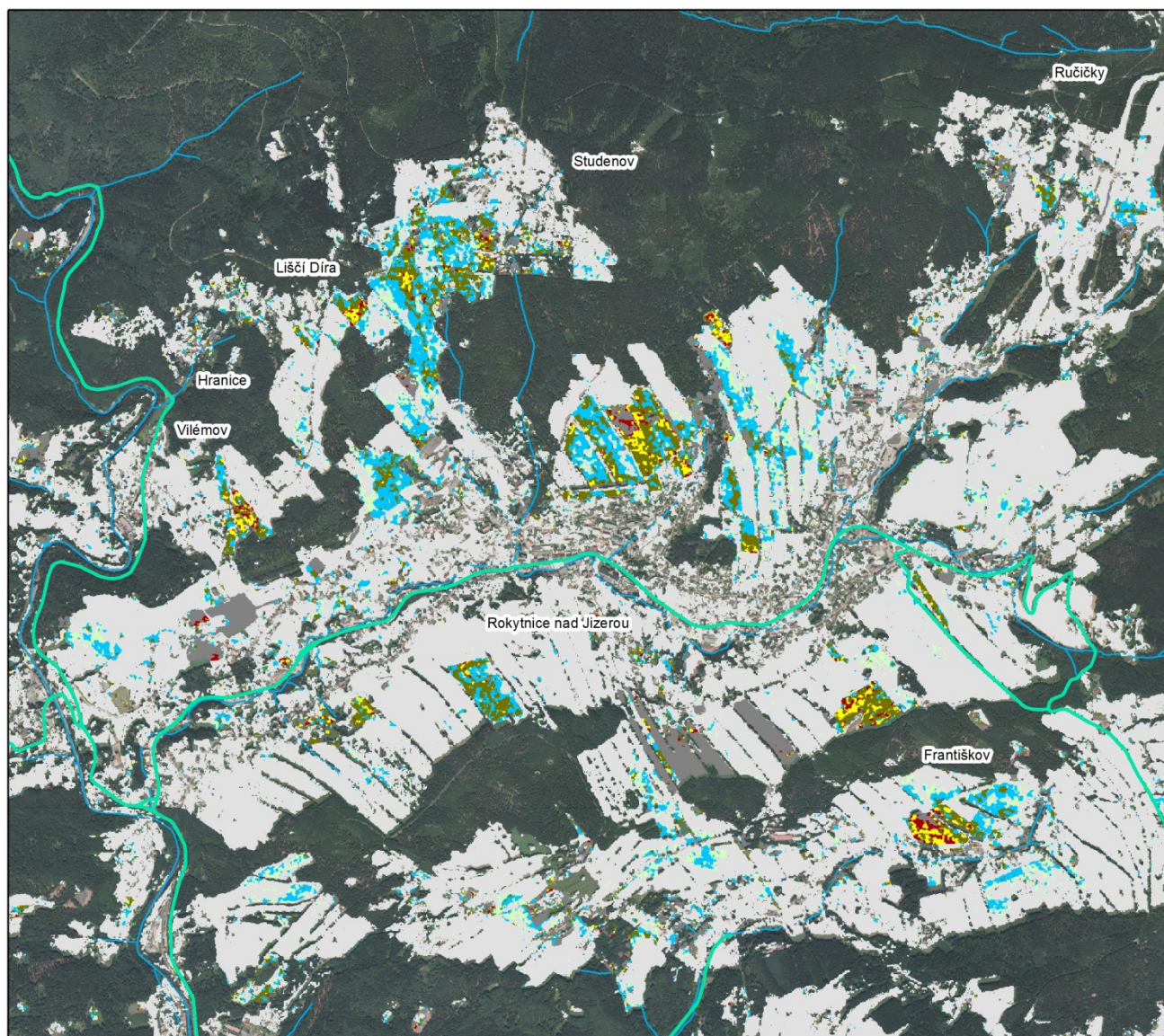
Příloha 14: Mapa Klasifikace 1 – Smilkové louky



