

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.



METODIKA Monitoring erozního poškození půd v ČR nástroji dálkového průzkumu Země

Daniel Žížala, Josef Krása a kol. 2016

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.

České vysoké učení technické v Praze

Monitoring erozního poškození půd v ČR nástroji dálkového průzkumu Země

Metodika

Daniel Žížala, Josef Krása, Markéta Báčová, Kateřina Zelenková, Tomáš Laburda, Ivan Novotný

Praha 2016

Dedikace

Metodika vznikla jako výstup projektu NAZV QJ1330118 "Monitoring erozního poškození půd a projevů eroze pomocí metod DPZ" řešeného v letech 2013–2016.

Metodika byla certifikována Ministerstvem zemědělství České republiky odborem strategie a trvale udržitelného rozvoje pod číslem 74406/2016-MZE-10052.

Oponenti

Doc. Ing. Vít Penížek, Ph.D., Česká zemědělská univerzita v Praze Ing. Václav Kadlec, Ph.D., Ministerstvo zemědělství České republiky

Autorský kolektiv

Mgr. Daniel Žížala¹ Doc. Ing. Josef Krása, Ph.D.² Ing. Markéta Báčová² Mgr. Kateřina Zelenková¹ Ing. Tomáš Laburda² Ing. Ivan Novotný¹

¹ Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Oddělení půdní služby

² České vysoké učení technické v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství

Editor	Mgr. Daniel Žížala
Rok vydání	2016
Vydání	1. vydání
Vydal	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.
Tisk	Powerprint s.r.o., Praha 6 – Suchdol
Rozsah	156 stran
Náklad	100 ks
ISBN	978-80-87361-63-4

Obsah

I.	Cíl metodiky	5
II.	Vlastní popis metodiky	7
11.1	Metody a data DPZ využitelné při výzkumu eroze půdy II.1.1 Současný stav problematiky II.1.2 Metody II.1.3 Data	7 7 9 13
II.2	Půdní vlastnosti ve vztahu k DPZ a erozi půdy II.2.1 Spektrální vlastnosti půd II.2.2 Faktory ovlivňující získání spektrální informace o půdě II.2.3 Půdní vlastnosti ovlivněné erozí a možnosti jejich sledování pomocí DPZ	17 18 26 31
II.3	Využití spektrálních dat pro stanovení míry erozního poškození půd II.3.1 Hyperspektrální data – obrazová spektroskopie II.3.2 Multispektrální data	39 40 65
.4	 Využití družicových dat velmi vysokého rozlišení a leteckých snímků pro mapování erozních jevů II.4.1 Využití družicových dat velmi vysokého rozlišení pro mapování erozních jevů II.4.2 Využití leteckých snímků pro mapování erozních jevů II.4.3 Porovnání využitelnosti družicových dat VHR a leteckých snímků pro monitoring eroze 	75 76 79 95
II.5	Přímý monitoring a kvantifikace erozních jevů pomocí fotogrammetrie II.5.1 UAV fotogrammetrie II.5.2 Pozemní fotogrammetrie II.5.3 Kvantifikace objemu erozních jevů pomocí fotogrammetrie	97 97 112 127
III.	Srovnání novosti postupů	135
IV.	Popis uplatnění certifikované metodiky	136
V.	Ekonomické aspekty	137
VI.	Seznam použité související literatury	139
VII.	Seznam publikací, které předcházely metodice	151



I. Cíl metodiky

Metodika monitoringu erozního poškození půd v ČR nástroji DPZ byla vytvořena v rámci projektu NAZV QJ1330118 "Monitoring erozního poškození půd a projevů eroze pomocí metod DPZ" řešeného v letech 2013–2016.

Hodnoty erozní ohroženosti, ztráty půdy, transportu splavenin apod. jsou v současnosti určovány na základě metod většinou zastaralých, prakticky vždy ale bez dostatečných kalibračních dat. Vypočítané hodnoty určují většinou pouze potenciál území k výskytu eroze, nicméně informace o skutečné degradaci půdy nejsou v širším měřítku známy.

Hlavním cílem řešení projektu, v rámci něhož metodika vznikla, bylo ověření využití nejmodernějších metod dálkového průzkumu Země (dále DPZ) při výzkumu erozního poškození půd. **Záměrem bylo najít způsob, jak sledovat (vymezit a kvantifikovat) dlouhodobé působení eroze, a zároveň vyvinout metodiku pro hodnocení a sledování aktuálních erozních událostí,** s cílem kvantitativně i kvalitativně popsat následky eroze půdy (zejména vodní, případně zpracováním půdy či větrné eroze).

Dálkový průzkum Země (DPZ) je věda i umění získávat užitečné informace o objektech, plochách či jevech prostřednictvím dat měřených na zařízeních, která s těmito zkoumanými objekty, plochami či jevy nejsou v přímém kontaktu.

Metodika je určena především odborné veřejnosti v zemědělských oborech a oborech zaměřujících se obecně na ochranu půdy. Uvedené postupy často vyžadují poměrně velké odborné znalosti a dovednosti, stejně tak vyžadují využití specifického softwarového vybavení a často jsou i náročné na objem zpracovávaných dat.

Díky těmto postupům však lze získat informace o reálném stavu erozního poškození půd, které jsou nezbytné pro efektivní ochranu zemědělských půd, a návrhy zlepšujících opatření ke snížení vážné degradace půdy a krajiny.

Nezbytná odbornost potřebná pro uplatnění popisovaných postupů neznamená, že uvedené metody nejsou uplatnitelné v širším měřítku. Předmětem metodiky jsou postupy vedoucí k získání informací jak z pohledu budoucího celorepublikového hodnocení, tak z pohledu získání kvantitativních informací o konkrétních erozních událostech.



II. Vlastní popis metodiky

Metodika je za účelem přehlednosti koncipována do tematicky orientovaných celků. Po nezbytném teoretickém základu následují kapitoly dělené dle jednotlivých použitých metod, přičemž byl kladen důraz na vytyčení výhod a nevýhod jednotlivých postupů a definici důležitých pojmů tak, aby byla zajištěna přehlednost pro praktickou aplikovatelnost popisovaných postupů a nástrojů.

Metodika se především zaměřuje na využití metod zpracování leteckých hyperspektrálních snímků a družicových multispektrálních snímků, doplněných o data z terénního měření a rozbory půdních vzorků pořízených na lokalitách zřetelně erozně ovlivněných. Dále jsou popisovány možnosti využití klasických RGB a panchromatických leteckých snímků dostupných jako archivní materiál. Významnou pasáží je také popis využití dalších progresivních metod jako např. bezpilotních prostředků osazených snímači různých typů, fotogrammetrických postupů či laserového skenování.

II.1 Metody a data DPZ využitelné při výzkumu eroze půdy

II.1.1 Současný stav problematiky

Počet vědeckých článků v recenzovaných časopisech zabývajících se dálkovým průzkumem ve vztahu ke studiu eroze stoupá během posledních 25 let (viz Obrázek 1). Publikace ukazují, že bylo v oboru dosaženo velkého pokroku, nicméně potenciál metod DPZ nebyl zdaleka naplněn a řada výzkumných otázek je stále otevřena a čeká na zodpovězení. Svoray & Atkinson (2013) mezi těmito otázkami zmiňují například otázku rozsahu, ve kterém mohou být použita hyperspektrální data, aby byla schopna poskytnout mapy půdních vlastností pro přesnější predikci odolnosti půd vůči erozi, či jak mohou být použita radarová a lidarová data k modelování eroze a depozice erodovaného materiálu.

Kontinuální vývoj v měřicí technice, algoritmech zpracování obrazu, vývoji výpočetních modelů, softwarů, nových senzorů a v nasazení nových satelitních misí však přináší nová data a metody jejich zpracování, a možnosti se tak neustále rychle vyvíjejí. Například využití hyperspektrálních dat při hodnocení eroze půdy reprezentuje velice slibnou metodu. Nicméně, jak je patrno na obrázku (Obrázek 1), progres ve využití těchto dat není zatím dostačující. Velká očekávání vývoje jsou spojena s nasazením plánovaných satelitních hyperspektrálních senzorů s výbornými spektrálními charakteristikami, nízkou úrovní šumu a dostačujícím prostorovým rozlišením (blíže viz kapitola II.3.1).



rok Obrázek 1: Počet článků v odborných časopisech zabývajících se výzkumem eroze s použitím DPZ mezi lety 1989 – 2015. Počet záznamů vyhledávání na ISI Web of Knowledge klíčových slov "remote sensing and erosion" a "hyperspectral remote sensing and

erosion"

Odborná literatura uvádí řadu příkladů, kdy byly při výzkumu eroze využity metody DPZ. Přehled v tomto ohledu poskytují např. publikace Shoshanyho et al. (2013), Vrielinga (2006) nebo Kinga et al. (2005). Ve většině vědecké literaturu, která ve svém názvu nese zmínku o využití metod DPZ ve vztahu k erozi, bylo využito často jen metod pro odvození faktorů pro výpočet erozní ohroženosti na bázi modelů, zejména pak vegetačního pokryvu nebo využití území (Uddin et al. 2016; Ganasri & Ramesh 2015; Gelagay & Minale 2016a; Al-Abadi et al. 2016; Bahrawi et al. 2016; Panagos et al. 2012; Lahlaoi et al. 2015; Patil et al. 2015; Hu et al. 2015; Aiello et al. 2015). Kvalitativní metody mapování eroze pomocí metod DPZ jsou nicméně flexibilnější než erozní modely jako takové (Vrieling 2006). Metody DPZ jsou v tomto kontextu například často využívány pro detekci erozních forem větších rozměrů, zejména strží (Curzio & Magliulo 2010; Martínez-Casasnovas 2003). Řada studií se také zaměřuje na aridní či semiaridní oblasti (Schmid et al. 2016; Hill & Schütt 2000; Mohammadi & Nikkami 2008; Bouaziz et al. 2011; Chikhaoui et al. 2005), kde půda není v průběhu většiny roku pokryta vegetací. Navzdory potenciálu metod DPZ však v současnosti neexistuje významný počet studií, které by se zabývaly identifikací a hodnocením erozně ovlivněných půd v prostředí zemědělsky obhospodařované krajiny mírného klimatického pásu (Fulajtár 2001; Haubrock et al. 2005; Hbirkou et al. 2012).

II.1.2 Metody

Jak vyplývá z definice DPZ, jedná se o metody využívající pro měření nástroje, které nejsou v kontaktu s měřeným objektem. Proto se může jednat o senzory umístěné na různých platformách či úrovních. Vzhledem k faktu, že **dálkový průzkum (remote sensing)** je obecně vnímán jako dálkový nástroj (data z orbity či letadla), v poslední době se terminologicky částečně vyčleňuje anglický výraz **proximal sensing (blízký průzkum)**. Do této kategorie spadají především metody polní (field sensing), případně i laboratorní (laboratory sensing).

Metody DPZ se obecně mohou dělit na základě mnoha kritérií podle:

- Způsobu záznamu obrazu na konvenční (fotografické) a nekonvenční metody (skenery, radary, termokamery, lasery).
- Zdroje energie na pasivní (využívající záření Slunce a zemského povrchu) a aktivní (vlastní zdroj).
- Druhu nosiče (satelitní, letecké, bezpilotní).
- Využívané části elektromagnetického spektra.
- Druhu a velikosti snímacího zařízení.
- Způsobu aplikace apod.

Pro účely analýzy půdní eroze je však systematičtější dělit metody DPZ z pohledu přístupu k řešení erozní problematiky (Shoshany et al. 2013; Luleva 2013; Vrieling 2007). Metody tak můžeme rozdělit do následujících skupin:

- **1.** Získání vstupních informací pro modelování erozního potenciálu.
- 2. Vymezení individuálních erozních prvků.
- **3.** Přímá identifikace erozně ovlivněných půd na základě změněných půdních charakteristik (hlavně s rozvojem hyperspektrálních dat).

V následujících kapitolách budou stručně jednotlivé metody popsány z hlediska dosaženého poznání v současnosti.

Získávání informací o řídících faktorech eroze pro modelování erozního potenciálu

Z materiálů DPZ je možno získat celou řadu informací o faktorech, které ovlivňují erozi – klima, půdy, topografie, vegetační charakteristiky. V literatuře zabývající se erozí v souvislosti s DPZ je nejčastěji používáno metod, které se soustřeďují na získání informací o jednotlivých parametrech prostředí, které jsou dále využity pro vymezení potenciální erozní ohroženosti. Veskrze všechny tyto postupy umožňují získání vstupních parametrů pro erozní modely a další analýzy, které pracují s větší či menší diskretizací a jsou značně závislé na kvalitě vstupních parametrů. Metody DPZ tak mohou nabídnout možnosti pro zkvalitnění těchto parametrů. Stručný přehled využitelných metod DPZ v tomto kontextu prezentuje King et al. (2005).

Velmi důležitým vstupem do těchto modelů je digitální model terénu, který je v dnešní době získáván z informací dálkového průzkumu různě kvalitními metodami (fotogrammetricky, LiDAR apod.) Na územích, kde nejsou dostupné jiné podklady, je využití modelů terénu získaných z dat DPZ jedinou možností, např. SRTM (Bouaziz et al. 2011), stereopáry SPOT (Haboudane et al. 2002), ASTER (Ganasri & Ramesh 2015; Al-Abadi et al. 2016; Bahrawi et al. 2016; Lahlaoi et al. 2015).

Zřejmě nejvíce prací odkazujících na využití DPZ při výzkumu eroze je zaměřeno na získání informací o vegetačním pokryvu a využití půdy. K tomuto účelu byla použita celá řada satelitních a leteckých snímků jako: Landsat (Uddin et al. 2016; Gelagay & Minale 2016b; Al-Abadi et al. 2016; Bahrawi et al. 2016; Lahlaoi et al. 2015), MODIS (Chen et al. 2011), SPOT (Ning et al. 2006), QuickBird (Meusburger et al. 2010), 1D-LISS-3 (Ganasri & Ramesh 2015) či IRS-P6 LISS III (Rahman et al. 2009; Patil et al. 2015) a množství pracovních postupů (řízená a neřízená klasifikace, spectral unmixing, vegetační a jiné indexy, atd.). Pomocí metod DPZ byl také sledován způsob hospodaření, např. vyhodnocení rostlinných zbytků na povrchu půdy (Arsenault & Bonn 2005; Daughtry et al. 2006) či charakteristiky povrchu jako vlhkost a drsnost povrchu (Baghdadi et al. 2008).

Dalším faktorem ovlivňujícím erozi je klima, respektive charakteristika srážkových událostí. V tomto ohledu je možno využít například data z meteorologických radiolokátorů, pomocí nichž lze detekovat srážky. I když lze tuto metodu zahrnout do metod dálkové detekce přírodních procesů, jedná se o specifickou problematiku, která nebývá obecně zahrnována mezi klasické metody dálkového průzkumu Země. Odlišnými zdroji dat mohou být např. data z meteorologických družic, např. TRMM (Bouaziz et al. 2011). Tyto zdroje dat jsou používány obvykle na územích, pro která nejsou dostupná pozemní srážkoměrná data.

Jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňující erozi jsou vlastnosti půdy (viz další kapitoly). V prostředí ČR jsou půdy poměrně dobře zmapovány a jsou k dispozici poměrně kvalitní digitální modely terénu. V zemědělsky využívané krajině se však často mění vegetační povrch a je tedy třeba modelovat spíše potenciální využití pozemků z hlediska navrhovaných osevních postupů, zemědělských praktik a protierozních opatření. Není tedy moc prostoru pro zkvalitňování vstupních dat do modelů erozního potenciálu pomocí metod DPZ a z hlediska erozního modelování je třeba se spíše zaměřit na rozvoj erozních modelů a zkvalitnění způsobu mapování eroze na jejich základě. Metody DPZ je možno použít pro zpětné odvození skutečného stavu území v předmětném období v případě aplikace epizodních modelů s cílem kvantifikovat reálný průběh významných erozně odtokových událostí.

Detekce erozních tvarů

Detekce individuálních erozních prvků, respektive morfologických projevů eroze byla v minulosti klasicky prováděna vizuální interpretací z leteckých snímků (Fadul et al. 1999; Novák et al. 2013), případně s pomocí počítačového předzpracování (Fulajtár 2001; Šarapatka & Netopil 2009; Kolejka & Manakos 2000). K tomuto účelu je možné také využít satelitních snímků, u kterých lze navíc vhodně a s rozšířenými možnostmi využít automatických klasifikačních metod (Alatorre & Beguería 2009; Mohammadi & Nikkami 2008; Martínez-Casasnovas 2003; Suri & Hofierka 1994). Nicméně zde vyvstává problém hlavně s rozlišením snímků jak z ohledu prostorového, tak spektrálního. V mnoha studiích bylo například využito snímků z družice Landsat, které přes své výhody (více spektrálních pásem, časová řada, dostupnost) mají i své nevýhody, kterým je zejména prostorové rozlišení 30 m (respektive 15 m). Při tomto rozlišení je možné identifikovat pouze erozní formy větších rozměrů. Lepších výsledků je možno dosáhnout se snímky s velmi vysokým rozlišením, kterúmi jsou např. QuickBird, Ikonos, Orbview-3 či Kompsat-2. Tuto družice však operují jen v pásmu VNIR (viditelné a blízké infračervené spektrum), což naopak snižuje jejich možnosti při automatické klasifikaci na základě spektrálního chování. Dalším problémem je proveditelnost analýzy pomocí klasifikačních metod vzhledem k heterogenitě erozních tvarů v prostoru (blíže viz kapitola II.4.1).

Klasickým přístupem pro vyhodnocování erozních tvarů reliéfu jsou fotogrammetrické metody, pomocí nichž lze prostorově identifikovat jednotlivé erozní tvary a případně vyhodnotit jejich objemové změny.

Fotogrammetrie (z řeckých slov photos – světlo, gramma – záznam, metron – měřit) je vědní obor zabývající se zpracováním informací o objektech měření (rekonstrukce tvarů, měření rozměrů a určování polohy) získaných pomocí fotografických snímků.

Většinou je v tomto případě používáno leteckých fotografií, případně satelitních snímků s řádnými překryvy (Gessesse et al. 2010). V poslední době je poměrně hojně rozvíjející metodou využití bezpilotních prostředků (více viz kapitola II.5.1).

Pro detekci eroze lze použít i techniky jako jsou laserová altimetrie či radarová interferometrie, nicméně použití těchto metod v prostředí ČR je diskutabilní, hlavně vzhledem k pokrytí území vegetací. Využití radarových dat při výzkumu eroze nastínila např. Niemiec (2009). Radarová data byla v některých případech použita v kombinaci s dalšími zdroji dat (Metternicht & Zinck 1998). Další přístup pro hodnocení změn povrchu vlivem eroze (konkrétně větrné eroze) nabídli Sankey et al. (2010), kteří hodnotili změny reliéfu pomocí přesných výškových měření z leteckého LiDARu (vertikální přesnost 5 cm). Autoři prezentují metody jako vhodné pro použití, nicméně zdůrazňují, že při dalších výzkumech by bylo vhodné využít data s přesnějším rozlišením, např. z pozemního LiDAR systému.