Příloha 15: Mapa Klasifikace 1 – Trojštětové louky



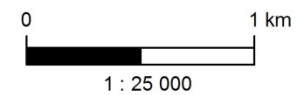
Příloha 16: Mapa Klasifikace 2 – Rokytnice nad Jizerou



KLASIFIKACE 2

Rokytnice nad Jizerou

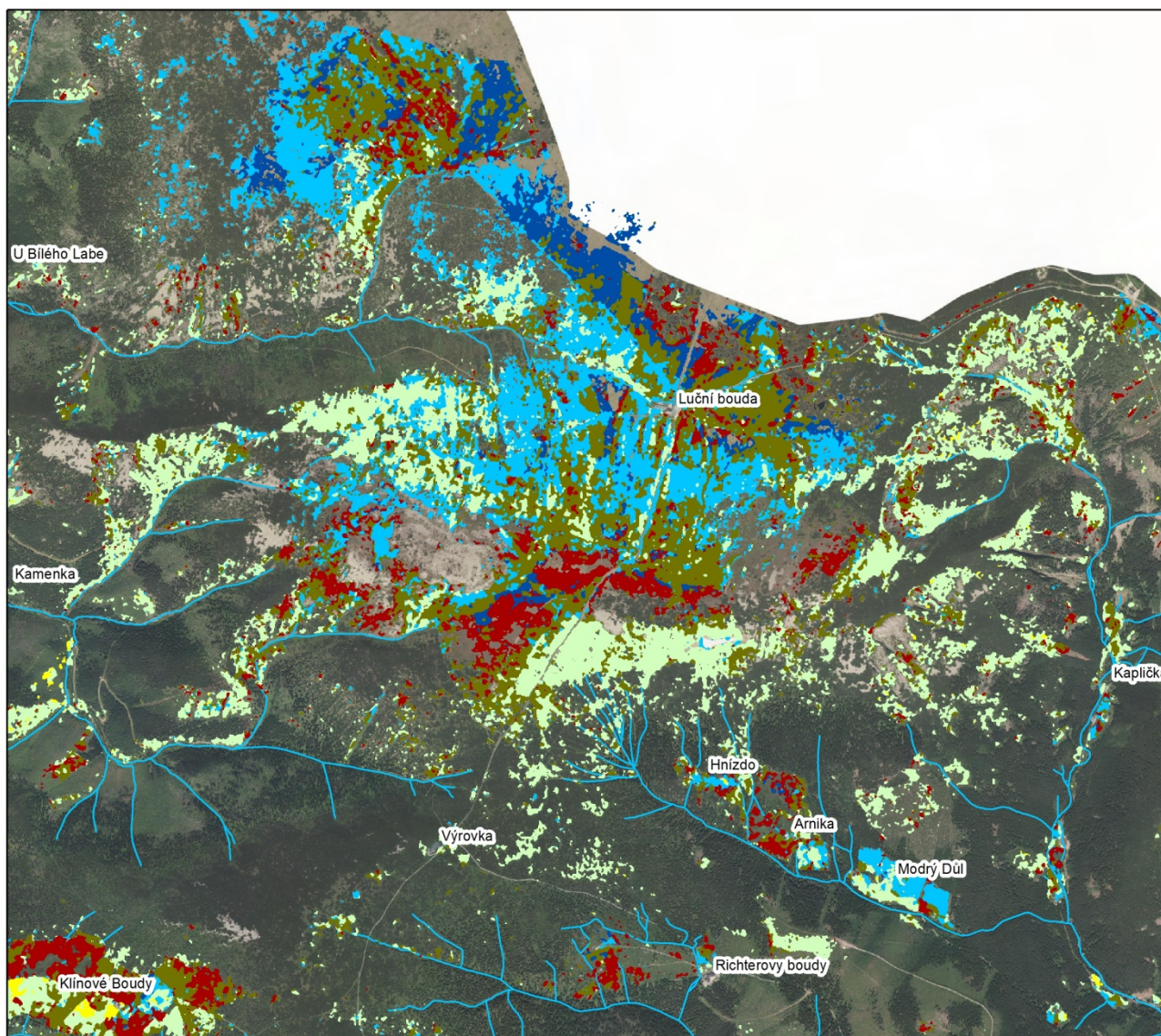
- Silnice
- Vodní toky
- Smilková louka
- Trojštětová louka
- Šťovík alpský
- Lupina mnoholistá
- Trávníky
- LAI > 7,0
- LAI < 0,4