Detekce erozně ovlivněných ploch na základě spektrálních charakteristik

Kromě klasifikačních technik, pomocí kterých mohou být erozní tvary kvalitativně i kvantitativně vyhodnoceny, je možno pro detekci erodovaných ploch využít korelace mezi erozními příznaky a jejich spektrální odrazivostí. Sledování eroze půdy a jejich důsledků pomocí spektrálních metod je tedy založeno na předpokladu, že pokud jsou vybrané přirozené půdy erodovány, dochází ke změně půdních vlastností, které se projevují i v povrchové vrstvě půdy, a vlivem toho se mění i spektrální charakteristiky (Demattê & Focht 1999). Metodami DPZ jsou pak sledovány tzv. indikátory půdní eroze neboli půdní vlastnosti, které jsou erozí ovlivněny (blíže v kapitole II. 2). Jelikož však spektrální chování ovlivňuje řada vlast-

ností povrchu, které se mohou navzájem ovlivňovat, není odlišení jednotlivých příznaků jednoduchou záležitostí, obzvláště v silně heterogenním půdním prostředí. Zvýšit přesnost erozního monitoringu může tzv. obrazová spektrometrie a využití hyperspektrálních dat (viz kapitola II. 3). Tyto metody však byly při přímé identifikaci a kvantifikaci erozní ohroženosti zatím použity jen v několika málo případech (Chabrillat et al. 2014; Schmid et al. 2016; Lin et al. 2013; Ben-Dor et al. 2004; Hill et al. 1995; Hill et al. 1994; Haubrock et al. 2004; Haubrock et al. 2005; Chabrillat et al. 2003), a to obzvláště v semiaridních podmínkách. Nicméně, jak ukazují např. Ben-Dor et al. (2009), technologie obrazové spektroskopie mají velký potenciál pro monitoring eroze a s tím spojených procesů. Tito autoři na druhou stranu zmiňují velkou potřebu dalších studií v této oblasti, již je aktuální i v dnešní době (Ben-Dor & Demattê 2015). Erozně ovlivněné plochy byly v minulosti s různou mírou úspěšnosti sledovány i pomocí satelitních multispektrálních senzorů (Haboudane et al. 2002; Hill & Schütt 2000; Chikhaoui et al. 2005). S rozvojem metod zpracování, s větší dostupností satelitních multispektrálních či tzv. superspektrálních dat, jejich kvalitou a prostorovým rozlišením se však otevírá prostor pro úspěšnější aplikace těchto dat.

Detekce tzv. off-site efektů

Off-site efekty se obecně rozumí procesy a škody způsobené erozí mimo vlastní pozemek, kde došlo ke vzniku erozní události. V tomto případě se ve vědecké literatuře můžeme setkat hlavně se dvěma druhy využití, a to detekce erozních akumulací a detekce suspendovaných sedimentů ve vodních tocích a nádržích. Většina studií se však zaměřovala na nádrže a jezera, případně velké světové řeky, kde sedimenty způsobují zřejmé ekonomické a ekologické škody (Vrieling 2006; Khan & Islam 2003; Liu et al. 2003; Ritchie & Schiebe 2000; Nellis et al. 1998; Choubey 1998).

II.1.3 Data

Pro účely výzkumu erozního ovlivnění půd pomocí metod DPZ můžeme převzít a mírně modifikovat koncept rozdělení dat pro účely výzkumu půdních charakteristik dle Zribi et al. (2011), tedy dle typů sensorů, jimiž jsou pořizovány. Jednotlivé typy senzorů jsou dále zběžně představeny a je popsáno jejich využití v rámci studia eroze půdy. Podrobnější popis dat a senzorů zejména z oblasti optického DPZ bude představen v dalších kapitolách dle tematického zaměření a využití.

Pasivní senzory

Systémy využívající přirozený zdroj záření:

- Optické hyperspektrální senzory, využitelné pro kvantifikaci spektrálně aktivních půdních komponent. Další rozlišení na letecké a satelitní vzhledem k jejich parametrům.
- Optické senzory s omezeným počtem spektrálních pásem multispektrální a superspektrální (např. Sentinel-2, SPOT, ASTER, Landsat, atd.), přizpůsobené hlavně pro popis vegetačního pokryvu a analýzy využití půdy (Land Use), pro aplikace hodnocení erozního ovlivnění půd využitelné omezeně v závislosti na konkrétních parametrech.
- Panchromatické nebo barevné senzory (zejména letecké a bezpilotní) – využitelné pro detekci erozních prvků metodami vizuální interpretace či objektové klasifikace, případně pro sofistikovanější metody vyhodnocení pomocí fotogrammetrických metod.
- Termální senzory využitelné pro odhad teploty půdy a potažmo i vlhkost půdy.
- Pasivní mikrovlnné senzory využitelné pro odhad půdní vlhkosti a stavu vegetace. Vyzařování zemského povrchu v mikrovlnné části spektra je však velmi slabé. Proto se používají spíše aktivní senzory.

Aktivní senzory

Systémy využívající vlastní emitor záření:

- Synthetic Aperture Radar (SAR) s vysokým prostorovým rozlišením využitelný pro lokální a regionální studie, vhodné zejména pro hodnocení půdní vlhkosti a drsnosti povrchu.
- Scatterometer (rozptyloměr) přizpůsobený pro globální odhad půdních parametrů. Využívá se při regionálním a globálním mapování půdní vlhkosti.
- Altimetr (výškoměr) jedná se o nezobrazující zařízení. Určený k měření výšky objektu nad určitým daným povrchem (obvykle povrchem Země). Obvykle jsou používány aktivní laserové skenery (LiDAR Light Detection and Ranging). Přesnost měření je v řádu cm. Využívá se při sledování změny reliéfu větších rozměrů (strže, větší erozní rýhy), případně dlouhodobější změny. Z dat laserového skenování vznikly např. modely terénu 4. a 5. generace, které distribuuje ČÚZK.





II.2 Půdní vlastnosti ve vztahu k DPZ a erozi půdy

Znalost základní teoretické báze vědomostí o půdě a jejích komponentách v kontextu možností sledování pomocí metod dálkového průzkumu je základním předpokladem pro správné uchopení studované problematiky, definici hypotéz a stanovení cílů výzkumu, analýz dat a správnou interpretaci výsledků. Dálkový průzkum Země obecně využívá studia a analýzy interakce mezi dopadajícím elektromagnetickým zářením a cílovým objektem zájmu, kterým je v případě předmětu této metodiky půda. Ve většině aplikací DPZ při studiu přírodních jevů je využíváno tzv. pasivních senzorů, které měří intenzitu odraženého slunečného záření, v menší intenzitě pak aktivních senzorů využívajících umělý zdroj záření. Míra interakce mezi zářením a půdou je závislá jak na vlastnostech záření, tak na půdních vlastnostech a charakteristikách povrchu. Způsob interakce pak ovlivňuje pohlcení, propuštění, odraz a rozptyl záření. Takto modifikované záření (snížení odrazivostí) je následně zachycováno senzory. Ve vazbě na typ senzorů je měřena různá část elektromagnetického spektra.



Obrázek 2: Rozdělení elektromagnetického spektra

Závislost naměřené intenzity odraženého elektromagnetického záření na vlnové délce je zobrazována pomocí spektrometrické křivky. Vlivem fyzikálních a chemických jevů dochází při interakci k absorpci záření a ke snížení odrazivosti. Vzhledem k faktu, že k takové absorpci dochází v různé míře v jiných vlnových délkách, je možné této vlastnosti využít při kvalifikaci a kvantifikaci jednotlivých objektů. Výsledná měřená intenzita na senzorech je však mimo vlastnosti objektů na povrchu ovlivňována i rozptylem a absorpcí v atmosféře, jejíž vliv musí být před zpracováním co nejvíce eliminován.

II.2.1 Spektrální vlastnosti půd

Měřené půdní spektrum je výsledkem kombinace vnitřního spektrálního chování různých půdních složek, které různě interagují s dopadajícím zářením. Záření, které je odraženo půdou v různých vlnových délkách, v závislosti na spektrálním chování půdy, je reprezentováno půdní spektrální křivkou, případně zjednodušeně půdním spektrem.

Půdní spektrum je obecně definováno jako soubor hodnot elektromagnetického záření, získaných pro všechna spektrální pásma. Tyto hodnoty se obvykle zobrazují jako hodnoty odrazivosti, tedy jako poměr intenzity odraženého záření od půdy a intenzity ozáření dopadajícího na povrch. Z praktických důvodů jsou hodnoty vyjadřovány jako relativní poměr vůči dokonalému odražeči měřeném pod stejnou geometrií a ve stejné pozici jako sledovaná půda.

Z načrtnutých vztahů je zřejmé omezení metod DPZ, pomocí nichž lze sledovat jen svrchní vrstvu půdy. Sluneční záření totiž nemůže proniknout více jak 50 µm pod povrch půdy (Ben-Dor et al. 1999). Spektrální informace se tak nedá vztáhnout na celý profil. S jistou mírou aproximace však můžeme hovořit o dosahu metod pro určení vlastností do cca 30 cm v souvislosti s homogenizací (promíšením) orničního horizontu vlivem orby.

Pokud je povrchová vrstva vystavena působením různých degradačních faktorů, může docházet ke změně půdních vlastností, které se mohou projevit v půdním spektru. Tento předpoklad je základní hypotézou pro aplikaci optických metod DPZ při sledování erozního poškození půd. Pro další aplikace jsou však třeba znalosti o chování půdního spektra.

Interakce elektromagnetického záření s půdou

Výsledná podoba půdního spektra, stejně tak i naše vnímání půdy, je projevem interakce slunečního záření s půdním materiálem. Všechny tyto interakce zahrnují procesy rozptylu a absorpce (Ben-Dor et al. 1999). Půda tak má své specifické spektrum odlišitelné od dalších typů povrchů jako je vegetace, vodní plochy či umělé povrchy a vyznačuje se svou vlastní spektrální charakteristikou vyvolanou působením řady půdních komponent. Proces ovlivnění záření půdou je výsledkem velkého množství kvantově-mechanických interakcí s velkým množstvím různorodých atomů, molekul a krystalů v makroskopickém objemu půdy. Nicméně ne všechny charakteristiky ovlivnění spektra lze připsat kvantově-mechanickým interakcím (absorpčním prvkům) vlivem smíšeného efektu všech komplexních interakcí. Pro popis a vysvětlení působení makroskopického objemu půdy na záření je tak používáno i principů klasické vlnové teorie, případně geometrické optiky (Ben-Dor & Demattê 2015; Ben-Dor et al. 1999).

Všechny substance v půdní matrici, které mají vliv na spektrální projevy půdy, jsou nazývány jako tzv. chromofory (Nassau 1980).

Chromofory (Chromophores) jsou chemické či fyzikální substance nebo parametry, které významně ovlivňují tvar a charakter výsledné spektrální křivky. Chromofory, které jsou aktivní při absorpci energie (např. chlorofyl) nebo její emisi (např. fluorescence) v konkrétních vlnových délkách jsou nazývány chemické chromofory (Chemical Chromophore). Chromofory, které ovlivňují tvar spektrální křivky (např. velikost částic či refrakční index) jsou nazývány fyzikálními chromofory (Ben-Dor et al. 1999).

Znalost různorodých chromofor a jejich chování, jež se mění vlivem okolního prostředí, tvoří základ pro komplexní poznání půdního materiálu (Ben-Dor & Demattê 2015). V mnoha případech je spektrální signál spojený s daným chromoforem překryt signálem jiného chromoforu, což brání hodnocení jeho vlivu. Půdní spektrum, které je výsledkem interakce všech různorodých chromoforů, může být použito pro analýzu a identifikaci jednotlivých látek, pokud jsou na výsledné spektrum aplikovány spektrálně založené metody (Ben-Dor et al. 2013).

Spektrální vlastnosti půdy obecně

Z hlediska chemického složení jsou půdy komplexem různorodých složek (voda, minerální složky, organická hmota), které se spektrálně projevují různým způsobem nebo nemají spektrální odezvu vůbec. Výsledná spektrální křivka je superpozicí křivky spektrální odrazivosti jednotlivých spektrálně aktivních minerálů obsažených v půdě a obsahem organických látek. Vliv na křivku mají i dynamické faktory proměnné v čase a prostoru nebo závislé na podmínkách pozorování. Komplexita půdního materiálu, projevující se například silnými chemickými interakcemi a vzájemným ovlivňováním mezi půdními složkami (oxidy železa, jíly, organický materiál apod.), často neumožňuje použití jednoduchých postupů spektrální analýzy či například modelů lineárního míšení (Spectral Unmixing) základních elementárních prvků (End Members), jako je tomu například v geologických aplikacích. Pro rozpoznání vlivu jednotlivých půdních složek v komplexu půdního prostředí je zapotřebí využít sofistikovaných analytických a statistických metod, například metod vícerozměrné analýzy (Gomez et al. 2008; Ge et al. 2011; Ben-Dor et al. 2009).

Ve viditelném a blízkém infračerveném spektru (VNIR) se spektrální křivka půdy vyznačuje pozvolným monotónním nárůstem odrazivosti se zvětšující se vlnovou délkou až k absorpčním pásům vody na vlnových délkách 1400 nm a 2700 nm. Spektrální charakteristiky v krátkovlnném infračerveném pásmu (SWIR) jsou primárně ovlivňovány spektrálními prvky hydroxylů, karbonátů, silikátů a vody. Vliv na snížení odrazivosti v tomto spektrálním rozsahu mají zejména organický materiál společně s půdní vlhkostí.

Ve středněvlnném infračerveném pásmu (MWIR), které je však z pozice metod DPZ obtížně využitelné, může být v půdním spektru rozlišen vliv minerálů na základě relativního obsahu karbonátových a silikátových minerálů. Tvar křivky spektrální odrazivosti v MWIR je také silně ovlivňován obsahem vody v půdě. V regionu dlouhovlnného infračerveného pásma (LWIR) je spektrum ovlivňováno zejména velikostí zrn, obsahem organického materiálu a půdní vlhkostí. V termální oblasti spektra začíná převažovat vlastní vyzařování objektů nad odraženým slunečním zářením. Emitované záření půd je poměrně vysoké a téměř konstantní.

Chemické chromofory

Chemické chromofory jsou substance, které absorbují záření na diskrétních energetických úrovních. Interakce záření s materiálem probíhá na atomové a molekulární úrovni. Absorpční proces se projevuje na spektru odrazivosti jako lokální propad na křivce. Jeho pozice je spojena se specifickou chemickou skupinou v různých strukturních konfiguracích.

Absorpce elektromagnetického záření je v závislosti na vlnové délce způsobena různými typy procesů. V zájmové doméně elektromagnetického záření, tedy ve viditelném a infračerveném spektru je absorpce spojena s dvěma jevy. Ve viditelné části spektra, kde má záření větší energii může dojít vlivem absorpce záření, tedy určitého daného množství energie, k excitaci elektronů, tedy ke změně elektronového stavu molekuly. V infračervené oblasti nemá záření takovou energii, a proto může dojít jen ke změně vibračního stavu (Obrázek 2). Absorpce odpovídá různúm tupům vibračních přechodů. Ke změně vibračního stavu molekuly nicméně dochází pouze v případě, pokud se současně změní její dipólový moment. Ne všechny sloučeniny jsou tak v infračerveném spektru aktivní a nelze je tedy takto sledovat. V rámci jedné vazby v molekule může docházet k základním tzv. fundamentálním přechodům či vyšším harmonickým přechodům (svrchní tóny – Overtones), přičemž každé odpovídá jiná vlnová délka (Obrázek 3). Vlivem rostoucího počtu atomů v molekule se však vibrace komplikují a dochází ke kombinovaným přechodům (Combination). Molekuly jsou také ve vzájemné interakci, proto jednotlivým přechodům neodpovídají ostré linie, ale širší absorpční pásy. Jelikož ke změnám vibračního stavu dochází vždy v případě dodání určitého daného množství energie, kterú je vztažen k vlnové délce, je možné pomocí těchto změn a potažmo absorpce vymezit určité absorpční pásy typické pro jednotlivé sloučeniny a sledovat vliv jednotlivých objektů na výsledné měřené spektrum.



Obrázek 3: Způsob interakce elektromagnetického záření s látkami v závislosti na vlnové délce

V půdách můžeme vyčlenit zhruba tři hlavní chemické chromofory: minerály (hlavně jílové a oxidy železa), organický materiál (živý či dekomponovaný) a vodu ve všech fázích (Stoner & Baumgardner 1981; Ben-Dor et al. 1999; Ben-Dor & Demattê 2015). Ve viditelném spektru jsou hlavními absorbenty v půdě organický materiál a železo, přičemž voda a jíly jsou hlavními absorbenty v infračervené oblasti spektra.



Obrázek 4: Chromofory v půdě a horninách. (zdroj: Ben-Dor et al., 1999)

Jílové minerály

U všech jílových minerálů je v oblasti VNIR-SWIR spektrálně aktivní pouze hydroxylová skupina O-H. Tato skupina se vyskytuje jako součást minerální struktury, nebo jako součást tenké vrstvy vody spojené s minerálním povrchem jílových minerálů (adsorbovaná voda). Pro jílové minerály existují tři hlavní aktivní spektrální regiony v okolí vlnových délek 1300–1400 nm, 1800–1900 nm a 2200–2500 nm.

Montmorillonity (resp. smektity) mají silnou charakteristickou absorpci v blízkosti vlnových délek 1400, 1900 a 2200 nm. Illit má stejná absorpční pásma jen obecně slabší. U Illitu navíc pozorujeme další absorpční pásma v blízkosti 2340 nm a 2445 nm, přičemž tato pásma mohou sloužit k rozlišení dvou výše uvedených minerálů. Projevy těchto absorpcí jsou nicméně slabé a smíšené s absorpcí organické hmoty.

Uhličitany

Uhličitany významně ovlivňují chemické půdní procesy, pravděpodobně nejvíce v oblasti kořenové zóny. U uhličitanů je aktivním chromoforem vazba C-O (v rámci radikálu CO₃⁻), která umožňuje analyzovat jejich obsah ze spektrálních dat (Ben-Dor & Banin 1990; Ben-Dor et al. 1999; Ben-Dor & Demattê 2015). V pásmu SWIR existuje 5 hlavních vyšších a kombinovaných vibračních módů pro popis vazby C-O, mezi hlavní spektrálně aktivní region patří okolí vlnové délky 2336 nm. Slabší absorpční pásy se nacházejí na úrovni 2160, 1990 a 1870 nm (Ben-Dor & Banin 1990; Stenberg et al. 2010).

Organická hmota

Tak jako půdní organická hmota hraje hlavní roli ve vztahu k mnohým chemickým a fyzikálním procesům v půdním prostředí, tak také významně ovlivňuje tvar a podstatu spektra půdní odrazivosti (Ben-Dor et al. 1999). Organický materiál, respektive organický uhlík, je zřejmě nejvíce studovanou půdní komponentou ve vztahu ke spektrální odrazivosti a také nejlépe predikovatelnou z dat ve spektru VNIR-SWIR (Ben-Dor & Demattê 2015; Demattê et al. 2015; Stevens et al. 2015; Klement 2014). Poměrně velká variabilita složení organické hmoty a existence řady spektrálně aktivních funkčních skupin v organické hmotě je předpokladem pro celou řadu absorpčních pásem ve spektru této půdní komponenty. Tyto pásy se vztahují k mnoha spektrálně aktivním organickúm sloučeninám, jako jsou např. huminové kyseliny (např. 1929 a 1932 nm), celulóza (např. 1370, 1725 a 2347 nm), lignin (2050 a 2351 nm) a k jejich různým funkčním skupinám (Ben-Dor & Demattê 2015; Viscarra Rossel et al. 2006). Zmíněné regiony se však mohou překrúvat (Summers et al. 2011). Spektrální odezva organické hmoty je ovlivňována také stupněm dekompozice organického materiálu.

Mnoho laboratorních experimentů ukázalo, že organický uhlík neovlivňuje jen odrazivost v určitých částech spektra, ale obecně i tvar spektrální křivky. V případě nízké koncentrace organického materiálu má spektrální křivka v rozmezí vlnových délek 350–1400 nm spíše konvexní tvar. Organická hmota absorbuje energii v celém rozsahu těchto vlnových délek, čímž se snižuje celkové albedo, ale hlavně se mění celkový tvar spektrální křivky na více konkávní. Půdní textura pak ovlivňuje, zdali je vztah mezi obsahem organické hmoty a barvou půdy lineární (prachové a hlinité půdy) nebo křivočarý (písčité půdy). Vztahy mezi organickým materiálem a odrazivostí tak mohou být s dostatečnou přesností predikovány jen v případě, kdy půdní textura není příliš variabilní v prostoru (Hill & Schütt 2000).