Podklad: Ortofoto (ČÚZK, 2013)

Jan JELÉNEK
Zdiby, 2013

Příloha 17: Mapa Klasifikace 3 – Luční bouda



KLASIFIKACE 3

Luční bouda

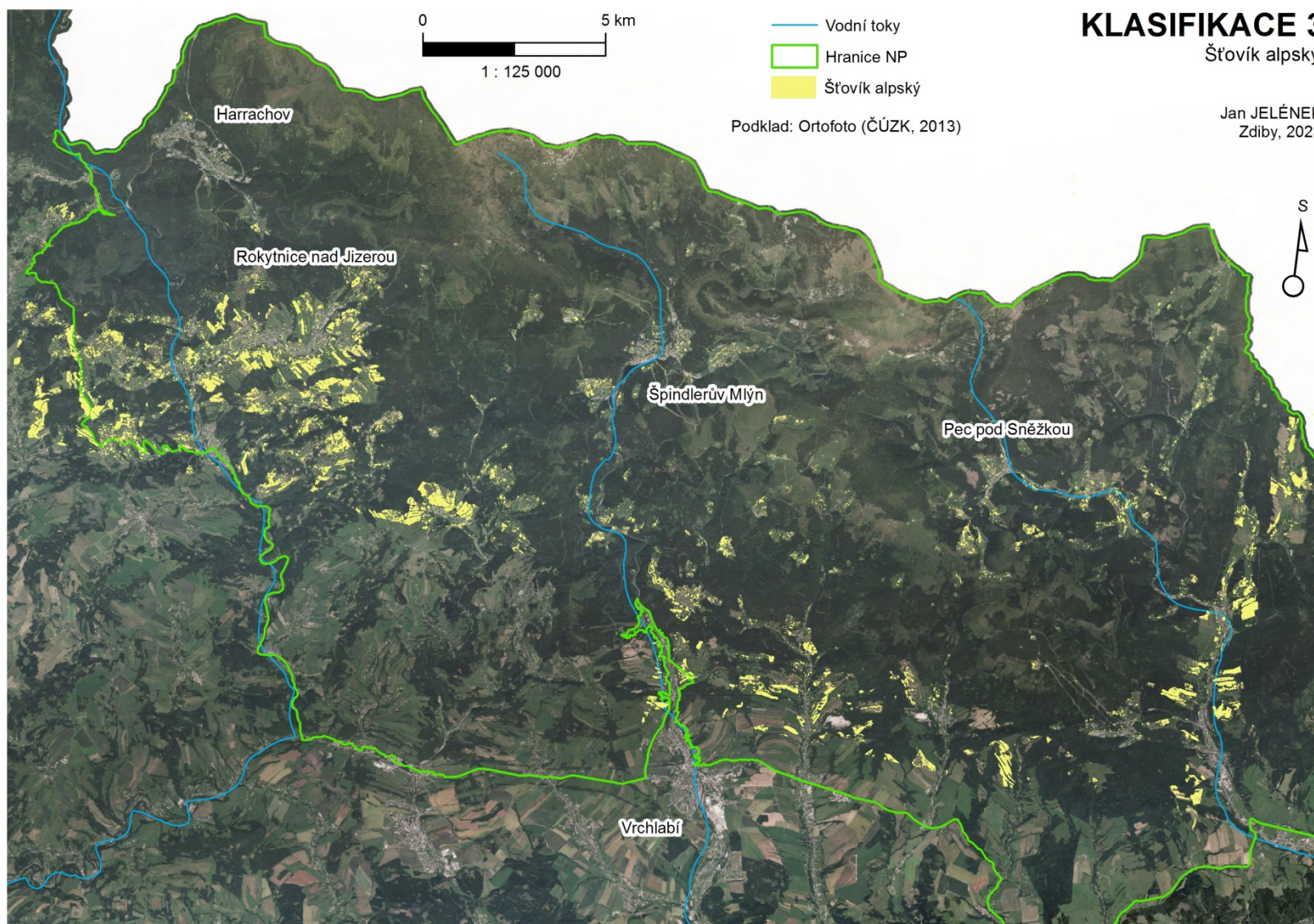
- Vodní toky
- Smilkové louky
- Trojštětové louky
- Šťovík alpský
- Lupina mnoholistá
- Trávníky/seč
- Brusnicové keřky