Voda

Voda je spektrálně aktivní v regionu VNIR-SWIR v závislosti na vibračních stavech funkční skupiny O-H. Voda se vyskytuje v půdách ve třech základních formách, přičemž každá tato forma ovlivňuje odrazové spektrum jinak. Voda může být začleněna v mřížce některých minerálů (tzv. hydratační voda). V tomto případě se výrazně projevují absorpční pásy skupiny O-H v okolí vlnových délek 1400 a 1900 nm. Hygroskopická voda adsorbovaná na povrch jílových minerálů a humusových částic ovlivňuje především celkovou odrazivost půd a působí jako fyzikální chromofor. Silná absorpční pásma vody se nachází v okolí vlnových délek 1400 a 1900 nm a další se slabšími projevy v okolí 950 a 1200 nm. Volná voda v pórech hraje významnou roli při odrazu světla. Způsobuje pokles odrazivosti v celém rozsahu spektra a tím maskuje vliv dalších možných absorpčních prvků.

Sloučeniny železa

Oxidy železa jsou produktem zvětrávání a vyskytují se v půdách velmi často. Tyto minerály jsou obvykle zastoupeny v omezeném množství, ale hrají důležitou roli, protože reflektují typ a stupeň vývoje půdy. Oxidy železa absorbují selektivně ve viditelné části spektra, což se projevuje v jejich výrazném zbarvení od červené, přes žlutou až po hnědou. Absorpční pásma železnatých iontů (Fe²⁺) se nacházejí na vlnových délkách 430, 450, 510, 550 a 1000 nm. Absorpční pásma železitých (Fe³⁺) iontů se nacházejí na vlnových délkách 400, 700 a 870 nm. Obsah železa v půdách je významným chromoforem, nicméně vzhledem k variabilitě železitých látek v půdním prostředí a vzájemné korelaci jejich spektrální odezvy s dalšími půdními vlastnostmi je zapotřebí pro jejich odlišení poměrně vysoké spektrální rozlišení i použití sofistikovaných statistických metod (Ben-Dor et al. 1999).



Obrázek 5: Chromofory v půdním spektru (zdroj: Ben-Dor & Demattê 2015)

Fyzikální chromofory

Odraz světla od půdního povrchu závisí i na řadě fyzikálních parametrů vztažených k indexu lomu. Za fyzikální chromofory považujeme parametry, které ovlivňují půdní spektrum ve smyslu změny v indexu lomu světla (Refractive Index) v závislosti na mediu obklopujícím půdní částice, a které současně nezpůsobují změny pozic specifických chemických absorpcí.

Mezi základní fyzikální chromofory lze pak zařadit: vlhkost, mechanické složení půdy – velikost a tvar půdních částic, respektive půdních agregátů, a drsnost povrchu (Ben-Dor & Demattê 2015). Tyto parametry fyzikálního chromoforu způsobují změny v průběhu spektrální křivky ve smyslu ovlivnění jejího tvaru (celková odrazivost a posun výškové úrovně křivky) a intenzity jejích lokálních propadů. Důležitým parametrem s ohledem na změnu indexu lomu je i geometrie snímání. Společně s místně a časově silně proměnnými podmínkami (vlhkost, drsnost povrchu) je velice důležitým aspektem plánování leteckých spektrálních kampaní.

Vlhkost

Vlhkost řadíme mezi základní fyzikální chromofory. Obecně lze říci, že čím více vody v půdě (ať vázané na povrchu půdních částic, tak volné vody v pórech), tím více se snižuje celková odrazivost půdního povrchu. Tento efekt je nejvýraznější v absorpčních pásech vody. Efekt snižování odrazivosti může být převážně přisuzován změně v indexu lomu světla (Refractive Index) v závislosti na mediu obklopujícím půdní částice. Pokud je jím voda, je index lomu světla vyšší než v případě vzduchu. Nicméně obecný vztah mezi celkovým albedem (odrazivostí) a vlhkostí (gravimetrickou nebo volumetrickou) není možné naleznout vzhledem k tomu, že porozita a index lomu se výrazně mění mezi půdami a je značně heterogenní (Stenberg et al. 2010).

Půdní textura a morfologie povrchu

Půdní textura úzce souvisí s morfologií povrchu. Půdy tvořené většími texturními částicemi či agregáty obecně odrážejí méně světla vlivem vícenásobných odrazů mezi nerovnostmi na povrchu. Obecně lze říci, že se snižující se velikostí částic a půdních agregátů se zvyšuje odrazivost a snižuje se kontrast mezi absorpčními prvky (Atzberger 2002).

Celková drsnost povrchu ovlivněná jak zrnitostním složením, tak velikostí a tvarem agregátů hraje významnou roli ve výsledných spektrálních projevech půdního povrchu, obzvláště v případě leteckého či satelitního sledování (Cierniewski & Kuśnierek 2010; Cierniewski et al. 2013; Cierniewski et al. 2012). Drsnost povrchu je velice dynamický faktor, který se na sledovaném území může změnit během krátké časové periody vlivem způsobu orby, půdní eroze (vodní i větrné) či fyzické změny půdního škraloupu. V rámci hodnocení půdní textury je také nutné se zabývat i mineralogií jednotlivých zrn a jejich variabilitou na studovaném území. Zvýšená variabilita půdního substrátu tak může vést ke zhoršení predikční schopnosti statistických metod.

II.2.2 Faktory ovlivňující získání spektrální informace o půdě

Získání kvalitní spektrální informace pomocí senzorů dálkového průzkumu tak, aby mohla být analyzována spektrální informace z půdy, je závislé na řadě dalších faktorů. Některé z nich jsou spojeny se samotnou problematikou DPZ, další specifika jsou však spojena se sledováním půdy.

"Klasické problémy" optického DPZ

Prostorové rozlišení

Spektrální rozlišení a prostorové rozlišení patří mezi základní charakteristiky ovlivňující výslednou kvalitu pořízených dat a možnosti využití. Prostorové rozlišení, resp. velikost pixelu výsledných rastrových dat, je významným faktorem, který zásadně ovlivňuje spektrální odezvu půdy. Pro každý bod (v případě obrazové spektrometrie se jedná o plochu o různé velikosti) na obrazové scéně – pixel – je snímána intenzita odraženého záření. V závislosti na velikosti této plochy, pak dochází k míšení spektrální informace ze všech objektů, které do této plochy zasahují. Pro odlišení jednotlivých objektů je tedy velikost snímané plochy zásadní. Z hlediska odlišení erozních tvarů (strže, rýhy apod.) je nutné použít data s co nejlepším prostorovým rozlišením, tedy data s velmi vysokým rozlišením. Z hlediska odlišení plošného ovlivnění půd erozí může dostačovat rozlišení hrubší, tedy data s vysokým rozlišením (v řádech několika málo desítek metrů).

Spektrální rozlišení

Spektrální rozlišení je charakteristika závislá na počtu a rozsahu spektrálních pásem, ve kterých jsou data snímána. Tato charakteristika ovlivňuje kvalitativní i kvantitativní parametry informace, kterou je možno z dat získat. Jak bylo popsáno výše, řada půdních vlastností se ve spektru projevuje v diskrétních úzkých spektrálních pásech. Čím užší spektrální pásy a větší počet, tím je možné lepší odlišení vlivů jednotlivých půdních komponent. Z tohoto pohledu jsou pro výzkum půdních vlastností výhodnější hyperspektrální senzory. Superspektrální a multispektrální senzory lze využít s určitým omezením. Panchromatické či barevné (RGB) snímky pak lze využít pouze pro jednoduché úlohy, např. vizuální interpretaci erozních prvků.

Radiometrické rozlišení

Radiometrické rozlišení je dáno bitovou hloubkou, ve které jsou data pořizována, jednoduše řečeno počtem hodnot, které je možno pomocí měření senzorem rozlišit (např.: 8bitová hloubka = 2⁸ = 256 hodnot; 11bitová hloubka = 2¹¹ = 2048 hodnot). Větší radiometrické rozlišení samozřejmě zvětšuje velikost dat, a tak zvyšuje nároky na zpracování. Na druhé straně to má velkou výhodou v možnosti zachytit menší rozdíly intenzity záření, a tak pracovat s větší rozlišovací schopností. Dalším důležitým ukazatelem je poměr signálu k šumu, tzv. Signal-to-noise ratio (SNR), který ukazuje na kvalitu získané spektrální informace. Platí, že čím užší jsou spektrální pásma, tím je intenzita přijímaného signálu menší, a tím existuje větší poměr mezi šumem a měřeným signálem. Poměr šumu v datech je závislý na kvalitě snímajícího zařízení (citlivosti, času měření jednoho pixelu), a proto je důležité při hodnocení vhodných zdrojů dat přihlížet i k tomuto parametru.

Vliv geometrie snímání

Odrazové vlastnosti materiálu formálně popisujeme pomocí matematické funkce zvané BRDF (Bidirectional Reflectance Distribution Function – obousměrná distribuční funkce odrazu). Zdroj záření, snímaný předmět a senzor (snímací zařízení) jsou všechno body v měřitelném prostoru. Výpočet poměru mezi absolutními hodnotami odrazivosti na zemském povrchu a iradiace na horní hranici atmosféry silně závisí na geometrii a pozici uvedených třech bodů (Ben-Dor & Demattê 2015).

BRDF (Bidirectional Reflectance Distribution Function) tzv. rozdělovací funkce odrazivosti, kterou jsou popsány odrazové vlastnosti povrchu. Funkce popisuje jaké množství záření je odraženo ve směru senzoru od konkrétního povrchu v závislosti na geometrii dopadajícího záření. Vlivem toho, že se v průběhu snímání mění poloha senzoru a dochází tak ke změně geometrie v linii zdroj – sledovaný objekt – senzor, jsou obrazová data tímto efektem ovlivněna. Tento fenomén nazýváme BRDF efektem. Jednoduchý příklad tohoto efektu lze spatřit na perském koberci, případně na posečeném fotbalovém hřišti, kdy se z různých úhlů pohledu jeví materiál jinak. Na leteckých snímcích může být, pokud není zcela odstraněn korekcemi, nejvíce patrný na styku dvou náletových linií.



Přestože jde o velmi dobře vědecky popsaný fenomén a existuje mnoho modelů popisujících tento BRDF efekt, stále jde o významný problém, který nelze opomíjet. Proto je důležité BRDF efekt co nejvíce minimalizovat, pokud lze, např. při plánování letecké kampaně, kdy je vhodné vedení letových linií (azimut) co nejvíce přiblížit aktuálnímu azimutu Slunce.

Atmosférické vlivy (oblačnost, rozptyl v atmosféře)

V rámci dálkového průzkumu nelze uvažovat o průchodu slunečního záření ideálním prostředím. Záření prochází atmosférou, kde je buď zcela, nebo částečně pohlcováno. V určitých částech spektra je atmosféra pro záření transparentní nebo semitransparentní (viz Obrázek 6). Tyto části spektra se nazývají atmosférická okna a jsou do nich obvykle situovány pásma multispektrálních senzorů. Absorpce záření v atmosféře se odehrávají zejména v absorpčních pásech vody, CO_2 , O_2 a O_3 . Oproti laboratorní spektroskopii se tedy v případě dálkového průzkumu nelze spolehnout na všechny absorpční pásy jednotlivých půdních komponent, protože se mohou překrývat s absorpčními pásy atmosféry. Výsledné záření na povrchu je ovlivňované také rozptýleným zářením v atmosféře. Dochází k rozptylu slunečního záření na molekulách vzduchu (tzv. Rayleighův rozptyl), na částicích (tzv. Mieův rozptyl) nebo se jedná o neselektivní rozptyl. Průchod záření atmosférou je tak ovlivňován i aktuálním stavem atmosféry, a je proto nutné při zpracování leteckých a satelitních snímků počítat s úpravou snímků pomocí atmosférických korekcí. Korekce eliminují zejména vliv aerosolů a atmosférických plynů na snímaná data. Validace atmosféricky korigovaných dat je velice důležitý krok pro zajištění, že spektrum odrazivosti obsahuje spolehlivou informaci o půdním povrchu (Ben-Dor & Demattê 2015).





Specifika při sledování půdy

Drsnost povrchu

Vliv morfologie povrchu na spektrum, jakožto půdního fyzikálního chromoforu, byl již popsán. Jedná se o dynamický faktor, který se na sledovaném území může změnit během krátké časové periody vlivem obdělávání, srážek, půdní eroze (vodní i větrné) či fyzické změny půdního škraloupu. Významná variabilita může být sledována mezi jednotlivými pozemky, hlavně v souvislosti s různým sledem zemědělských operací či na základě používaných technologií. Výrazná variabilita může být nicméně sledována i v rámci jednotlivých pozemků v závislosti na zrnitosti či velikosti půdních agregátů. Vzhledem k faktu, že je drsnost povrchu a její vliv na spektrum poměrně obtížně kvantifikována, může mít poměrně významný vliv na predikční schopnost predikčních modelů ostatních půdních vlastností.

Vlhkost

Vlhkost půdy představuje nejdynamičtější faktor, jenž výrazně ovlivňuje spektrální odrazivost půdy. Značnou variabilitu lze sledovat jak v prostoru, tak v čase. Byť existuje řada přístupů pro kvantifikaci vlhkosti půdy pomocí metod DPZ, odfiltrování jejího vlivu z půdního spektra není snadnou úlohou. Z tohoto důvodu je zapotřebí i tomuto faktu věnovat pozornost a neplánovat letecké kampaně do doby po srážkových událostech. Nicméně v případě využití satelitních snímků a řešení větších ploch je řešení více problematické.

Vegetace a rostlinné zbytky

Vegetace nebo rostlinné zbytky na povrchu půdy způsobují buď přímé zakrytí půdy, nebo částečné ovlivnění výsledného spektra vlivem míšení spektrální informace s vlivem půdy. Pro podrobné studium eroze je vhodné odlišit čistě holé půdy bez příměsí vegetace nebo použít metody separace spekter (Spectral Unmixing). Největší zastoupení půdních ploch bez vegetace je v jarním a podzimním období, tedy v období před a krátce po zasetí, respektive v době po sklizni a podmítce, případně před zasetím ozimých plodin. Nejmenší zastoupení je v době vegetační sezony, zejména v červnu, kdy pokrytí vegetací dosahuje místy až 100 %. Problematické z hlediska sledování půdy jsou ovšem i rostlinné zbytky ponechané na povrchu půdy, případně pouze mělce zapracované (např. v případě užití bezorebných technologií).

Velká prostorová variabilita půdních podmínek

Půda představuje soubor řady komponent, které mohou být v prostoru velice variabilní v závislosti na klimatu, půdním substrátu, reliéfu, vlivu organizmů, lidských zásazích či genezi. Tato variabilita nepříznivě ovlivňuje úspěšnost modelů predikce půdních vlastností pomocí spektrálních metod. Obecně platí, že čím větší je sledovaná plocha a variabilita, tím horší je predikční schopnost a potřeba většího množství referenčních půdních dat. Lokální modely obvykle pracují lépe než globální modely. Při sledování větších území je tedy vhodnější modely rozdělit na základě stratifikace podpůrných dat nebo pro predikci či klasifikaci podpůrná data přímo použít.

II.2.3 Půdní vlastnosti ovlivněné erozí a možnosti jejich sledování pomocí DPZ

Sledování erozního poškození půd pomocí metod DPZ je konceptuálně založeno na sledování tzv. indikátorů půdní eroze (Schmid et al. 2016; Chabrillat et al. 2014; Hill & Schütt 2000). Indikátory půdní eroze lze obecně chápat jako jevy, prvky, vlastnosti, procesy či jiné veličiny, které umožňují identifikovat erozní ovlivnění půdy. V kontextu využití DPZ pak takovými indikátory chápeme především půdní vlastnosti, které lze sledovat pomocí metod DPZ. Musí se tedy jednat o povrchové půdní vlastnosti. Primárním předpokladem je fakt, že erozně-akumulační proces mění povrchové půdní vlastnosti. A to buď selektivním odnosem půdních částic, nebo celkovým plošným odnosem vrstev půdy, který má za následek ztenčování půdního profilu a expozici níže ležících půdních horizontů, případně jejich míšení s orničním horizontem vlivem orby. V akumulačních zónách pak dochází k akumulaci odnášeného materiálu. Výsledný charakter půdního krytu v erozně-akumulačním reliéfu má však svá specifika, což způsobuje, že jednotlivé indikátory se mohou v jednotlivých lokalitách lišit a jejich kvantitativní určení je tak prostorově specifické. Projevu eroze půdy jsou totiž značně závislé na půdním substrátu, půdním typu, erodibilitě půd, charakteru erozních událostí (frekvence, velikost), typu eroze (selektivní/neselektivní – vodní, větrná, zpracováním půdy) apod.

Půdní vlastnosti a ostatní vlastnosti prostředí ovlivněné erozí včetně zhodnocení možností metod DPZ pro jejich sledování jsou shrnuty v tabulce (Tabulka 1 – šedou barvou jsou zvýrazněny vlastnosti, které lze chápat jako vhodné indikátory ve smyslu uvedeném výše).

Tabulka 1: Půdní vlastnosti a ostatní vlastnosti prostředí ovlivněné erozí a zhodnocení možností metod DPZ pro jejich sledování

Vlastnosti a půdy ovlivněné erozí půdy				
Skupina půdních vlastností	Půdní vlastnost ovlivněná erozí	Тур	Popis změny vlivem eroze	
	stratigrafie půdního profilu	změna	snížení mocnosti svrchních horizontů odnosem materiálu nebo zvýšení mocnosti akumulací, případně obojí současně, následné případné míšení svrchních horizontů vlivem orby	
	hloubka A horizontu	změna mocnosti	snížení mocnosti odnosem materiálu nebo zvýšení mocnosti akumulací	
Obecné	skeletovitost	zvýšení (snížení)	na erodovaných půdách vlivem selektivního odnosu jemnozrnného materiálu nebo přiorávání spodiny při snížení mocnosti půdního profilu. (vlivem akumulace může dojít k opačnému procesu)	
	edafon a mikro- organismy	snížení	snížení oživení půdy vlivem selektivního odnosu organické hmoty, ovlivnění změnou provzdušnění, např. vlivem snížení množství vzduchu v pórech se zvýší množství anaerobních organismů a dojde ke zvýšené denitrifikaci a snížení efektivity využití dusíku	
	textura	změna	selektivní odnos jemnozrnné frakce vodou nebo odvátím větrem, přioráváním nižších horizontů (např. výstup jílových minerálů ze spodních horizontů či výstup skeletu), sedimentací apod.	
ální	struktura (stabilita agregátů)	rozpad	vlivem nárazu vodních kapek a tečného napětí při odtoku vody dochází k rozpadu půdních agregátů a rozpadu půdní struktury; selektivní odnos organické hmoty pak snižuje potenciál agregace	
Fyzik	objemová hmotnost	změna	vlivem změn textury a pórovitosti, zvýšení vlivem odnosu lehké organické hmoty a ztráty struktury	
	škraloup	tvorba	vzniká při rozpadu půdní struktury, následně zabraňuje infiltraci vody do půdy	
	barva půdy	zesvětlení	souvisí se změnou ostatních vlastností půdy, které mají vliv na barvu půdy (organická hmota, vlhkost, oxidy železa apod.); může dojít k ovlivnění tónu, sytosti i jasu	

Možnosti využití metod DPZ					
	Optické		Radar		
DPZ	multispek.	hyperspek.	pasivní	aktivní	Lidar
Možnost využití: 1 velmi dobré, 2 dobré, 3 průměrné, 4 horší,	, 5 ma	alé, b	ez – r	evho	odné
vlivem omezení dosahu metod DPZ na povrch půdy je využití omezeno pouze na případy plného odhalení spodních půdních horizontů nebo v případě míšení svrchního humusového horizontu se spodními horizonty; zde se mohou uplatnit rozdíly v minerálním složení (oxidy železa, jíly, karbonáty)	З	З			
-11-					
zvýšení skeletu má vliv jak na spektrální vlastnosti, tak na radarové odrazy	З	З		З	
nezachytitelné metodami DPZ					
výrazný vliv na spektrální vlastnosti a radarové odrazy	З	З		З	
možnosti hodnocení metodami DPZ skrze změnu drsnosti povrchu			З	З	5
nezachytitelné metodami DPZ					
výrazný vliv na spektrální vlastnosti a radarové odrazy		1		З	
výrazný vliv na spektrální vlastnosti	1	1			