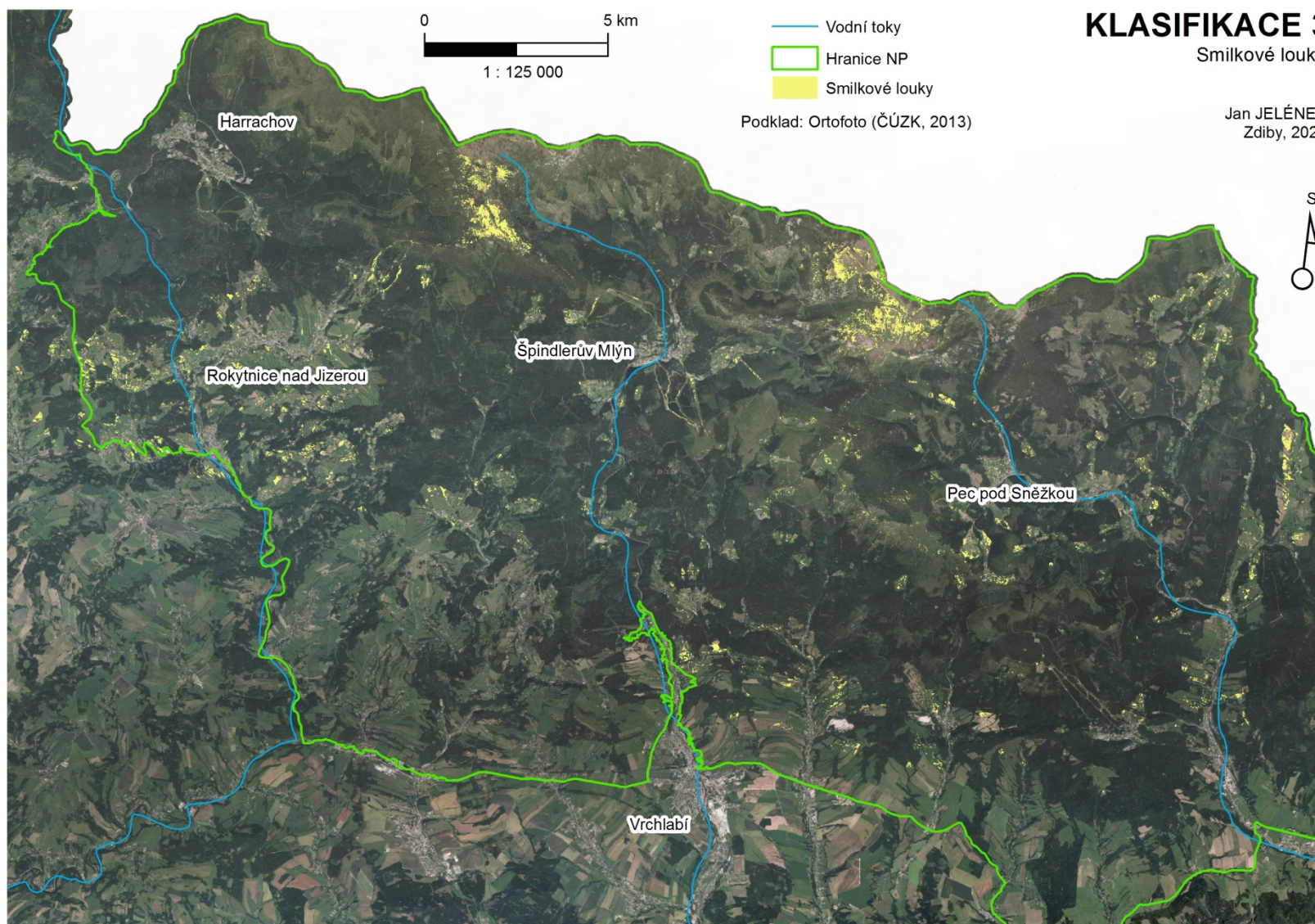
Podklad: Ortofoto (ČÚZK, 2013)

Jan JELÉNEK
Zdiby, 2013

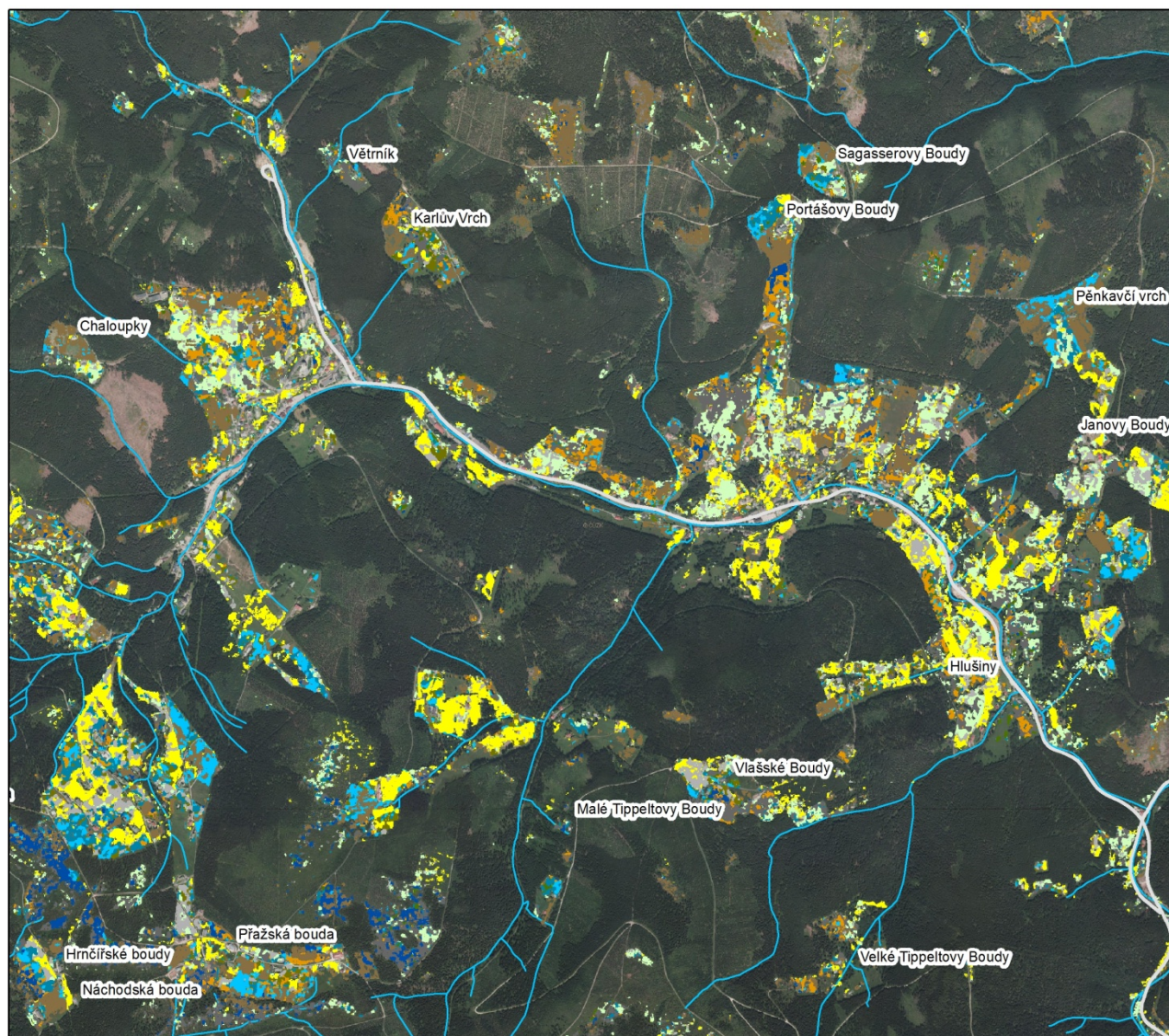
Příloha 18: Mapa Klasifikace 3 – Šťovík alpský