Vlastnosti a půdy ovlivněné erozí půdy					
Skupina půdních vlastností	Půdní vlastnost ovlivněná erozí	Тур	Popis změny vlivem eroze		
ální	vlhkost (dostupná vodní kapacita)	změna	vlivem změny struktury a textury a odnosu organické hmoty; obecně klesá množství makropórů, což snižuje dostupnost vody pro rostliny		
Fyził	pórovitost	změna	snížení pórovitosti (hlavně makroporozity) vlivem rozpadu agregátů		
	infiltrační schopnost	změna	vlivem ovlivnění textury a struktury a následně pórovitosti a tvorbou krusty		
	pН	změna	zvýšení obnažením kyselejšího podorničí, selektivním vymíláním bazických prvků, odplavováním aplikovaného Ca apod.		
	organická hmota	ztráta / akumulace	úbytek v souvislosti s odnosem půdních agregátů na erodovaných plochách a s akumulacemi na sedimentačních plochách		
	obsah oxidů železa	změna	odplavování – v závislosti na půdním typu; jejich obsah může být ovlivněn obnažováním podorničí, případně akumulacemi		
	kationtová výměnná kapacita	změna	snižování v závislosti na odplavování organické hmoty a naopak v sedimentech		
Chemické	nasycenost sorpčního komplexu	snížení	destrukce sorpčního komplexu vlivem odplavování a rozpadu humusových koloidů		
	obsah výměnných bází	snížení			
	obsah rizikových prvků	změna	vlivem odnosu může docházet k jejich redistribuci		
	živiny (P, K, N, Ca, Mg)	ztráta	odnos vodou nebo odvátí větrem		
	hnojiva	ztráta	odnos vodou nebo odvátí větrem		
	pesticidy	ztráta	odnos vodou nebo odvátí větrem		
Možnosti vuužití metod DP7					
---	------------	------------	---------	---------	-------
	Opti	cké	Rad	dar	
DPZ	multispek.	hyperspek.	pasivní	aktivní	LiDAR
výrazný vliv na spektrální vlastnosti a radarové odrazy	З	4	2	2	
nezachytitelné metodami DPZ					
nezachytitelné metodami DPZ – pouze nepřímo skrze vlhkostní poměry svrchní vrstvy půdy					
minimální možnosti DPZ (spektroskopicky je možné)					
výrazný vliv na spektrální vlastnosti	5	1			
výrazný vliv na spektrální vlastnosti	5	З			
minimální možnosti DPZ (spektroskopicky je možné)					
nezachytitelné metodami DPZ					
minimální možnosti DPZ (spektroskopicky je možné)					
možnosti sledování těžkých kovů na povrchu půdy	5	5			

vliv na spektrální vlastnosti – hůře využitelné 4 4

vzhledem k malému množství a širokému chemickému rozpětí zřejmě metodami DPZ neuchopitelné

vzhledem k malému množství a širokému chemickému rozpětí zřejmě metodami DPZ neuchopitelné

Vlastnos	sti a půdy ovliv	vněné erozí	půdy				
Skupina půdních vlastností	Půdní vlastnost ovlivněná erozíTypPopis změny vlivem erozeškody napoškozenívlivem změny výše popsaných půdních vlastností						
site efekty	škody na vegetaci	poškození	vlivem změny výše popsaných půdních vlastností dochází ke snižování úrodnosti na erodovaných plochách, dochází také k odplavení živin, hnojiv, pesticidů; vlivem konkrétní události může dojít k poškození osevů a sadby i vzrostlých rostlin				
iní - on-i		poškození	větrná eroze – sandblasting – poškození "bombardováním" zrny písku – náchylnější k chorobám, odvátí, zavátí				
Ostat	nové morfologické tvary reliéfu	reliéf	tvorba erozních a sedimentačních tvarů				
itní – e efekty	sedimentace na jiných plochách	akumulace					
Osta off-site	sedimenty v tocích a nádržích		unášený půdní materiál se dostává až do hydrografické sítě, zvýšená eroze břehů, snížená kvalita vody				

Možnosti využití metod DPZ					
	Opti	ické	Radar		
DPZ	multispek.	hyperspek.	pasivní	aktivní	Lidar
vliv na spektrální vlastnosti – otázka jak odlišit vliv heterogenity prostředí od projevů eroze	2	2			
vliv na spektrální vlastnosti – otázka jak odlišit vliv heterogenity prostředí od projevů eroze	2	2			
vhodné pro využití fotogrammetrických metod a LiDARu v závislosti na rozlišení, možné rozlišení i odlišnou spektrální odezvou od sousedních ploch	З	4		1	1
možno odlišit spektrálně či topograficky					
vliv na spektrální vlastnosti vody – možno kvantifikovat množství sedimentů	З	З			



II.3 Využití spektrálních dat pro stanovení míry erozního poškození půd

V předchozích kapitolách byly nastíněny teoretické základy spektrálního chování půd a problematika jejího sledování nástroji DPZ. Tato teoretická východiska je možno využít jako základ pro prostorovou kvantifikaci a kvalifikaci půdních vlastností pomocí hyperspektrálních a multispektrálních dat a to i v kontextu vyhodnocení vztahu půdních vlastností ovlivněných erozní činností. V rámci celého procesu zpracování a analýzy dat je zapotřebí použití různých nástrojů a metod počínaje základními komponentami GIS pro práci s prostorovými daty, skrze nástroje pro zpracování dat DPZ a analýzu obrazu, až po metody statistické analýzy a k tomu určené nástroje. Důležitým předpokladem pro úspěšné využití těchto metod k danému účelu je i kvalifikované posouzení potřeb a rizik a vhodný výběr vstupních dat.

Plošné kvalitativní i kvantitativní informace o půdních vlastnostech a jejich variabilitě, pomocí nichž by bylo možno určit erozní poškození půd, byly tradičně získávány pomocí bodového sondování a prostorového modelování na základě různých statistických metod (např. geostatistické metody). Rozvoj statistických nástrojů vytěžování dat (data mining), výpočetní síly počítačů a GIS a zvýšená dostupnost digitálních prostorových dat vedly na konci 20. století k formulaci principů tzv. digitálního půdního mapování (Digital Soil Mapping – DSM) (McBratney et al. 2003). Tato metoda využívá tzv. podpůrných dat (environmentální proměnné jako např. DMT) pro odvození predikčních funkcí a predikci spojitých půdních vlastností. Častými podpůrnými daty pro tvorbu predikčních modelů povrchových půdních vlastností jsou pak také různé spektrální charakteristiky půd získané pomocí metod dálkového či pozemního průzkumu Země (Minasny & McBratney 2015). Funkce popisující vztah mezi predikovanými půdními vlastnostmi a vysvětlujícími proměnnými pak může být ve formě jednoduchého lineárního modelu či komplikovanějšího nástroje vytěžování dat (Minasny et al. 2013).

Z hlediska metod DPZ jsou vstupními proměnnými do takovýchto predikčních modelů spektrální obrazová data, ať už s daty z několika širokých pásem (multispektrální data), nebo s daty z široké řady spektrálních pásem (hyperspektrální data). V tomto případě hovoříme o tzv. obrazové spektroskopii.

II.3.1 Hyperspektrální data – obrazová spektroskopie

Obrazová spektroskopie (Imaging Spectroscopy), jinak nazývaná **hyperspektrální zobrazování** (Hyperspectral Imaging) je metoda využívající hyperspektrální sensory pro pořízení dat. Data jsou skenována skrze široký pás spektra (VNIR-LWIR, plus TIR) ve vysokém spektrálním rozlišení (5–15 nm) a vysokém prostorovém rozlišení (1–5 m). To umožňuje detailně analyzovat spektrální příznaky různých materiálů.

Orientační přehled technologií a základní pojmy

Platformy pro snímkování

Obecně se dá říci, že z hlediska úspěšnosti a přesnosti predikce různých půdních vlastností je vhodné využití podkladů s co nejlepším prostorovým, spektrálním i radiometrickým rozlišením. Každá data mají nicméně svá specifika, jak z hlediska technického, tak z hlediska možností jejích pořízení a při výběru vhodných dat pro konkrétní způsob využití je zapotřebí brát v úvahu celou řadu okolností. Dostačující může být u některých aplikací i využití multispektrálních dat s menším prostorovým rozlišením, byť nabízejí i menší spektrální rozlišení.

Hyperspektrální senzory jsou většinou využívány na leteckých nosičích (Tabulka 2), nicméně v dnešní době jsou již dostupné i senzory na družicích. Družicové hyperspektrální senzory zahrnující i pásmo SWIR jsou však zatím pouze experimentální (Hyperion), nicméně v několika vědeckých studiích už byla i tato data testována. Další satelitní systémy operují pouze v pásmu VNIR, které je určeno spíše pro aplikace na vegetaci, nebo nemají dostatečné prostorové rozlišení (Tabulka 3). V současnosti jsou nicméně vyvíjeny další satelitní hyperspektrální senzory operující i v pásmu SWIR, jejichž využití pro půdní aplikace je velice slibné (EnMAP, PRISMA).

Zmíněné podklady lze vhodně uplatnit při výzkumu půdních vlastností, a tak je možné je využít pro mapování erozních tvarů reliéfu, pro vymezení erozně ovlivněných ploch, případně pro změnu jednotlivých půdních vlastností ovlivněných erozí.

Tabulka 2: Letecké hyperspektrální senzory

Typ sensoru	Producent	Subsystém	Prostor. rozlišení (m)	Počet pásem	Spektrální rozpětí (nm)	Spektrální rozlišení (nm)
AVIRIS	JPL, USA	VNIR-SWIR	4-20	224	400-2500	10
APEX	VITO, Belgie	VNIR-SWIR	2–10	300	380-2500	5–10
aisaFENIX	Specim, Finsko	VNIR-SWIR	0,5–5	620	380-2500	3,5–12
НуМар	HyVista	VNIR-SWIR	2–10	128	450-2480	13–17
ProspecTIR	specTIR, USA	VNIR-SWIR	0,5–5	653	400-2500	3,3–12
TRWIS-III	TRW, Kanada	VNIR-SWIR	0,5–11	384	400-2450	5,2-6,2
aisaEAGLE	Specim, Finsko	VNIR	0,5–5	488	400–970	3,3
CASI	ITRES, Kanada	VNIR	0,25–1,5	288	380–1050	>3,5
HySpex-1600	Norsk, Norsko	VNIR	0,5–5	160	400-1000	З,7
ROSIS	DLR, Německo	VNIR	2	115	430–960	5
aisaHAWK	Specim, Finsko	SWIR	0,5-5	254	430 - 1000	
HySpex-320	Norsk, Norsko	SWIR	2–20	256	1000-2500	6
SASI-600	ITRES, Kanada	SWIR	1–5	160	950-2450	10
aisaOWL	Specim, Finsko	TIR		84	8000-12000	100
SEBASS	Aerospace, USA	TIR	1–10	128	2500–13500	5
TASI-600	ITRES, Kanada	TIR	1–5	32	8000-11400	125
HyperCam	Telops, Lucembursko	TIR		256	3000-12000	
PROBE-1	ESC, USA	VNIR-TIR		128	400 – 2500	15–20
DAIS 7915	DLR, Německo	VNIR-TIR		85	430-12300	1-45
DAIS 21115	DLR, Německo	VNIR-TIR		211	400–12000	

Typ sensoru	Producent	Subsystém	Prostor. rozlišení (m)	Počet pásem	Spektrální rozpětí (nm)	Spektrální rozlišení (nm)
Hyperion	USA	VNIR-SWIR	30	242	360-2580	10
CHRIS	ESA, EU	VNIR	18/34	81	400–1050	5,6-32,9
HJ-1A	Čína	VNIR	100	128	450-950	5
HySI	Indie	VNIR	506	64	400-950	10
HICO	USA	VNIR	90	102	350–1080	5,7
HSE Resurs-P	Rusko	VNIR	30	192	400-960	5–10

Tabulka 3: Satelitní hyperspektrální senzory

Tabulka 4: Plánované satelitní hyperspektrální senzory

Typ sensoru	Producent	Plánovaný rok vypuštění	Subsystém	Prostor. rozlišení (m)	Počet pásem	Spektrální rozpětí (nm)	Spektrální rozlišení (nm)
EnMAP	Německo	2017	VNIR-SWIR	30	242	420-2450	6,5/10
HISUI	Japonsko	2017	VNIR-SWIR	30	185	400-2500	10/12,5
PRISMA	Itálie	2017	VNIR-SWIR	30	237	400-2500	12
HIPXIM-P	Francie	2019	VNIR-SWIR	8	>200	400-2500	10
HyspIRI	USA	2020	VNIR-TIR	60	>200/6	380-12300	10/530
SHALOM	Izrael, Itálie	2021	VNIR-SWIR	10	200	400-2500	10

Výhody a nevýhody hyperspektrálních dat lze shrnout následovně:

- + Velmi dobré spektrální rozlišení.
- + Velmi dobré radiometrické rozlišení.
- Náročné zpracování, které si vyžaduje specializovaný software a odbornou obsluhu.
- Poměrně vysoká cena pořízení dat.
- Vyšší poměr signal-to-noise (šum v datech) z důvodů pořizování signálů v úzkých pásmech.

Prostorové rozlišení závisí na použitém zdroji dat. Letecky nesené senzory mají obecně lepší rozlišení než satelitní senzory. Naproti tomu letecká data budou více narušena tzv. BRDF efektem v souvislosti s různou geometrií snímání a zorným úhlem senzoru (viz kapitola II.2.2 Vliv geometrie snímání).

Proces získání hyperspektrálních dat

Pro účely hodnocení půdních vlastností, potažmo erozního poškození půd, musejí pořízená data splňovat několik požadavků zejména s ohledem na stav sledovaného pozemku. Samotné pořízení leteckých dat obnáší také svá specifika. V následujícím přehledu jsou shrnuty problematické záležitosti, na které je potřeba při pořizování leteckých hyperspektrálních dat brát zřetel:

1. Stav pozemku

Předpoklad: Holá suchá půda, nejlépe upravená před setím.

Opodstatnění: Přítomnost vegetace či rostlinných zbytků na povrchu půdy, zvýšená drsnost povrchu a vlhkost vede k ovlivnění spektrální informace a potlačení spektrálních prvků půdních komponent, což vede ke zhoršení predikční schopnosti využívající tato data.

Optimální stav se vyskytuje v jarním či podzimním období v závislosti na druhu plodiny (jarní, ozimá, kukuřice apod.) a produkční zóně. Optimální je povrch půdy bez nebo s minimem posklizňových zbytků. V tomto ohledu nejsou pro toto sledování zcela vhodné pozemky, na nichž je hospodařeno nekonvenčním způsobem s ponecháním posklizňových zbytků. Konkrétní stav na pozemku (výskyt rostlinných zbytků, případně již mírně vzrostlý porost, charakter drsnosti povrchu) obecně nelze zjistit z jiných podkladů (satelitní data, letecké snímky). Nutné je sladění se zemědělci nebo provedení terénního šetření. Výhodou snímání v období jara a podzimu je nekolizní stav s většinou hyperspektrálních kampaní, které se zaměřují především na snímání vegetace ve vegetační sezoně.

Odstranění vlivu rostlinných zbytků či nezapojené vegetace ze spektrálních dat je možné, jak ukázaly např. studie Bartholomeus et al. (2011); Hbirkou et al. (2012), nicméně tyto přístupy vyžadují využití pozemního spektroskopického měření a úpravu snímků pomocí metod oddělení spekter (Spectral Unmixing). V případě nehomogenity pokrytí povrchu rostlinnými zbytky se pak tato metoda může stát velice pracnou s nejistou přesností výsledků. Při potřebě řešení rozsáhlejších oblastí je v souvislosti s různým stavem porostu a povrchu v konkrétním okamžiku zapotřebí provést několik opakovaných náletů území v různých obdobích (jaro, podzim). V závislosti na osevních postupech a umístění jednotlivých honů se může jednat o potřebu provedení několika náletů v různých letech.

2. Sluneční svit

Předpoklad: Co největší intenzita slunečního záření.

Opodstatnění: Intenzita slunečního záření ovlivňuje přítomnost šumu v datech a následně i predikční schopnost na základě těchto dat.

Optimální podmínky z hlediska slunečního svitu jsou v našich podmínkách v době vrcholného léta, kdy je Slunce nejvýše nad obzorem. Holé půdy je však zapotřebí snímat v jarním, případně podzimním období, kdy je intenzita slunečního záření menší. Dostatečné podmínky pro pořízení kvalitních dat bez velkého zašumění se vyskytují v době, dokud Slunce kulminuje ještě zhruba 40° nad obzorem. Toto období lze vymezit zhruba od poloviny března do poloviny září, tedy jarní a podzimní rovnodenností. Z hlediska minimalizace BRDF efektu je také zapotřebí letovou linii plánovat co nejblíže severojižnímu směru, respektive směru azimutu Slunce.

3. Atmosférické podmínky

Předpoklad: Stav bez oblačnosti jak pozemní či nízké, tak vysoké.

Opodstatnění: Oblačnost v optických datech buď plně překrývá sledovaný povrch, nebo ho zastiňuje, čímž ovlivňuje možnost zpracování. Částečně propustná rozptýlená oblačnost následně znesnadňuje provedení dostatečně přesných atmosférických korekcí.

Optimální podmínky lze na základě předpovědi vytipovat pouze v omezeném časovém úseku před plánovanou kampaní. Atmosférické okno vhodné pro pořízení snímků se vyskytuje nepravidelně. Obzvláště v podzimním období jsou atmosférické podmínky z hlediska požadovaného stavu poměrně nestabilní, což výrazně omezuje čas vhodný k náletu. V tomto ohledu je zapotřebí brát v úvahu i vzdálenosti lokality od letiště, odkud letecký nosič vzlétá. Při větší vzdálenosti je z hlediska operátora letu letecká kampaň v době nestabilního počasí poměrně riziková s ohledem na fakt, zda se podaří nebo nepodaří kvalitní data nasnímat. Zájmovou lokalitu je také zapotřebí řešit s ohledem na místní klimatické podmínky. Například blízkost rozsáhlejších lesních porostů může v době snímkování (brzké jaro nebo vrcholný podzim) zapříčinit rychlejší tvorbu oblačnosti a zkrácení doby atmosférického okna vhodného pro pořízení snímků.

4. Ochranné zóny leteckého provozu

Dalším problematickým bodem plánování leteckých kampaní je umístění sledovaných lokalit v řízených oblastech letového provozu, které mohou buď přímo znemožnit pořízení dat (ochranné zóny letišť) nebo je nutné několik dní dopředu žádat o povolení k letu řízení letového provozu letiště. Rozsáhlé jsou zejména tzv. koncové řízené oblasti TMA (Terminal Control Areas) kolem velkých letišť. V závislosti na vzdálenosti od letišť jsou zóny různě omezeny, nicméně vzhledem k potřebné letové hladině leteckého nosiče hyperspektrálních senzorů (okolo 2000 m nad povrchem) je zapotřebí žádat o povolení k letu v poměrně široké zóně (viz Obrázek 7). Vzhledem k potřebě operativního nasazení, může tento fakt kampaň zkomplikovat a je třeba s ním počítat.



Obrázek 7: Řízené oblasti letového provozu nad ČR – řízené okrsky (CTR) – fialově a koncové řízené oblasti (TMA) – modře (zdroj: AisView)

Zpracování hyperspektrálních snímků

Zpracování hyperspektrálních dat vyžaduje využití celé škály nástrojů ve specializovaných softwarech, jejichž pořizovací náklady mohou dosahovat řádu stovek tisíc Kč. V tomto ohledu může být účelnější poptat zpracování pořízených snímků odborníky formou služby. V takovém případě mohou být výsledkem data upravená na úroveň pozemní odrazivosti (reflektance), se kterými je možno dále pracovat bez potřeby specializovaných softwarů pro úpravu surových dat.