Příloha 19: Mapa Klasifikace 3 – Smilkové louky



Příloha 20: Mapa Klasifikace 4 – Pec pod Sněžkou



KLASIFIKACE 4

Pec pod Sněžkou, Velká Úpa

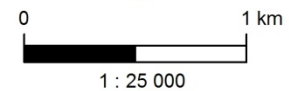
- Silnice
- Vodní toky

Louky bez nedávného managementu

- Porosty s dominantní smilkou tuhou
- Oligotrofní luční porosty bez smilky tuhé
- Mezofilní porosty
- Podmáčené porosty
- Degradované louky s převahou travin
- Porosty s dominantními brusnicovitými keříčky
- Degradované louky s dvojděložnými bylinami
- Degradované louky s převahou šťovíku alpského

Louky s managementovým zásahem

- Pastva
- Seč
- Anglické a sešlapávané trávniky



Podklad: Ortofoto (ČÚZK, 2013)

Jan JELÉNEK
Zdiby, 2013

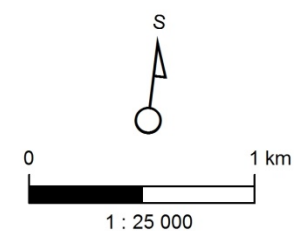
Příloha 21: Mapa Klasifikace 4 – Rennerovky



KLASIFIKACE 4

Rennerovky, Klínové boudy

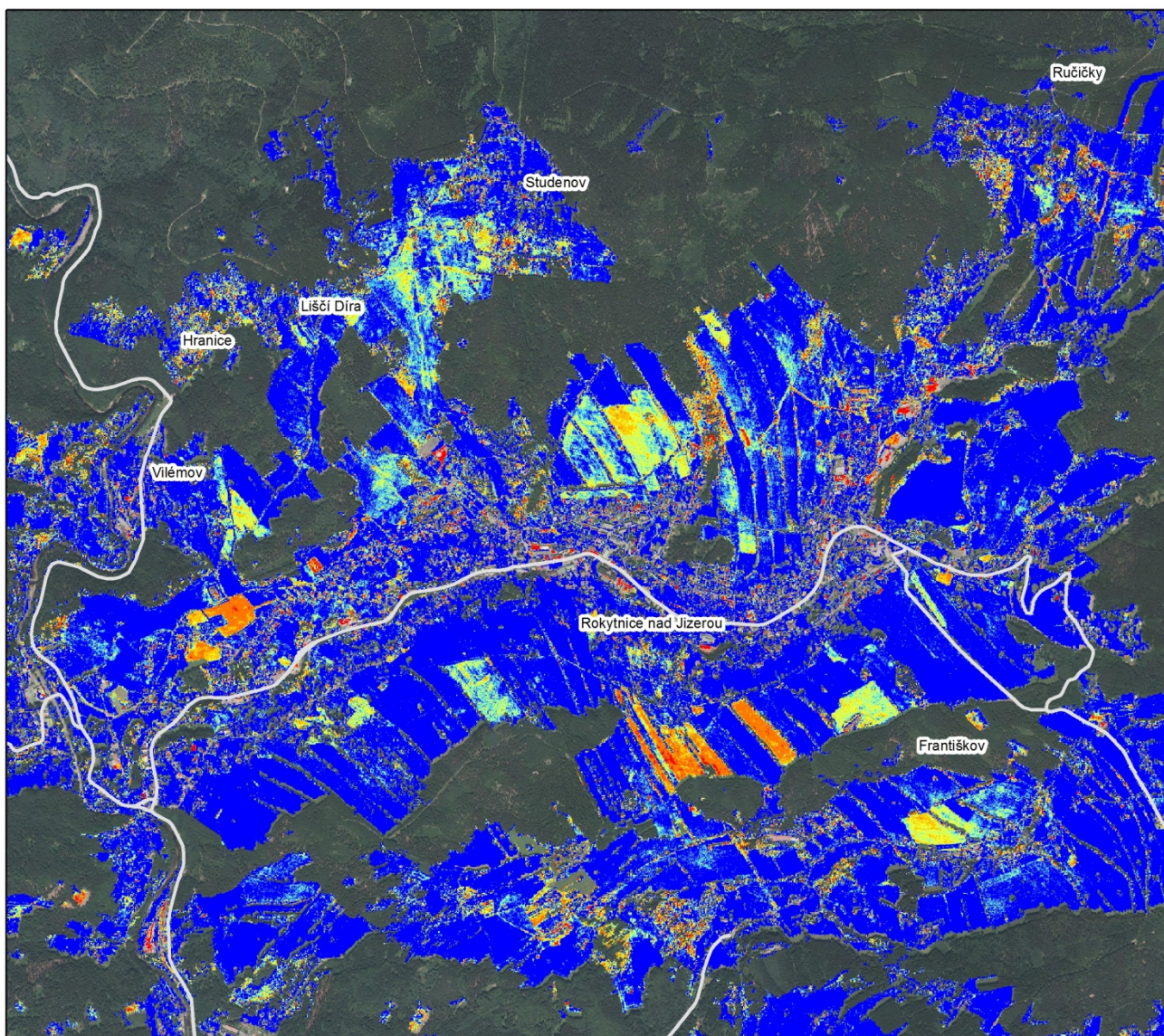
- Silnice
 - Vodní toky
- Louky bez nedávného managementu**
- Porosty s dominantní smilkou tuhou
 - Oligotrofní luční porosty bez smilky tuhé
 - Mezofilní porosty
 - Podmáčené porosty
 - Degradované louky s převahou travin
 - Porosty s dominantními brusnicovitými keříčky
 - Degradované louky s dvojděložnými bylinami
 - Degradované louky s převahou štovíku alpského
- Louky s managementovým zásahem**
- Pastva
 - Seč
 - Anglické a sešlapávané trávniky



Podklad: Ortofoto (ČÚZK, 2013)