Zpracování nasnímaných surových **hyperspektrálních dat** je proces, který obnáší celou řadu úkonů, vyžadujících podrobné odborné znalosti a dovednosti. Je zapotřebí provést radiometrické korekce, atmosférické korekce a geometrické korekce (georeferencování). V rámci zachování přehlednosti této publikace není prostor pro podrobné rozebrání této problematiky, proto si dovolujeme v tomto bodě odkázat na publikaci "Letecký dálkový průzkum Země: teorie a příklady hodnocení terestrických systémů" (Zemek et al. 2014), kde je teorie zpracování a pořízení dat podrobně shrnuta.

Získání podpůrných dat

Pro aplikace DPZ je obecně zapotřebí zajistit i pozemní referenční data. Vztahy a procedury pro přímé odvození půdních vlastností ze spektrálních dat, např. pomocí spektrálních indexů (Mulder et al. 2011), nejsou zatím k dispozici nebo nejsou zatím dostatečně robustní a jejich vyvinutí a zvýšení jejich aplikační schopnosti nelze vzhledem k nedostatku spektrálních knihoven a jejich rozsahu v nejbližší době předpokládat. Nástroje pro tyto aplikace, které jsou zatím k dispozici, představují v současné době např. nástroje HYSOMA (Chabrillat et al. 2011), či vyvíjený nástroj ENSOMAP (Chabrillat et al. 2011), či vyvíjený nástroj ENSOMAP (Chabrillat et al. 2011), či vyvíjený nástroj ENSOMAP (Chabrillat et al. 2016). V současné době je pro odvození půdních vlastností využíváno lokálních, případně regionálních modelů, které je nutné odvodit na bázi referenčních dat. Je proto zapotřebí zajistit podpůrná data, jak přímo data o půdních vlastnostech, tak další data, která mohou přispět k zvýšení predikční schopnosti odvozovaných modelů nebo mohou přispět k lepší interpretaci dat.

Půdní data a další podpůrné prostředky

Informace o půdě jsou získávány především v rámci terénního průzkumu při popisu půdního profilu, buď z kopaných, nebo vpichových sond. Tento popis a zhodnocení je důležité pro určení místních podmínek, stupně erozního poškození v jednotlivých bodech a získání popisných informací o projevech eroze (obsah skeletu na povrchu apod.). V bodové síti se pak provádí i odběry půdních vzorků pro půdní analýzy. Návrh schématu odběrové sítě je důležitým krokem pro postižení co největší variability půdních vlastností a minimalizaci chyb plynoucích ze vzorkování. V tomto

ohledu je třeba brát zřetel na přírodní podmínky zkoumaného území a jejich variabilitu a dostupné zdroje pro vzorkování a analýzu. Vymezení sítě je nejlépe provést pomocí stratifikovaného náhodného vzorkování (Minasny et al. 2013) tak, aby byly co nejlépe postiženy všechny tvary reliéfu a půdní a substrátové podmínky. Mezi využívanými metodami stratifikovaného vzorkování lze zmínit např. vzorkování pomocí redukční pravděpodobnostní metody podmíněných Latinských hyperkrychlí (cLHS – Conditioned Latin Hypercube Sampling) (Minasny & McBratney 2006). Bližší povědomí o metodách vymezení a nastavení vzorkovací sítě lze získat v metodice "Optimalizace vzorkovací sítě pomocí využití analýzy reliéfu pro popis prostorové variability půdních vlastností v rámci půdních bloků" (Penížek et al. 2014), která se věnuje i optimálnímu počtu vzorků. Z hlediska aplikace metod DPZ a spektrálních dat je však třeba brát v úvahu i specifika spektrálního chování půd. Vhodnúmi vstupy pro optimální vymezení vzorkovací sítě jsou tak i spektrální data. Optimální počet vzorků nelze jednoduše stanovit. Závisí na velikosti lokality a variabilitě přírodních podmínek, ale i na požadované přesnosti modelů založených na analýze spektrálních dat. Obecně lze říci, že s větší plochou území, variabilitou podmínek a požadavkem na vyšší přesnost je nutné analyzovat více vzorků. Jak bude dále ukázáno v případové studii, stejný počet vzorků na různých lokalitách nemusí přinést srovnatelnou predikční schopnost modelů. Důležitým aspektem modelování půdních vlastností je i validace odvozených vztahů, je tedy zapotřebí kalkulovat i s validačním souborem dat.

Vzorky půdy určené pro analýzu spektrálně aktivních půdních komponent (org. látky, texturní částice, uhličitany, oxidy železa) lze odebírat ve formě porušených vzorků. Odběr se provádí ze svrchní vrstvy několika centimetrů půdy, která je předmětem sledování metodami DPZ. Vzhledem ke značné heterogenitě půdního pokryvu, vyznačující se variabilitou i na krátké vzdálenosti, je zapotřebí provádět odběr směsných vzorků tak, aby vzorek reprezentoval celou spektrálně měřenou plochu, tedy nejméně jeden obrazový pixel. Taková plocha je závislá na prostorovém rozlišení obrazových dat a přesnosti geometrických korekcí. Odebrané vzorky jsou následně přesunuty pro laboratorní zpracování a vyhodnocení. Laboratorní analýzy jsou obecně prováděny dle standardních laboratorních postupů na vysušených půdních vzorcích upravených na jemnozem (přesetých přes síto s velikostí oka 2 mm) s vyloučením kořenů, nerozložených rostlinných zbytků a větší fauny. V průběhu leteckých kampaní nebo obecně v době pořizování dat je velice vhodné zajistit i informace o dynamických vlastnostech půdy a povrchu, případně pořídit spektrální data pomocí přenosného spektroradiometru. Všechny tyto informace mohou být následně použity pro korekce spektrálního signálu a jeho ošetření od vlivů způsobujících potlačení efektu chemických chromoforů v datech. Postupy pro separaci těchto vlivů jsou nicméně v současnosti spíše experimentálního charakteru a nenabízejí obecně ověřené postupy pro konkrétní podmínky. Získané informace nicméně mohou být využity i pro stanovení jejich prostorové variability. Mezi zmíněné dynamické faktory řadíme zejména vlhkost půdy a drsnost povrchu.

Měření momentální vlhkosti povrchové vrstvy půdy je však s pomocí klasických zařízení, případně stanovení z porušených vzorků, poměrně problematické, protože nezachycuje stav ve svrchní vrstvě půdy. Vhodným způsobem tak může být gravimetrická metoda s využitím odběrů povrchové vrstvy do tzv. váženek. Nicméně vzhledem k tomu, že vlhkost se může v závislosti na podmínkách velice rychle měnit v čase (např. rychlé vysychání povrchu při teplém a větrném počasí), a že je zapotřebí často pořídit data z velké oblasti, což nelze provést v krátké době, mohou být data nepřesná a nereprezentovat stav zachycený na snímku.

Zachycení stavu drsnosti povrchu lze provádět poměrně rychlým a velice přesným způsobem s využitím fotografií povrchu a principů blízké fotogrammetrie, s využitím metod Structure from Motion (viz kapitola II.5.2). Z kolmých fotografií povrchu je také možno klasickými klasifikačními metodami získat informace o pokryvnosti půdy skeletem. Obě tyto metody nabízejí rychlý nástroj pro zdokumentování aktuálního stavu povrchu.



Obrázek 8: Ukázka vyhodnocení drsnosti povrchu a skeletovitosti

Velice vhodnými podklady jak pro samotné zpracování a tvorbu predikčních modelů, tak pro interpretaci výsledků, jak je naznačeno v aplikační studii, mohou být další datové podklady, které zahrnují zejména digitální model terrénu a jeho různé deriváty (Penížek et al. 2014) či půdní a geologické mapy.

Vyhodnocení hyperspektrálních dat

Modely predikce půdních vlastností

Vzhledem ke komplexnosti půdního materiálu, projevující se například silnými chemickými interakcemi a vzájemným ovlivňováním mezi půdními složkami (oxidy železa, jíly, organický materiál apod.), je pro kvantitativní odvození půdních vlastností pomocí odrazové spektrometrie třeba použít sofistikovaných analytických a statistických metod, například metod vícerozměrné analýzy (Ben-Dor et al. 2009; Gomez et al. 2008; Ge et al. 2011). Nejčastěji používanými vícerozměrnými metodami jsou zejména PLSR – regrese pomocí částečných nejmenších čtverců (Partial Least Squares Regression) (Madari et al. 2006; Kusumo et al. 2008; Aïchi et al. 2009; Nocita et al. 2011) a dále např. SMLR – postupná vícenásobná lineární regrese (Stepwise Multiple Linear Regression), PCR – komponentní regrese (Principal Components Regression), RT – regresní stromy (Regression) Trees) či náhodné lesu (Random Forests) (Vasques et al. 2008; Croft et al. 2012). V poslední době se také objevuje využití metod aplikujících principy strojového učení jako SVMR – regrese pomocí podpůrných vektorů (Support Vector Machine Regression) (Gholizadeh et al. 2013) či neuronových sítí (Nowkandeh et al. 2013; Tiwari et al. 2015).

Využití výsledných modelů půdních vlastností pro určení erozního ovlivnění lokality je pak odvislé od přesnosti a predikční schopnosti jednotlivých modelů, které jsou mimo jiné ovlivňovány i řadou vnějších faktorů (viz kapitola II.2.2). Tyto faktory Ize do jisté míry odstranit pomocí algoritmů standardizace, například metodami DS – přímé standardizace (Direct Standardization) či PDS – částečné přímé standardizace (Piecewise Direct Standardization). Obdobně s různou úspěšností Ize využít další techniky předzpracování spekter jako metody MSC – vícenásobná korekce rozptylu (Multiplicative Scatter Correction), SNV – standardní transformace normálního rozdělení četností (Standard Normal Variate), odstranění kontinua (Continuum Removal), derivace spektra či algoritmus Savitzky–Golay (Gholizadeh et al. 2013).

Výhody a nevýhody využití vícerozměrných regresních metod (predikčních modelů) jsou následující:

- + Mohou být použity pro extrakci relevantní části informace z velkých datových sad.
- Sofistikovanější modely (PLS, SVM, RF, NN) umožňují práci s velkou řadou navzájem silně korelovaných dat/vysvětlujících proměnných (spektrální data).
- + Umožňují využít celou spektrální informaci.
- Komplexnost modelů, v případě složitějších modelů obtížná nebo zcela nemožná interpretace a vysvětlení interního chování modelu (zejména u metod strojového učení).
- Problém s přesunem jednotlivých modelů pro použití na jiných senzorech vlivem různých spektrálních charakteristik (pozice vlnových délek, počet pásem).
- Problém s přesunem jednotlivých modelů pro použití na jiných lokalitách vlivem nejasnosti, zda model predikuje na základě absorpce daného zkoumaného materiálu nebo nepřímo na základě absorpce dalšími půdními složkami, jako jsou oxidy železa, organická hmota či jílové minerály, s kterými obsah sledovaného materiálu může korelovat.
- S rostoucí rozlohou a heterogenitou zkoumaného území dochází ke zvyšování chyby predikce, pro dosažení vyšší predikční schopnosti je tak zapotřebí počítat s větším množstvím analyzovaných půdních vzorků.
- Potřeba validačních dat křížová validace pomocí metody opakovaného vynechání jednoho měření (leave-one-out), provedená na závislých vzorcích, vede obzvláště v případě jejich malého počtu k příliš optimistickým výsledkům.

Konkrétní doporučení nejvhodnější vícerozměrné metody a metody předzpracování dat je obtížné. Predikční schopnost se liší v závislosti na mnoha parametrech a je tak obvykle zapotřebí otestovat několik metod a vybrat tu nejvhodnější, tedy nejlépe tu s nejmenší chybou predikce (např. na základě RMSE – kvadratické střední chyby predikce) a největší schopností predikce (například na základě R² – koeficientu determinace či RPD – reziduální odchylka predikce).

Tvorba map půdních vlastností

Na základě výběru nejlepšího predikčního modelu může být provedena samotná predikce na ostatních datech, na nichž neprobíhalo natrénování modelu. V rámci obrazových dat se tedy jedná o aplikace modelu na hodnoty z jednotlivých pixelů obrazu. Výsledkem jsou prostorová data (vrstvy) distribuce hodnot predikovaných veličin.

Interpretace poškození půd erozí

Interpretaci erozního poškození lze provést přímo z jednotlivých map půdních vlastností. Obvykle je však nutné použít různé klasifikační nástroje a použít více druhů vstupních dat. Jak bude ukázáno v experimentální studii, interpretaci erozního poškození půd nelze často provést jen na základě jedné proměnné (půdní vlastnosti). Půdní vlastnosti v erozním reliéfu jsou často ovlivňovány různými podmínkami prostředí a charakterem erozních událostí (typ erozního procesu, frekvence, velikost apod.), což se projevuje v rozdílné distribuci různého materiálu skrze krajinu. Obzvláště v akumulačních částech reliéfu může bút variabilita materiálu velká. Může se zde na povrchu nacházet různě vytříděný materiál (v závislosti na unášecí schopnosti vody či typu procesu selektivní/neselektivní), případně i materiál, kterú je svou podstatou totožný s půdotvorným substrátem (pokud eroze dosahuje takové míry, že je z vyšších partií přinášen půdotvorný materiál). Tento fakt může vést k desinterpretaci klasifikace. Pro zlepšení klasifikace akumulačních ploch je tak vhodné využít modelování pomocí derivátů digitálního modelu terénu.

Ukázka zpracování a využití hyperspektrálních dat pro vymezení erozního poškození půd

V rámci této analýzy byla testována přesnost a použitelnost hyperspektrálních dat v regionech s různým typem půdního substrátu, zahrnujících nejzastoupenější půdní typy vyskytující se na zemědělských půdách v ČR. Cílem této studie bylo ohodnocení různých metod úpravy a zpracování spektrálních dat a jejich přesnosti pro stanovení plošné variability půdních vlastností ve vztahu k erozním procesům. Analýza byla dále provedena s cílem stanovení využitelnosti navržené metody pro různé regionální podmínky. Testování bylo provedeno lokálně na bázi několika půdních bloků.

Popis lokalit

Výběr testovacích lokalit byl proveden na základě několika kritérií:

- Diferenciace v závislosti na půdních podmínkách tak, aby lokality zahrnovaly půdy vzniklé z u nás hlavních matečních substrátů, a aby zahrnovaly nejzastoupenější půdní typy na zemědělských půdách s co největší škálou K faktoru (erodovatelnosti) půd.
- 2. Orientace na erozně ohrožené lokality. Podkladem k tomuto vymezení byly mapy potenciální ohroženosti zemědělské půdy vodní erozí – vyjádřené dlouhodobým průměrným smyvem půdy (VÚMOP, v.v.i.) a analýza dat z databáze Monitoringu eroze zemědělské půdy spravované VÚMOP, v.v.i. Vytipování holých pozemků bylo prováděno na základě analýzy aktuálních satelitních snímků družice Landsat 8, případně Sentinel 2.
- 3. Podobnost lokalit ve vztahu k terénním charakteristikám (svažité pozemky s výskytem různých forem reliéfu), způsobu hospodaření na pozemcích (dlouhodobá kultivace, absence využívání půdoochranných technologií a bezorebného zpracování půdy, využívání konvenčních technologií) a klimatických podmínek.

Umístění a bližší popis vybraných lokalit je uveden na následujícím obrázku a v tabulce (Obrázek 9, Tabulka 5).



Obrázek 9: Lokalizace testovacích lokalit a pozice hyperspektrálních snímků

Tabulka 5: Popis lokalit

Lokalita	Plocha (ha)	Půdní pokryv	Mateční substrát	Průměrná nadmořská výška (m n. m.)	Průměrné roční srážky (mm)	Průměrná roční teplota (°C)	R faktor (MJ.ha ⁻¹ .cm.h ⁻¹)	Modelová ztráta půdy (průměr a rozsah) (t.ha ^{.1} .rok ^{.1})
Přestavlky	0,73	pseudoglej, kambizem	komplex proterozoických a paleozoických hornin (břidlice, žuly)	403	650	7–8	46	10 (0–106)
Šardice	1,45	černozem	spraš	218	550	9–10	49	29 (0–370)
Nová Ves	1,17	kambizem	permokarbon Českého masivu, bazické vyvřeliny	471	750	6–7	54	8 (0-89)
Jičín	1,34	hnědozem, luvizem	spraš	298	650	7–8	47	11 (0–185)

Pořízení a předzpracování leteckých hyperspektrálních dat

Letecké hyperspektrální snímky v pásmech VNIR, SWIR a LWIR byly pořízeny Centrem pro výzkum globální změny AV ČR, v. v. i. pomocí hyperspektrálních senzorů firmy ITRES (CASI1500, SASI600, TASI600) při několika leteckých kampaních. Základní parametry těchto senzorů uvádí Tabulka 6. Data byla nasnímána v 72 (CASI), 100 (SASI) a 40 (TASI) spektrálních pásmech se spektrálním rozlišením 9,3 nm (CASI), 15 nm (SASI) a 110 nm (TASI). Senzory byly osazeny na leteckém nosiči fotogrammetrického letadla Cessna 208B Grand Caravan. Detaily jednotlivých leteckých kampaní uvádí Tabulka 7. Letecké kampaně byly provedeny během suchého období (minimálně 5 dní po srážkových událostech). Testovací plochy byly v tuto dobu upraveny pro setí (minimalizace drsnosti půdy) bez vegetace či vegetačních zbytků.

Nasnímaná surová hyperspektrální data ze senzorů CASI, SASI byla zpracována pomocí radiometrických, atmosférických a geometrických korekcí. Surová data byla převedena na radiometrické hodnoty pomocí radiometrických korekcí v programu RadCorr Ver. 5.2.11.2. (Itres Ltd). Atmosféricky korigovaná data v hodnotách reflektance na úrovni povrchu ze senzorů CASI a SASI byla dále získána pomocí zpracování v programu ATCOR-4

Vlastní popis metodiky || 53

Ver. 6.0 (ReSe Aplication Schlapfler/DLR), kde byl použit radiativní model atmosféry MODTRAN a byl tak odstraněn vliv aktuálního stavu atmosféry na snímaná data, ovlivnění atmosférickými plyny a aerosoly. Pro redukci BRDF efektu byl použit algoritmus BREFCOR. Georeferencování do souřadnicového systému UTM bylo provedeno metodou parametrického geokódování za pomoci dat pořízených GNSS/IMU jednotkou a digitálního modelu terénu v programu GeoCor Ver. 4.15.3. (Itres Itd.).

Tabulka 6: Základní parametry využitých hyperspektrálních senzorů

Senzor	CASI-1500	SASI-600
Spektrální oblast	VNIR	SWIR
Spektrální rozsah (nm)	380–1050	950-2450
Počet prostorových pixelů na scénu (v příčném směru k dráze letu)	1500	600
Max. spektrální rozlišení (nm)	3,2	15
Zorný úhel (°)	40	40

Tabulka 7: Detaily jednotlivých leteckých kampaní

Lokalita	Čas skenování	Výška Slunce	Azimut Slunce	Azimut letu	Atmosférické podmínky	Počet náletových linií	Výška letu (m nad povrchem)	Prostorové rozlišní (CASI, SASI)
Přestavlky	7. 5. 2015 10:23	45°	131°	218°	mírná oblačnost (Cumulus) viditelnost 40 km	1	~2060	1;2
Šardice	21. 9. 2015 10:52	54°	144°	143°	mírná oblačnost (Cumulus) viditelnost 40 km	1	~2575	1,2; 3,1
Nová Ves	22. 4. 2016 11:45	49°	153°	185°	mírná oblačnost (Cumulus),	2	~2266	1; 2,7
Jičín	22. 4. 2016 11:15	47°	142°	159°	viditelnost 30 km	З	~2266	1; 2,7

Terénní průzkum a analýza půdních vzorků

Na zájmových lokalitách byl za účelem sběru relevantních terénních dat proveden terénní průzkum pomocí standardních metod půdního průzkumu sondážní tyčí do hloubky 1 m. Pro zajištění reprezentativnosti vzorků byla vzorkovací síť vymezena na základě metody cLHS zajišťující stratifikované náhodné vzorkování. K tomuto účelu byly použity hodnoty terénních parametrů a nasnímaných spektrálních dat. Průzkum byl tedy proveden až po letecké kampani z důvodu lepšího podchycení variability spektrálních vlastností na zájmových plochách. Vzorkovací síť zahrnovala přibližně 50 bodů pro každou lokalitu. Při leteckých kampaních byly získány časově velice proměnlivé vlastnosti – informace o aktuální vlhkosti povrchu pomocí terénního senzoru půdní vlhkosti ThetaProbe a odběru neporušených půdních vzorků do Kopeckého válečků, informace o aktuální drsnosti povrchu pomocí blízké fotogrammetrie a zobrazovací techniky SfM (Structure from Motion) a informace o zastoupení skeletu na povrchu půdy pomocí obrazové klasifikace z pořízených fotografií.

Při samotném půdním průzkumu byly zaznamenávány půdní znaky, které byly relevantní pro účely studie, tedy: stratigrafie profilu, mocnost genetických horizontů, hloubka půdy a ovlivnění půdy erozí. Dále byly odebírány porušené půdní vzorky z povrchové vrstvy půdy. Na základě laboratorních analýz byly následně z těchto vzorků stanoveny základní půdní charakteristiky pro hodnocení stavu půdy se zaměřením na charakteristiky ovlivňující spektrální odezvu půdního materiálu (zrnitostní složení, obsah organického uhlíku, obsah oxidů železa, uhličitany). Laboratorní rozbory byly provedeny v akreditovaných centrálních laboratořích VÚMOP, v.v.i., dle následujících metod: oxidovatelný uhlík (Cox) dle normy ISO 14235, zrnitost v 6 frakcích (do 0,002; do 0,01; do 0,05; 0,01–0,05; 0,05–0,25; 0,25–2 mm) dle normy ISO 11277, amorfní a krystalické formy železa dle Tamma (1922) a dle Coffina (1963) a uhličitany dle normy ISO 10693. Základní popisné statistiky půdních vzorků na testovacích lokalitách uvádí Tabulka 8.

Lokalita		Organický uhlík (%)	písek (%)	prach (%)	jíl (%)	Fe _{ox} (%)	Fe₄ (%)	CaCO₃ (%)
Přestavlky	průměr	1,19	38,12	49,63	12,26	0,77	3,59	
n=45	min	0,61	26,2	30,6	7,5	0,20	1,37	
	max	1,88	59,0	61,5	20,1	2,19	7,38	
	so	0,25	8,37	7,17	3,22	0,51	1,81	
Šardice	průměr	1,44	38,91	38,49	22,6			4,07
n= 50	min	0,84	15,2	27,5	14,2			0
	max	2,62	58,3	49,1	48,3			10,0
	so	0,39	8,34	4,67	6,80			3,34
Nová Ves	průměr	1,07	51,24	37,59	11,16	0,21	1,24	
n=50	min	0,56	29,8	15,9	6,7	0,11	0,63	
	max	1,44	77,2	56,6	24,7	0,60	2,37	
	so	0,17	12,32	9,95	3,57	0,10	0,36	
Jičín	průměr	1,03	12,24	66,12	21,64			0,01
n=50	min	0,70	7,7	52	14,2			0
	max	1,41	18,2	75,0	32,5			0,1
	SO	0,15	2,41	5,56	5,14			0,03

Tabulka 8: Popisné statistiky půdních vzorků

poznámka: n – počet analyzovaných vzorků, so – standardní odchylka

Predikce půdních vlastností

Pro účely predikce distribuce vybraných půdních vlastností v rámci zkoumaných pozemků byly využity principy digitálního mapování půd. Byly tak vytvořeny predikční modely půdních vlastností. Jako vysvětlující proměnné v modelech byla využita získaná obrazová spektrální data, respektive hodnoty odrazivosti na úrovni povrchu.

Před provedením statistické analýzy byly na spektrální data aplikovány matematické metody předzpracování dat. Tyto transformace byly provedeny za účelem testování jejich vlivu na zvýšení predikční schopnosti modelů na základě redukce šumu zmírnění negativního vlivu prostředí a podmínek snímání. Na data byly aplikovány transformace pomocí metod Continuum Removal (CR), filtru Savitzky-Golay (zhlazení polynomem třetího řádu a použití okna o šířce 5 pásem) s první (SG 1st) a druhou derivací (SG 2nd) (Savitzky & Golay 1964) a metody SNV (Standard Normal Variate Transformation). Pro odvození modelů bylo použito i surového spektra a transformovaných dat na absorbanci (log (1/R)). K těmto transformacím spektra byl použit R balík Prospectr (Stevens & Ramirez-Lopez 2013).

Pro vutvoření predikčních modelů bulo použito několik statistickúch metod, přičemž byla následně posouzena jejich predikční schopnost a přesnost predikce. Mezi použité regresní metody patřily metody PLSR a SVMR (s použitím lineárního, polynomického a radiálního kernelu), Random Forest (RF) a umělé neuronové sítě (ANN). Nejlepší predikční model byl následně použit pro predikci hodnot v neměřených bodech a byly vytvořeny mapy jednotlivých půdních vlastností povrchové vrstvy půdy. Přesnost predikce modelů byla hodnocena na základě validace dat z testovacího souboru pomocí koeficientu determinace a střední kvadratické chyby predikce (RMSEP). Datový soubor byl rozdělen do trénovacího souboru využitého pro natrénování modelů a do validačního souboru určeného k ohodnocení přesnosti predikce každého modelu. Rozdělení v poměru 3:1 bylo provedeno pomocí náhodného stratifikovaného vzorkování. Rozdělení do těchto souborů a steině tak celá procedura predikčního modelování bula provedena s pomocí balíku Caret (Kuhn et al. 2015) v prostředí R (R Core Team 2016) s využitím softwaru RStudio (© 2009–2013 RStudio, Inc.). Výběr nejvhodnějšího modelu pro popis nezávislých vzorků dat a stanovení parametrů modelu při minimalizaci přeučení bulo provedeno s vuužitím křížové validace na trénovacím souboru dat. Bulo využito metody stratifikované násobné (k-fold) křížové validace s počtem 5 dílů (5-fold). Pro nalezení vhodných parametrů v modelech byla použita síťová vyhledávací metoda (Grid Search Method). Model s nejmenší hodnotou chyby predikce křížové validace (RMSE_{cv}) byl vybrán pro následnou validaci.</sub>Výsledná přesnost predikce byla hodnocena pomocí střední chyby predikce (RMSE_P) a koeficientu determinace (R²) a byla dále vizuálně prozkoumána na grafu zobrazujícím sledované hodnoty oproti predikovaným.

Tabulka 9: Predikční schopnost modelů

Lokalita		Organický uhlík	Písek	Prach	ĬĊ	Fe _{ox}	Fe	CaCO ₃
Přestavlky N¹=36/8(44)	NM ²	SVM.I SG(2nd)	ANN log	SVM.p SG(1st)	SVM.r log	SVM.p log	SVM.p log	-
	R^{2}_{cv}	0,92	0,88	0,88	0,91	0,99	0,63	_
	RMSE _{cv}	0,08	2,92	2,78	1,34	0,05	1,10	_
	R_{P}^{2}	0,83	0,61	0,40	0,38	0,73	0,78	_
	$RMSE_{P}$	0,12	5,87	5,05	1,96	0,44	1,10	_
	RPD	2,08	1,42	1,42	1,64	1,16	1,65	-
Šardice N¹= 36/12 (48)	NM ²	SVM.p SG(1 st)	PLS SG(2nd)	SVM.I SG(1st)	PLS cr	-	-	ANN log
	R^{2}_{cv}	0,87	0,80	0,53	0,90	-	-	0,84
	$RMSE_{cv}$	0,17	3,55	3,08	1,90	-	-	1,32
	R_{P}^{2}	0,80	0,67	0,49	0,89	-	-	0,82
	$RMSE_{P}$	0,16	5,06	3,82	2,88	-	-	1,48
	RPD	2,43	1,65	1,22	2,36	_	_	2,26
Nová Ves N¹=29/8(37)	NM ²	SVM.I SG(2nd)	ANN raw	SMV.I log	ANN SG(1st)	SVM.r log	SVM.r raw	-
	R^{2}_{cv}	0,79	0,95	0,89	0,99	0,90	0,72	-
	$RMSE_{cv}$	0,08	3,31	3,23	0,01	0,04	0,20	-
	R_{P}^{2}	0,80	0,41	0,69	0,41	0,89	0,59	-
	$RMSE_{P}$	0,11	9,04	7,06	1,47	0,11	0,29	-
	RPD	1,55	1,36	1,41	2,43	0,91	1,24	_
Jičín Nº=36/14(50)	NM ²	SVM.p SG(2nd)	SVM.p raw	SVM.I snv	SVM.p raw	-	-	-
	R^{2}_{cv}	0,90	0,01	0,89	0,98	-	-	-
	$RMSE_{cv}$	0,05	2,38	1,79	0,63	-	-	-
	R_{P}^{2}	0,91	0,21	0,92	0,89	-	-	-
	$RMSE_{P}$	0,07	2,49	2,75	1,92	-	-	-
	RPD	2,14	0,96	2,02	2,67	-	-	_

¹ počet vzorků použitých pro kalibraci a validaci; ² nejlepší model zahrnující mnohorozměrnou techniku a metodu přípravy dat



Obrázek 10: Porovnání predikovaných a sledovaných hodnot ve validačním souboru dat: (a) organický uhlík; (b) písek; (c) prach; (d) jíl; (e) Fe_{ox}; (f) Fe_d; (g) CaCO₃. Barvy bodů identifikují lokalitu: (červená) Přestavlky; (tmavě modrá) Šardice; (světle modrá) Nová Ves; (zelená) Jičín



Obrázek 11: Prostorová distribuce půdních vlastností odvozená pomocí predikce ze spektrálních dat

Hodnocení tříd erozního poškození půd

Hodnocení rozdílných erozních tříd na testovacích lokalitách bylo provedeno v několika postupných krocích:

- Definice skupin erozních tříd v závislosti na půdních datech získaných při terénní rekognoskaci a sondování.
- **2.** Hodnocení půdních vlastností z hlediska schopnosti odlišení erozních tříd na bázi jejich hodnot.
- **3.** Klasifikace prostorových dat získaných predikčním modelováním ze spektrálních dat do vymezených erozních tříd.
- 4. Validace výsledků založená na porovnání s terénními daty.

K definici skupin erozních tříd byla použita půdní data z terénního šetření. Půdní vzorky byly klasifikovány do erozních skupin na základě popisu půdního profilu (stratigrafie profilu, hloubka půdy, hloubka A horizontu), terénní rekognoskace (známky eroze jako přiorávané podorničí, zvýšený obsah skeletu na povrchu) a expertního posouzení známek půdní eroze v různých pedologických podmínkách. Nastavení definic parametrů každé třídy je závislé na lokalitě, respektive půdním typu a matečním substrátu. Celkem byly vymezeny 4 třídy: neerodované půdy (NE) – relativně nepoznamenané autochtonní půdu s minimálními známkami odnosu materiálu či akumulace, erodované půdy s odlišným stadiem degradace – mírně erodované půdy (ME) a silně erodované půdy (SE) – půdní profil se známkami odnosu materiálu a ztenčení půdního profilu a akumulované půdu (AC) tvořené materiálem redeponovaným v konkávních partiích reliéfu – půdní profil se známkami akumulace nového materiálu projevující se zvýšenou mocností A horizontu nebo pohřbeným původním povrchovým horizontem.

Hodnocení půdních vlastností z hlediska schopnosti odlišení erozních tříd bylo provedeno pomocí testu ANOVA a jeho neparametrických obdob a testu mnohonásobného porovnání. Pro odlišení erozních tříd byly finálně použity jen vlastnosti, které ukázaly prokazatelný rozdíl hodnot půdních vlastností nejméně pro dvě erozní třídy. Obdobně byly pro následnou klasifikaci použity jen půdní vlastnosti, které dosáhly dostatečné predikční schopnosti ze spektrálních dat ($R^2 > 0,5$). Výsledky těchto porovnání, včetně hodnot vstupujících do klasifikace uvádí Tabulka 10.

Lokalita		Mocnost A horizontu	Organický uhlík	Písek	Prach	ĨĊ	Fe _{ox}	Fe	CaCO ₃
Přestavlky	NE	*	1,22 ^{se}	35 ^{se}	*SE	*SE			-
	ME	*	1,17	37 ^{se}	*SE	*SE			-
	SE	*	1,10 ^{NE}	51 ^{NE,ME}	*NE,ME	*NE,ME			-
Šardice	AC	$87^{\text{NE,ME,SE}}$	1,32 ^{ME,NE}	*ME,NE	*	17 ^{NE}	_	_	4,6 ^{ME,NE}
	NE	62 ^{AC,ME,SE}	1,94 ^{AC,SE}	*AC	*	26 ^{AC}	_	_	0,2 ^{AC,SE}
	ME	31 ^{AC,NE}	1,65 ^{AC,SE}	*AC	*	23	-	_	1,1 ^{AC,SE}
	SE	26 ^{AC,NE}	1,18 ^{ME,NE}	*AC	*	23	-	_	6,6 ^{NE,ME}
Nová Ves	NE	*	1,11 ^{se}	*ME,SE	41 ^{ME,SE}	*ME,SE	0,23 ^{se}	1,3 ^{ME}	_
	ME	*	0,95	*NE	26 ^{NE}	*NE	0,14	0,96 ^{ne}	_
	SE	*	0,89 ^{ne}	*NE	23 ^{ne}	*NE	0,13 ^{ne}	1,01	-
Jičín	AC	80 ^{NE,ME,SE}		*	68 ^{ME}	20 ^{ME}	_	_	_
	NE	38 ^{AC}		*SE	66 ^{ME}	21 ^{ME}	-	-	-
	ME	31 ^{AC}		*	$63^{\text{AC,NE}}$	$26^{\text{AC,NE}}$	_	-	-
	SE	31 ^{AC}		*NE	65	27	-	-	-

Tabulka 10: Centrální hodnoty použité pro klasifikační účely

AC.NE.ME.SE třídy s významnou diferencí průměrných hodnot při identifikaci erozních tříd (Multiple Range Test: 95,0% LSD); * půdní vlastnosti s přesností predikce z hyperspektrálních dat s R² < 0,5; – neanalyzováno; tučně zvýrazněné hodnoty byly použity pro klasifikaci erozních tříd

> Finální klasifikace erozních tříd byla provedena s pomocí klasifikačního algoritmu Fuzzy C-means (FCM) (Bezdek et al. 1984). Pro tyto účely byla využita funkce Cmeans z R balíku e1071 (Dimitriadou et al. 2010). Inicializace středu shluků byla provedena na základě hodnot uvedených v tabulce (Tabulka 10). Metoda provádí rozdělení datového souboru v mnohorozměrném prostoru pomocí maximalizace podobnosti mezi vzorky stejného shluku a odlišnosti mezi jednotlivými shluky. Zároveň je vypočítána pravděpodobnost příslušenství vzorku k jednotlivým shlukům. Konečná klasifikace do erozních tříd je provedena na základě největší pravděpodobnosti. Nad daty byla následně provedena interní validace a zobrazení výsledků pomocí tzv. matice záměn (Confusion Matrix).

> Výsledné mapy erozních tříd představuje Obrázek 12. Matice záměn udávající přesnost klasifikace pro jednotlivé třídy a lokality viz Tabulka 11.



Obrázek 12: Mapy erozních tříd: (a) Přestavlky; (b) Šardice; (c) Nová Ves; (d) Jičín

	Pozorované					<u></u>		
Lokalita	Klasifikované	AC	ШN	ME	SE	Zpracovatelská přesnost (%)	Uživatelská přesnost (%)	Celková míra shody
Přestavlky	AC	-	-	-	-	-	-	51,1 %
	NE	-	17	5	2	58,6	70,8	
	ME	-	12	2	2	25	12,5	
	SE	-	0	1	4	50	80	
Šardice	AC	8	1	0	0	88,8	88,9	82,0 %
	NE	0	10	1	0	90,9	90,9	
	ME	0	0	6	6	85,7	50	
	SE	1	0	0	17	73,9	94,4	
Nová Ves	AC	_	_	-	-	-	_	52,6 %
	NE	-	16	0	0	55,2	100	
	ME	-	11	4	З	100	22,2	
	SE	_	4	0	0	0	0	
Jičín	AC	6	0	0	0	50	100	67,3 %
	NE	1	23	З	0	76,7	85,2	
	ME	0	6	4	1	57,1	36,4	
	SE	5	1	0	0	0	0	

Tabulka 11: Matice záměn klasifikace erozních tříd

Shrnutí využitelnosti leteckých hyperspektrálních dat pro monitoring eroze

Výsledky analýzy dat pro testovací lokality ukázaly, že letecká hyperspektrální data jsou vhodným zdrojem dat jak pro kvantifikaci půdních vlastností svrchní vrstvy půdy, tak pro monitoring a klasifikaci erozního poškození zemědělských pozemků. Nicméně z výsledků vyplývá i řada omezení představených metod. Klíčovým požadavkem pro úspěšné využití hyperspektrálních dat je vysoká kvalita jejich pořízení a zpracování. To obnáší pořízení dat za vyhovujících podmínek s vhodně nastavenou geometrií letu a precizně provedené korekce obrazových dat. Důležitý vliv na úspěšnost má i omezení působení fyzikálních faktorů na půdní spektrum (zejména drsnost povrchu a vlhkost) včetně vegetace. Prezentovaný přístup může být aplikován výhradně na holé půdy. Přímé sledování je tak omezeno na období s minimem pokryvu půdy vegetací či rostlinnými zbytky. Z tohoto důvodu je pro účely mapování širších oblastí zapotřebí provedení opakovaných náletů v různých obdobích.

Výsledky také ukázaly, že aplikace těchto metod je vhodnější v oblastech s méně variabilními půdními podmínkami, zahrnující půdní substrát, půdní typ, zrnitost apod. V tomto kontextu je metoda velice perspektivní pro mapování vlivu eroze zejména ve sprašových oblastech na černozemích, hnědozemích či luvizemích. V případě poměrně heterogenních oblastí přístup vyžaduje pořízení většího množství pozemních referenčních dat, což může výzkum prodražit.

Obecně je však zpracování a vyhodnocení hyperspektrálních dat pro účely mapování půdních vlastností ještě poměrně mladou disciplínou, která vyžaduje další vývoj směřující k efektivnějšímu a přesnějšímu využití jednotlivých postupů práce s daty. Již nyní se však jedná o velice perspektivní metodu, která může přinést velice prospěšné informace a data, jak pro účely farmářů, tak pro účely ochrany půdy jako takové.

II.3.2 Multispektrální data

Multispektrální data označují data, která jsou pořizována senzory v několika širších spektrálních pásmech. Multispektrální senzory obvykle pořizují data ve 3 až 7 pásmech pro každý obrazový pixel. Spektrální data pořízená senzory v 7 až 20 pásmech jsou pak často označována jako **superspektrální data** (Ben-Dor & Demattê 2015). Měřená spektrální pásma u těchto senzorů jsou obvykle situována do atmosférických oken.

Orientační přehled technologií

Senzory

Multispektrální senzory jsou obvykle umístěny na družicových nosičích, nicméně využívají se i jiné platformy jako letadla, případně i bezpilotní prostředky. Využití bezpilotních prostředků je však v tomto kontextu omezeno nosností použitých nosičů.

Počátky družicového snímkování povrchu Země sahají do roku 1972, kdy byla na oběžnou dráhu vypuštěna první družice určená k tomuto účelu. Od té doby došlo k značnému vývoji a bylo pořízeno velké množství snímků s různým prostorovým, radiometrickým i spektrálním rozlišením. Nejdéle běžícím je program Landsat, který funguje do současnosti. Nejpoužívanějšími družicovými snímky jsou data pořízená družicemi Landsat (rozlišení: panchrom. 15 m, multispektr. 30–120 m), SPOT (10 m a 20–110 m u SPOT 4, a 2,5 m a 10 m u SPOT 5), QuickBird (0,6 m a 2,4 m) a IKONOS (1 m a 4 m), ale je možné využít i data z celé řady dalších senzorů. Ucelený přehled všech družicových systémů lze získat z databáze CEOS na adrese http://database.eohandbook.com.