Jan JELÉNEK
Zdiby, 2013

Příloha 22: Mapa LAI – Rokytnice

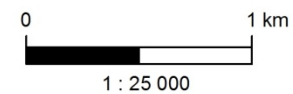


LAI

Rokytnice nad Jizerou

— Silnice

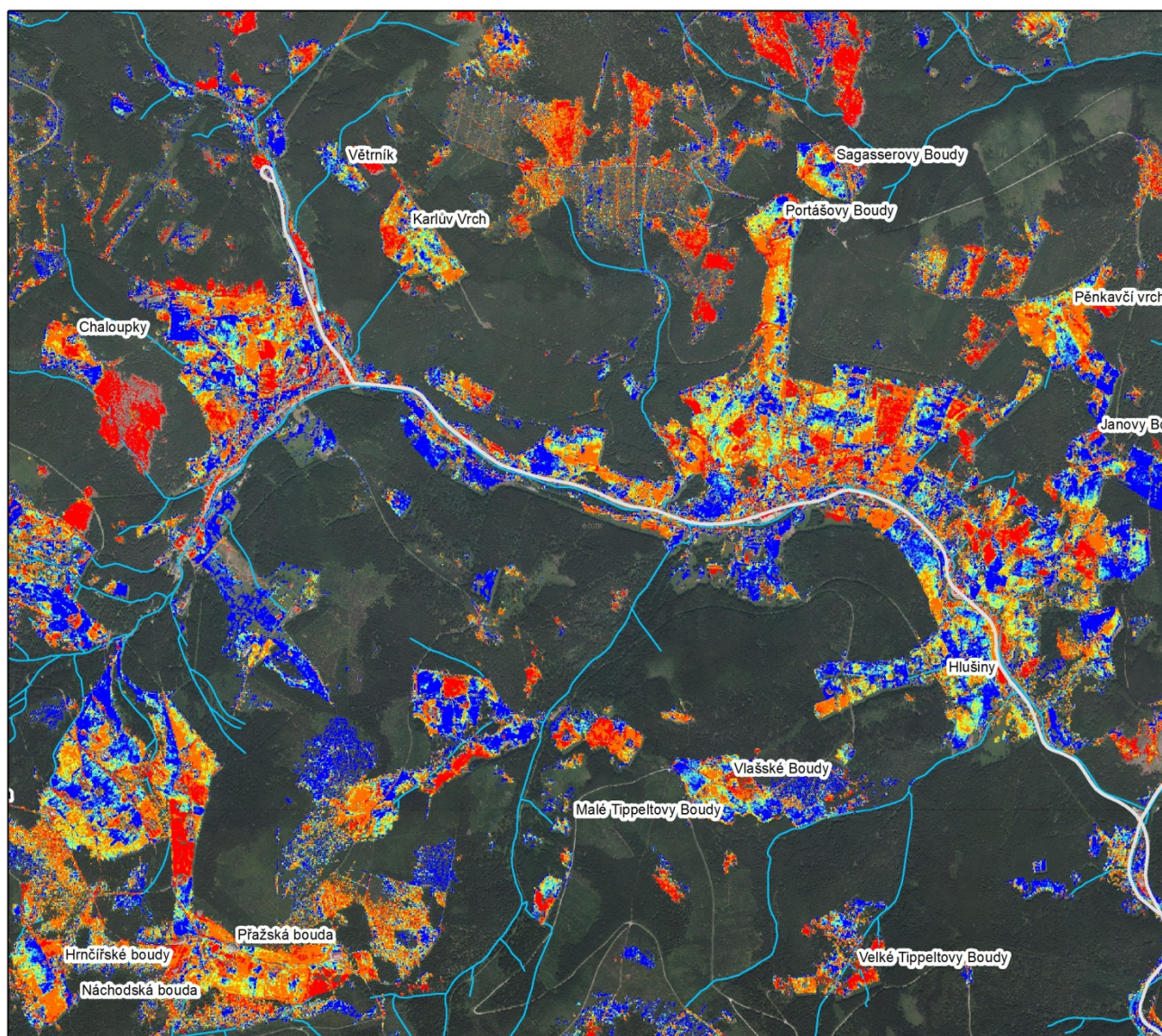
LAI



Podklad: Ortofoto (ČÚZK, 2013)

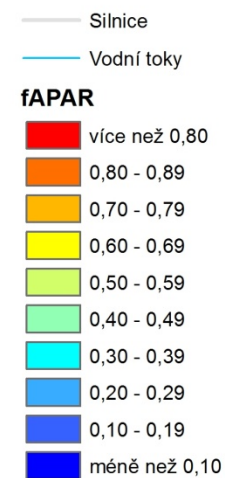
Jan JELÉNEK
Zdiby, 2013

Příloha 23: Mapa fAPAR – Pec pod Sněžkou



fAPAR

Pec pod Sněžkou, Velká Úpa



Podklad: Ortofoto (ČÚZK, 2013)

Jan JELÉNEK
Zdiby, 2013