Obrázek 13: Porovnání prostorového rozlišení leteckých a satelitních multispektrálních snímků z družic Landsat 8 a Sentinel 2

Výhody a nevýhody multispektrálních dat jsou následující:

- + Široký prostorový záběr dat.
- + Pořizování dat v periodických intervalech (Landsat, Sentinel).
- + Dostupnost dat (data z družic Landsat, Sentinel poskytována zdarma).
- Menší spektrální rozlišení.
- Obvykle menší prostorové rozlišení.

Multispektrální data nacházejí uplatnění v řadě přístupů ve **výzkumu** eroze. Mohou být využita například pro mapování erozních tvarů reliéfu větších rozměrů (velikost identifikovatelných tvarů závisí na prostorovém rozlišení dat), pro vymezení erozně ovlivněných ploch (v závislosti na spektrálním rozlišení), případně pro mapování jednotlivých půdních vlastností ovlivněných erozí. Lze je užít pro další aplikace, jako je sledování stavu vegetace v kontextu ovlivnění růstu erozním poškozením půdy nebo hodnocení nerozpuštěných látek v nádržích a jezerech. Z aktuálně dostupných zdrojů optických satelitních dat se z hlediska rozlišení a dostupnosti jeví jako nejvhodnější pro využití v aplikaci monitoringu erozního poškození půd senzory družic Landsat 8 a Sentinel 2. Data z obou senzorů jsou navíc pořizována periodicky, což přináší další výhody pro zpracování, zejména s ohledem na zachycení povrchu půdy v optimálních podmínkách pro analýzu (viz výše). Vzhledem k obdobným parametrům družic lze uvažovat i o využití dat z obou družic zároveň (v tom případě mluvíme o tzv. virtuální konstelaci).



Spektrální a prosotorové rozlišení vybraných družicových senzorů

PAN COASTAL BLUE GREEN VELLOW RED RED EDGE NIR SWIR

Obrázek 14: Spektrální rozlišení vybraných družicových senzorů vhodných pro aplikace v hodnocení půdy dle jejich nosičů a absorpční pásma vybraných půdních komponent

Poznámka: CO3 – uhličitany, Fe – oxidy železa, H2O – voda, jíl – jílové minerály, OH- – hydroxidy, OS – organické sloučeniny, plné čáry odpovídají základním vibračním přechodům (Fundamentals), čárkované odpovídají vyšším (Overtones) a kombinovaným vibračním přechodům (Combinations)

Zpracování multispektrálních snímků

Před samotnou analýzou multispektrálních snímků je potřeba data upravit do podoby pozemní odrazivosti. Tento postup je obdobný jako u hyperspektrálních dat. V závislosti na formě dodaných dat je zapotřebí provést radiometrické, atmosférické a geometrické korekce, přičemž dodaný produkt může být již v některé úrovni zpracování.

Vyhodnocení multispektrálních dat

Vzhledem k tomu, že multispektrální data obsahují informace ze širších spektrálních pásem, obvykle nelze v plné míře uplatnit přístupy využitelné při zpracování hyperspektrálních dat, tj. kvantifikovat vybrané půdní vlastnosti. Je možno využít principů vícerozměrných metod, v tomto kontextu však spíše v klasifikačním nežli regresním módu. Multispektrální data, obzvláště ta satelitní, jsou tak vyhodnocována spíše na základě klasifikace do určitých širších klasifikačních tříd. Prostorové a spektrální rozlišení satelitních snímků, tak většinou neumožňuje rozdělení do většího množství erozních tříd. Obvykle bývají vymezeny 3 erozní (silně erodované, mírně erodované a neerodované) a jedna akumulační třída (Chabrillat et al. 2014; Schmid et al. 2016; Fulajtár 2001). Metod klasifikace je celá řada, přičemž většina metod je tzv. "per pixel", tedy dochází k zařazení jednotlivých obrazovúch bodů do zvolenúch tříd jen na základě bodové informace. Většinou pracují na binární úrovni a vyjadřují příslušnost do třídy pouze dvěma způsoby – přísluší do třídy a nepřísluší do třídy (hodnoty O a 1). Některé metody ovšem umožňují pracovat i s principem neurčitosti zařazení, např. vyvolaný míšením spektrální informace na bázi jednoho obrazového bodu (na rozhraní kultur či vlivem smíšeného pokryvu půdy, např. nezapojenou vegetací). Tyto metody jsou nazývány jako tzv. sub-pixelové metody a řeší nejednoznačnost zařazení do jednotlivých tříd. Takovými metodami mohou bút tu, které využívají principu fuzzy logiky (Fuzzy c-means), případně metody využívající techniky spektrálního míšení (Fuzzy-spectral Mixture Analysis). Metody využívající informace z okolí nebo dalších kontextuálních informací jsou označovány jako tzv. objektově orientované klasifikace. Ty využívají metody segmentace obrazu a následně metody objektově založené obrazové analýzy. Takové metody jsou využívány spíše v oblasti detekce erozních rýh, strží apod.

Nejzákladnější rozdělení klasifikačních metod je na metody řízené a neřízené klasifikace. Metody neřízené klasifikace využívají principu tzv. shlukování, kdy jsou jednotlivé obrazové body přiřazeny na základě statistických metod do určitých tříd, jejichž počet je obvykle uživatelským vstupem. Shluky jsou tvořeny tak, že je maximalizována podobnost v rámci jednotlivého shluku a minimalizována podobnost mezi shluky. Vytvořené shluky je zapotřebí následně interpretovat a přiřadit jim tematický význam, např. tedy shluky na holé půdě rozlišit dle míry erozního ovlivnění. Mezi algoritmu neřízené klasifikace lze zařadit např. K-means, ISODATA (Self-Organizing Data Analysis), SOM (Self-Organizing Maps) či hierarchické shlukování. Metody řízené klasifikace využívají tzv. trénovacích množin, které na určitém vzorku dat definují příslušnost vybraných obrazových bodů do předem známých (zadaných) tříd. Ostatní obrazové body jsou následně zařazeny do těchto tříd na základě algoritmů jako Maximum Likelihood, Minimum Distance, Parallelepiped nebo K-Nearest Neighbour. V poslední době jsou využívány i klasifikátory na bázi technik strojového učení jako neuronové sítě, klasifikační stromy, SVM (Support Vector Machine) či genetické algoritmy, kterou mohou zvúšit klasifikační schopnost. V případě úloh zaměřených na klasifikaci erozních tříd reliéfu lze doporučit metody řízené klasifikace, kdy je model ovlivnitelný vstupem se známými parametry. Klasifikaci je vhodné provádět na již předzpracovaném snímku v kontextu vymaskování všech ploch kromě holých půd. Toto je možné provést buď na základě předběžné klasifikace, nebo s použitím některých vegetačních, případně dalších indexů. Žádný přístup se nicméně neobejde bez terénních validačních dat. V případě užití metod řízené klasifikace jsou terénní data nezbytná pro definování trénovacích množin (datových sad).

Ukázka zpracování a využití multispektrálních dat pro vymezení erozního poškození půd

K testování byla využita optická multispektrální (superspektrální) data pořízená senzorem MSI ze satelitu Sentinel-2A. Tato data jsou volně dostupná od roku 2015. Perioda snímání stejného místa na povrchu je 10 dní. V našich zeměpisných šířkách, kde dochází k překrytu několika snímaných pásem, může být krok na některých místech i nižší. S předpokládaným nasazením družice Sentinel-2B (v roce 2017), která bude fungovat v tandemu s první družicí, bude perioda snímání snížena na 5 dní. Problematickými jevy při sledování půdy však zůstavují pokrytí vegetací, omezující využití dat na ta pořízená v jarním a podzimním období, ale hlavně oblačnost a tedy viditelnost zájmového území. S kratší periodou snímání však lze očekávat vyšší pravděpodobnost zachycení bezoblačné scény.

Možnosti klasifikace erozních ploch byly testovány na černozemní oblasti s členitým reliéfem v širší oblasti Ždánického lesa a Kyjovské pahorkatiny.

Pro klasifikaci byly použity snímky Sentinel-2A ze třech období – podzim 2015, jaro 2016 a podzim 2016, konkrétně se jednalo o snímky pořízené v následujících dnech: 10. 8. 2015, 19. 9. 2015, 6. 5. 2016, 23. 5. 2016, 13. 9. 2016 a 30. 9. 2016. Ukázka těchto dat je uvedena na obrázku (Obrázek 15), kde je zobrazena zájmová lokalita.

Družicové snímky získané na úrovni zpracování level-1C byly atmosféricky korigovány pomocí modulu Sen2Cor (Müller-Wilm 2016). Na těchto datech následně probíhala řízená klasifikace. Klasifikace byla provedena na jednotlivých snímcích s využitím metody řízené klasifikace Minimum Distance. Klasifikace byla provedena na datech s maskou holých půd – vybrány byly pozemky bez zapojené i nezapojené vegetace (na základě analýzy spektrálních vegetačních indexů), plochy nezasažené vlivem oblačnosti a jejich stínů. Vzhledem k využití omezené řady dat se však podařilo takovými daty pokrýt jen cca 75 % rozlohy orné půdy v zájmovém území. Trénovací množiny obsahovaly body terénního průzkumu, které byly klasifikovány do třech tříd – silně erodované plochy, mírně erodované plochy a neerodované plochy. Úspěšnost klasifikace se lišila u jednotlivých tříd. Silně erodované plochy byly klasifikovány s 85% přesností, přesnost klasifikace u mírně erodovaných a neerodovaných ploch se pohybovala okolo 70 %. Hlavním zdrojem nepřesností je nepřesné přiřazení ploch mezi jednotlivými sousedními třídami – tj. mezi silně a mírně erodovanými plochami a mezi mírně erodovanými a neerodovanými. Výsledné vymezení silně erodovaných ploch ukazuje Obrázek 16.


Obrázek 15: Snímky z družice Sentinel-2A – zájmové území černozemní oblast Ždánický les – Kyjovská pahorkatina



Obrázek 16: Silně erodované půdy na základě klasifikace dat z družice Sentinel-2A

Shrnutí využitelnosti satelitních multispektrálních dat pro monitoring eroze

Výsledky analýzy dat pro testovací lokality ukázaly, že satelitní multispektrální data mohou být vhodná pro klasifikaci erozního poškození zemědělských pozemků, obzvláště v lokalitách s půdním krytem vyznačujícím se kontrastním přechodem mezi ornicí a podorničím, respektive významným spektrálním rozdílem mezi erodovanými a neerodovanými půdami. Získaná data tak mohou přinést důležité informace o stavu degradace půd vlivem eroze a mohou sloužit k cílenější ochraně těchto půd. Data také v dlouhodobějším horizontu mohou poskytnout informace o vývoji tohoto stavu. Nicméně využité postupy mohou být dále zpřesňovány s rozvojem metod na zpracování dat Sentinel-2, které mají v roce 2016 stále rezervy (nástroje na tvorbu bezešvé mozaiky či nástroje pro automatické korekce), s využitím sofistikovanějších klasifikačních postupů (například metod strojového učení) a sběrem většího množství terénních dat.





II.4 Využití družicových dat velmi vysokého rozlišení a leteckých snímků pro mapování erozních jevů

V předchozích kapitolách byly popsány postupy využití DPZ k popisu půdních vlastností a erozních projevů na základě analýz spektrálních dat. Počínaje touto kapitolou se přesouváme od spektrálních analýz blíže k fotogrammetrickým metodám zpracování obrazových dat.

Fotogrammetrie se zabývá měřením rozměrů a určováním polohy objektů, které jsou zobrazeny na obrazových záznamech. Tvoří důležitou součást dálkového průzkumu Země. Obecněji lze fotogrammetrii definovat jako vědní obor, zabývající se zpracováním informací zachycených na obrazových záznamech, nejčastěji fotografických snímcích. Fotogrammetrie tedy slouží jednak k identifikaci a mapování objektů, jednak k rekonstrukci tvarů a tvorbě modelů území, včetně modelů třírozměrných.

Data družic s velmi vysokým rozlišením (VHR) a klasické letecké snímky jsou typy dat, kde se možnosti využití spektrální analýzy a fotogrammetrických analýz pro hodnocení eroze prolínají a potkávají. Prostorové rozlišení těchto dat je již dostatečné pro to, aby mohly být na snímcích identifikovány a vizuálně interpretovány i konkrétní projevy lokálního erozního poškození a výmolové eroze na zemědělských půdách v ČR. Zároveň je možno zejména důsledky plošné eroze (včetně eroze způsobené orbou a větrem) a akumulační zóny analyzovat pomocí spektrální analýzy, např. řízenou klasifikací.

K letecky pořizovaným datům je třeba doplnit rovněž data z **laserového skenování**. Jejich výsledkem jsou podrobné modely výškopisu. Pro celé území České republiky to jsou digitální modely území ČÚZK, konkrétně digitální modely terénu čtvrté a páté generace (**DMR 4G, DMR 5G**) a digitální model povrchu první generace (**DMP 1G**). Jejich využití pro modelování erozních procesů je popsáno v metodice (Dostál et al. 2014). Pro monitoring erozních projevů na zemědělské půdě však tato data dosud neposkytují dostatečné rozlišení a přesnost. Pro tento účel by byla vhodná laserová data pořízená na zakázku, cenově je však tato alternativa méně výhodná, než fotogrammetrické vyhodnocení obrazových záznamů. Využitelná jsou data pozemního laserového skenování, s rozvojem a miniaturizací technologie LiDAR (Light Detection and Ranging) se již blíží její rozšíření na platformy UAV.

II.4.1 Využití družicových dat velmi vysokého rozlišení pro mapování erozních jevů

Předností družicových dat je zejména schopnost zmapovat rozsáhlé oblasti během krátké doby, přičemž aktuální data je možné získat již několik minut po nasnímání. Každá družice nebo její skener má své specifické parametry a snímá zemský povrch v různých typech rozlišení. Všechny parametry družicových dat (obecně) byly popsány v kapitolách II.1 a II.3. Prostorové rozlišení družicových snímků můžeme dělit na nízké, střední, vysoké a velmi vysoké.

Družicová data velmi vysokého rozlišení (Very High Resolution – VHR) jsou charakterizována rozlišením v řádech metrů až desítek centimetrů. Jedná se v současné době o jeden z nejvíce se rozvíjejících sektorů DPZ, většina družic této kategorie představuje nejmodernější družicové systémy. Do této kategorie lze zařadit družice WorldVieW, Pleiades, GeoEye-1, QuickBird a IKONOS.

Všechny komerční družice s velmi vysokým rozlišením mají kromě prostorového rozlišení prakticky shodné parametry – všechny snímají na čtyřech kanálech modrého, zeleného, červeného a blízkého infračerveného spektra, a to na prakticky totožných vlnových délkách. Mají téměř stejnou velikost jedné scény kolem 15 × 15 km a návratnost na stejné místo na Zemi se u všech pohybuje kolem tří dnů. Porovnání jednotlivých družic lze nalézt na webových stránkách poskytovatelů těchto dat (ARCDATA PRAHA 2016; Gisat 2016). Porovnání dostupnosti dat jednotlivých družic pro konkrétní zemědělské území je provedeno níže v této kapitole.

Pro **monitoring eroze** a identifikaci erozně poškozených ploch, zejména pak pro detekci jednotlivých erozních útvarů vyšších forem, se družicové snímky velmi vysokého rozlišení jeví jako vhodný podklad. Vrieling (2006) ve své publikaci ještě v roce 2006 psal, že dostupnost těchto snímků (konkrétně IKONOS a QuickBird) se sice zvyšuje, avšak žádná literatura o jejich využití pro popis erozních jevů zatím nebyla publikována. O osm let později lze nalézt informaci (Saadat et al. 2014), že ačkoliv tato data mohou vést k tvorbě velmi přesných map intenzity či typu erozního poškození, nejsou stále dostupná pro všechna území, a jsou velmi drahá pro využití v regionálním či národním měřítku. Některé publikace však již uvádí využití satelitních snímků QuickBird (d'Oleire-Oltmanns et al. 2014; Desprats et al. 2013) či IKONOS a Geo-Eye (Shruthi et al. 2015) pro identifikaci lineárních erozních útvarů vyšších forem pomocí objektově orientované klasifikace (OBIA – Object-oriented Image Analysis).

Dostupnost archivních družicových snímků VHR

Družicové snímky velmi vysokého rozlišení jsou vhodným zdrojem dat pro monitoring erozního poškození (erozních tvarů reliéfu) vzhledem k jejich širokému pokrytí území a zároveň poměrně vysokému rozlišení. Výhodou oproti např. klasickým leteckým snímkům je také snímání ve více spektrálních pásmech, což je dobře využitelné pro různé typy automatických klasifikací.

Další z výhod družicového snímání by mělo být časté snímání stejných míst na Zemi, u některých družic i v řádech několika dní. **Zpětné využití je však omezené.** A to proto, že u družic tohoto typu již snímání není prováděno kontinuálně, ale pouze na zakázku vzhledem k velkému objemu produkovaných dat. Archivní snímky jsou proto reálně dostupné jen v omezené míře, v závislosti na předchozí poptávce o dané území.

Pro účely monitoringu erozního poškození zemědělských půd byly poptány archivní družicové snímky velmi vysokého rozlišení pro definovaný polygon, který pokrývá dvě zájmové lokality – Postupice a Býkovice, nacházející se ve Středočeském kraji, asi 10 km jihovýchodně od města Benešov. Pro toto území bylo k říjnu 2014 k dispozici 8 archivních snímků ze třech družic, s oblačností do 20 %. Pro účely monitoringu erozního poškození půd je dále také třeba eliminovat například snímky se sněhovou pokrývkou, která by zakrývala půdní povrch. Z těchto informací vyplývá, že dostupnost družicových snímků VHR není zcela optimální. Další možností je potom nový nálet zájmového území, jehož pořízení je však finančně velmi náročné, pohybuje se od 50 tisíc Kč výše za nálet minimálního území, které si definují jednotliví provozovatelé družic (zpravidla 100 km²). Přehled dostupných snímků pro poptávané území, informace o jejich rozlišení a pořizovacích nákladech je uveden v následující tabulce (Tabulka 12).

Poptávané území	Produkt	Senzor	Počet pásem	Prostorové rozlišení (m)	Cena za nové snímání (Kč/min.území)	Cena za snímek z archivu (Kč/min. území)	Archiv od roku	Doba oběhu (dny)	Dostupné snímky archiv *	Pořízené snímky archiv
alita Býkovice + Postupice	Pléiades	PAN	1	0,5	47000/	6 900/ 25 km²	2011	1	7. 8. 2013	Х
		MS	4	2,8	100 KIII					
	QuickBird	PAN	1	0,6	55 300/	8 800/	2001	3–7	12. 2. 2012	
		MS	4	2,4	100 km²	25 km²				
	WorldView-2	PAN	1	0,5	55 300/	8 800/	2009	1–3	16. 12. 2013	
					100 km²	25 km²			4.11.2012	
									28.8.2012	Х
		MS	8	1,85	83 980/	16 000/			18. 3. 2012	
					100 km²	25 km²			29 4 2012	х
oki	[.eoue_]	DΔN	1	05	55 300/	8 800/	2002	2_2		
	ueuge-1		1	د,ں	100 km ²	$25 \mathrm{km^2}$	2000	2-0	-	
		MS	4	1,65	100 KIII	NIII دے				

Tabulka 12: Dostupnost družicových snímků VHR pro poptané území

* platí pro poptané území Býkovice+Postupice k říjnu 2014, družicové snímky do 20% oblačnosti

Ukázka využití družicových snímků VHR pro monitoring eroze

Pro testování byly pořízeny archivní scény z družic WorldView-2 a Pléiades. Ukázka těchto dat je uvedena v následujícím obrázku (Obrázek 17), kde je zobrazena zájmová lokalita Býkovice.

Na scénách lze snadno rozlišit údolnici, která je jasně tvarově ohraničena. Dále je na některých snímcích možné rozeznat barevně odlišné plochy jak na holé půdě z roku 2011, tak na vegetačním pokryvu nasnímaném v roce 2012. Tyto změny jsou způsobeny změnami vlhkosti půdy, rozdílnou pokryvností a různě rychlým vývojem fenofází úměrně úživnosti a vlhkosti dané části pozemku. To vše jsou jevy obvykle spojené s rozvojem erozních procesů.

Tyto scény jsou tedy vzhledem k viditelnému eroznímu poškození vhodné pro jeho monitorování a klasifikaci. Z pohledu dostupnosti a pořizovací ceny těchto dat je však v České republice jednoznačně stále **výhodnější použití leteckých snímků**. Ty jsou často dostupné volně formou webové mapové služby (WMS), či je lze zakoupit za příznivější cenu.



Obrázek 17: Scény z družice WorldView-2 – zájmové území Býkovice

II.4.2 Využití leteckých snímků pro mapování erozních jevů

V **erozní problematice** jsou letecké snímky používány již desetiletí, zejména pro identifikaci a monitoring vývoje liniového poškození půd. Detekce individuálních erozních prvků, respektive morfologických projevů eroze byla nad leteckými snímky v minulosti klasicky prováděna vizuálně (Fadul et al. 1999; Frazier et al. 1983), což některé studie považují za stále vhodný a používaný nástroj, avšak s určitými nevýhodami subjektivity operátora (Maugnard et al. 2014). Další možností je pak řízená či neřízená obrazová klasifikace (Fulajtár 2001; Netopil & Šarapatka 2011) či objektově orientovaná klasifikace, kterou pro identifikaci strží použil například Wang et al. (2014).

Prostorové rozlišení leteckých měřických snímků se pohybuje v řádech desítek až jednotek centimetrů. Český úřad zeměměřický a katastrální (ČÚZK) nabízí od roku 2009 ortofoto ČR s velikostí pixelu 25 cm, společnost TopGis, s. r. o. provádí od roku 2014 celoplošné snímkování České republiky s rozlišením 12,5 cm/pixel. Na zakázku potom nabízí snímkování a zpracování barevné a infračervené CIR ortofotomapy v rozlišení až 5 cm/pixel. Další komerční společnosti nabízí letecké snímkování s ještě větším rozlišením, např. G4D, s. r. o. deklaruje až 4 cm/pixel.

Dostupnost archivních leteckých snímků

Dostupnost a zároveň podrobnost leteckých snímků na území České republiky se v posledních letech trvale zlepšuje se zdokonalováním a zlevňováním technologií, a zároveň se zvyšující se poptávkou. Co se týče již nalétnutých a zpracovaných ortofoto snímků, největším poskytovatelem na našem území je Český úřad zeměměřický a katastrální. Současné i archivní snímky ČÚZK lze zdarma využívat pomocí služby WMS, nebo lze jednotlivé snímky z archivu zakoupit. Dalším poskytovatelem ortofotomap pro celé území ČR byla v minulých letech společnost GEODIS BRNO, s. r. o., která již svou činnost ukončila. V současné době ortofota pro celé území ČR pořizuje rovněž společnost TopGIS, s. r. o.

Pro účely monitoringu erozního poškození zemědělského pozemku na zájmovém území Býkovice ve Středočeském kraji (mapový list SM5 Vlašim 7-1) byly poptány dostupné archivní letecké snímky. Pro území je k dispozici (k prosinci 2016) nejméně 10 archivních leteckých snímků z období po roce 2000, a jeden historický z roku 1953. V následující tabulce (Tabulka 13) je uveden přehled těchto snímků včetně jejich pořizovací ceny a rozlišení.

Poptávané území	Produkt	Prostorové rozlišení (m)	Cena za snímek z archivu (Kč/list SM5)	Dostupné snímky archiv *
lašim 7-1	Ortofoto ČÚZK	0,5 0,25	100 150	2001 29. 5. 2004 2007 2010 6. 9. 2013 2015
Mapový list V	Ortofoto GEODIS**	0,5 0,2 0,125	150 200 250	10. 8. 1953 21. 7. 2002 18. 7. 2006 6. 7. 2008 23. 4. 2011

Tabulka 13: Dostupnost leteckých snímků pro poptané území

* platí pro poptané území (mapový list Vlašim 7-1), u některých snímků není znám přesný datum náletu ** poptáno v době kdy společnost GEODIS BRNO, s. r. o. ještě poskytovala data

Z tabulky (Tabulka 13) vyplývá, že dostupnost archivních leteckých snímků je větší oproti družicovým datům velmi vysokého rozlišení. Výhodou je potom také cena těchto dat, která se pohybuje řádově kolem 150 Kč za jeden mapový list SM5, tedy za 5 km² území. Rozlišení snímků dosahuje až 12,5 cm/pixel.

Jak již bylo zmíněno, pokud není třeba pracovat s plným rozlišením originální ortofotomapy a skutečnými daty, postačuje náhled na data pomocí **webových mapových služeb (WMS)**. Vzhledem k tomu, že klasifikace erozních projevů nad leteckými snímky je obvykle omezena na ruční editaci a vizuální vyhodnocení řešeného území (pro automatické klasifikátory nejsou data zcela vhodná), jsou webové mapové služby dostatečným podkladem. ČÚZK na svém geoportálu (http://geoportal.cuzk.cz/) poskytuje formou prohlížecích služeb WMS veškeré ortofotomapy zpracované pro území ČR (počínaje rokem 1998) zdarma.

Ukázka využití leteckých snímků pro monitoring eroze

Vizuální interpretace dat

Ukázka využitelnosti leteckých ortofotomap pro klasifikaci erozního poškození je zpracována na příkladu snímků zemědělského pozemku v Býkovicích, pro který byly poptány a následně pořízeny (viz Obrázek 18) Na většině snímků lze opět snadno rozeznat centrální údolnici, která pozemek přetíná od jihozápadu k severovýchodu. Tato údolnice je problematickým místem z hlediska erozního ohrožení pozemku vzhledem k tomu, že v některých letech byla hospodařícími zemědělci orána spolu s celým pozemkem, a nebyla tak chráněna vegetačním krytem, který byl historicky v místě údolnice přirozeně ponecháván (viz ortofoto z roku 1953).

Na ortofotosnímcích lze snadno pozorovat rýhovou erozi, vznikající opakovaně na identických částech pozemku. Nejmarkantněji lze rýhy identifikovat na snímku z roku 2006, který byl pořízen po opakovaných srážkových událostech tohoto roku. Při detailnějším prozkoumání lze však toto liniové poškození pozorovat i na ostatních snímcích. Zajímavé je potom také porovnání polohy rýh s historickým snímkem z roku 1953, kdy poloha některých rýh odpovídá hranicím původního členění pozemku. To může být chápáno tak, že historické uspořádání pozemku bylo tvořeno v souladu s polohou drah soustředěného odtoku a přirozeně tak chránilo pozemek před erozí.

Dalšími jevy, které lze ze snímků identifikovat, jsou plošné útvary, které lze pozorovat jak na vegetačním krytu, tak na holé půdě. Tyto útvary mohou taktéž souviset s erozními procesy na pozemku, nebo s určitými vlastnostmi půdy.

Podrobnou analýzu erozního poškození pomocí časové řady leteckých snímků zájmové lokality Býkovice, včetně modelovaných erozních scénářů pro vybraná období lze nalézt v odborné publikaci (Báčová & Krása 2016). Pro povodí Býkovického potoka byly rovněž publikovány specializované mapy s odborným obsahem popsané v následujících kapitolách.

Automatická klasifikace erozních jevů

Za účelem identifikace erozních útvarů lze rovněž ortofotosnímky automaticky klasifikovat (stejně jako družicová data (kapitola II.4.1) pomocí řízené klasifikace typu Maximum Likelihood (další metody klasifikace jsou popsány v kapitole II.3.2). Pro ukázku klasifikace byly vybrány snímky z let 2006 a 2008, a byly zde vymezeny následující tři třídy:



Obrázek 18: Časová řada vybraných leteckých snímků zájmového území Býkovice

- Výrazné erozní poškození erozní rýhy a smytý povrch (červená).
- Omezený rozvoj vegetace (světle zelená).
- Plný vegetační pokryv (tmavě zelená).



Obrázek 19: Surový výstup klasifikace ortofota z roku 2006



Obrázek 20: Surový výstup klasifikace ortofota z roku 2008

Klasifikované snímky (Obrázek 19 a Obrázek 20) byly dále v prostředí ArcGIS vyhlazeny pomocí nástroje *Focal Statistics*, převedeny na polygonovou vrstvu (*Raster to Polygon*), zbaveny šumu pomocí funkce *Eliminate* a polygony finálně zhlazeny pomocí funkce *Smooth Polygon*. Takto upravené klasifikované snímky pomocí polygonů plošně definují identifikovaná erozní poškození v jednotlivých letech.

Pro porovnání výsledků klasifikace v letech 2006 a 2008 byl potom proveden průnik klasifikovaných vrstev z obou let (Obrázek 21).



Obrázek 21: Průnik klasifikovaných vrstev z let 2006 a 2008

Průnik klasifikovaných vrstev obou snímků poukazuje na to, že erozní poškození pozemku a další charakteristické útvary se nachází v obou případech přibližně ve stejných místech a dají se tak označit za trvalé.

Řízená klasifikace typu Maximum Likelihood je však vhodná zejména pro plošné útvary. Z výsledků lze vypozorovat, že liniové prvky nelze klasifikovat v plném rozsahu.

Pro identifikaci liniových prvků lze doporučit stále používanou manuální digitalizaci. Alternativou by potom mohlo být využití objektově orientovaných klasifikátorů (např. software eCognition Suite), nicméně vzhledem k velmi proměnlivým podmínkám obecných povrchů na jednotlivých snímcích, je použití automatických klasifikátorů rovněž problematické – nelze je plně automatizovat a využít tak jejich potenciál, neboť trénovací množiny pak často neodpovídají sousedním lokalitám.

Důležitým prediktorem případného rozvoje erozních rýh jsou samozřejmě podrobné digitální modely terénu a na nich vymezené dráhy soustředěného odtoku (DSO) pomocí algoritmů akumulace odtoku. Tyto DSO lze pak použít jako podklad, který pomáhá identifikovat předpokládané lokality s rozvojem erozních rýh a vymezí tak oblasti určené k digitalizaci projevů skutečnéhow poškození.

Ještě vhodnější alternativou je použití erozních modelů, které s predikcí projevů výmolové eroze počítají – např. nově vyvinutý model Atlas EROZE (Krása et al. 2014; http://www.atlasltd.cz/atlas-eroze.html) navíc při určování trajektorie odtokových drah pracuje s optimalizovaným směrováním odtoku přímo na TIN modelu terénu a trajektorie DSO vymezených tímto modelem lépe reprezentují skutečný stav, než běžné použití osmisměrných algoritmů směrování odtoku v komerčních GIS (např. ArcGIS).

Mapy erozních rýh odvozených s využitím ortofotomap a erozních modelů

V rámci řešení projektu QI1330118 byly s využitím leteckých snímků odvozeny rovněž certifikované specializované mapy definující erozní poškození pozemků i rozsáhlých lokalit. Všechny tyto mapy mají své uživatele a jsou dále k dispozici k využití na řešitelských pracovištích VÚMOP v.v.i., a ČVUT v Praze, kde je k dispozici i podrobná metodika odvození map. V následujících kapitolách jsou stručně představeny základní použité metodické postupy.

Projevy vodní eroze pro pilotní území Kyjovská pahorkatina

Celý oficiální název mapy zní "Mapy nově vyvinutých, erozně ovlivněných půd – identifikace projevů vodní eroze půdy z archivních leteckých ortofotosnímků – pilotní území Kyjovská pahorkatina".

Pro účely tvorby mapy bylo vybráno pilotní území v Jihomoravském kraji, konkrétně jihozápadní část Kyjovské Pahorkatiny zahrnující obce Brumovice, Čejč, Čejkovice, Dražůvky, Hovorany, Karlín na Moravě, Kobylí na Moravě, Krumvíř, Mistřín, Morkůvky, Mutěnice, Násedlovice, Nenkovice, Stavěšice, Strážovice, Svatobořice, Šardice, Terezín u Čejče

a Želetice u Kyjova. V této oblasti jsou častým půdním krytem černozemě a oblast je značně zemědělsky využívaná, zároveň se zde nacházejí oblasti, které patří mezi nejohroženější oblasti z hlediska působení vodní eroze (Obrázek 22).



Obrázek 22: Zájmové území na mapě geomorfologických jednotek

Pro účely zpracování specializované mapy na pilotním území bylo využito webových mapových služeb WMS – Ortofoto a WMS – archivní ortofoto, které umožňují efektivní práci s bezešvým podkladem. Pro zájmové území jsou dostupné podklady z pásma Východ, tedy archivní podklady pořízené v letech 2003, 2006, 2009, 2012 a aktuální podklady z roku 2014.

Samotná vektorizace erozních projevů byla prováděna vizuální interpretací nad zmiňovanými podklady v minimálním měřítku 1 : 5 000. Vektorizace byla provedena na ploše zemědělské půdy. Erozní projevy byly vektorizovány ve formě liniových prvků v případě erozních rýh a ve formě polygonových prvků v případě erozních akumulací. Jako objekt pro vektorizaci byl brán evidentní projev erozního poškození – výskyt erozní rýhy, akumulace nebo poškození porostu, přičemž byl brán zřetel na potenciální desinterpretaci způsobenou záměnou erozního projevu za některý další jev. Mezi tyto jevy patří:

- Cesty a stezky vyšlapané lidmi nebo zvěří či dobytkem.
- Projevy zaniklých krajinných prvků.
- Vyjeté koleje od zemědělské a jiné techniky.
- Bývalá ramena vodních toků.
- Vývěry spodní vody / narušená drenáž.

Pro správnou interpretaci erozních projevů a efektivní práci při vyhledávání problematických míst bylo využito několik podkladových vrstev. Jednalo se zejména o upravený hydrologicky korektní Digitální model reliéfu České republiky 4. generace (DMR 4G © ČÚZK) a jeho deriváty jako sklonitost, zakřivení a zejména topografický vlhkostní index TWI, dle kterého byly vytipovány zóny koncentrace odtoku, na nichž je pravděpodobný vznik erozních rýh. Další podkladovou vrstvou využitou především pro odhalení možných zdrojů chyb byla vrstva odtokových linií. Pro vytipování ohrožených lokalit byly dále použity podklady z databáze Monitoringu eroze zemědělské půdy, vrstvy potenciální erozní ohroženosti a satelitní snímky Landsat, z nichž byly identifikovány půdní bloky se zvýšenou variabilitou spektrálního projevu povrchu půdy nasvědčující o rozdílném vývoji půd v různých částech pozemku.

Geometrie erozní rýhy byla zachycena v nejdelší identifikované dráze ve všech časových obdobích. Ke každému časovému období byl zaznamenán výskyt erozního prvku. Klasifikace projevu rýhy v daném roce byla provedena dle následujícího klíče (Tabulka 14).

Tabulka 14: Klasifikační kritéria erozních rýh

Jednoznačný projev

Na holé půdě Erozní rýhy jsou na snímcích patrné, půda je holá



1

- 2 Na Erozní rýhy jsou na nezapojeném snímcích patrné, porostu půda je pokryta nezapojeným porostem
- 3 Na vzešlém Erozní rýhy jsou na porostu snímcích patrné, půda je pokryta plně zapojeným porostem





 4 Na sklizeném Erozní rýhy jsou na porostu snímcích patrné, půda – strništi je pokryta strništěm nebo posklizňovými zbytky



Nejednoznačný projev – pouze v případě, že alespoň v jednom roce byl zaznamenán jednoznačný projev (kategorie 1–3)

- 5 Projev na vegetaci
- Není přímo patrný erozní tvar, ale průběh erozní rýhy se odráží na porostu



6 Slabý Na místě se vyskytuje nejednoznačný projev, který nelze projev jednoznačně přiřadit k aktuálním projevům erozní činnosti

Bez projevu – v případě, kdy alespoň v jednom roce byl zaznamenán jednoznačný projev (kategorie 1–3)

0 Bez projevu Bez jakéhokoli projevu eroze eroze

Ochrana před erozí – v případě, kdy alespoň v jednom roce byl zaznamenán jednoznačný projev eroze a v daném roce je na ortofotosnímku zjevné protierozní opatření v průběhu linie a není patrný projev eroze

7 Stabilizace Erozní rýha je stabilizovaná zatravněnou údolnicí nebo jiným způsobem v celé nebo většinové délce rýhy



8 Přerušení Erozní rýha je napříč přerušena pásem přerušujícím nebo zpomalujícím odtok

> K jednotlivým vymezeným prvkům byly dále pomocí prostorové analýzy doplněny další doplňující atributy, mezi něž patří:

- Délka linie.
- Návaznost na cestní síť.
- Návaznost na intravilán.
- Návaznost na hydrografickou síť.
- Výskyt v pásmu ochrany vodních nádrží.
- Výskyt v chráněné oblasti ochrany přírody.
- Aktuální kultura dle LPIS.
- Aktuální kultura dle katastru nemovitostí.
- Přítomnost pozemkové úpravy (a rok realizace).

ldentifikované erozní projevy budou následně implementovány do databáze monitoringu eroze (Obrázek 23).



Obrázek 23: Ukázka identifikovaného erozního projevu na zemědělské půdě

Mapy erozně ovlivněných půd v povodí Býkovického potoka

Mapy jsou zpracovány na pilotním území katastrálních území Třebešice u Divišova, Býkovice u Bořeňovic a Bílkovice (Obrázek 24). Tato katastrální území s přesahem pokrývají experimentální povodí Býkovického potoka, kde předkladatel výsledku (ČVUT v Praze) dlouhodobě experimentálně sleduje smyv na terénních plochách s cílem kalibrace erozních modelů i odtokové charakteristiky měřeným profilem Býkovického potoka. Cílem provedené identifikace je prostorová databáze erozních projevů identifikovatelných z aktuálních i archivních ortofotosnímků ČÚZK, případně družicových snímků družic s velmi vysokým rozlišením, v rozsahu pilotních katastrů s popisnými údaji k jednotlivým prvkům a metodický postup této identifikace pro účely následného uplatnění odvozeného postupu na území celé ČR.



Obrázek 24: Povodí Býkovického potoka – pilotní území ČVUT v Praze

Postup je založen na výzkumu identifikace a kvantifikace erozních rýh a akumulačních ploch, z hlediska možností jejich vymezení v území na základě běžně dostupných dat (zejména ortofotomap). Již ověřená metodika vymezování a kvantifikace vyšších forem eroze dle postupů popsaných v celé této metodice byla dále podrobena srovnávací analýze s erozním modelem. Byly testovány možnosti využití modelů pro vyhodnocení vzniku vyšších forem eroze na pozemcích. Tato modelová GIS analýza byla dále propojena s metodou řízené klasifikace s cílem lokalizace vyšších erozních forem. Výsledkem jsou čtyři mapy pro pilotní území:

- Mapa erozního smyvu a drah soustředěného odtoku v povodí Býkovického potoka.
- Mapa rizika rozvoje erozních rýh na zemědělských pozemcích v povodí Býkovického potoka.
- Mapa modelovaných i monitorovaných rýh na zemědělských pozemcích v povodí Býkovického potoka.
- Mapa významu jednotlivých forem vodní eroze pro degradaci zemědělské půdy v povodí Býkovického potoka.

Mapy a doprovodné tabulky pro každý řešený pozemek (94 erozně uzavřených celků) obsahují charakteristiky: plošný distribuovaný erozní smyv podle modelu Atlas EROZE (t/ha/rok); modelová i monitorovaná délka rýh na jednotlivých pozemcích (m); plocha rýh (m²); specifická délka (m/km²); objem rýh (m³). Zároveň je uveden i vizualizován rozsah erozních projevů na jednotlivých pozemcích v každém roce (Obrázek 25). Jak již bylo zmíněno, podrobné průvodní zprávy i mapy jsou k dispozici na řešitelských pracovištích.



Vysvětlivky



Porovnání plošného smyvu a rýh

objem plošného smyvu objem erozních rýh





Obrázek 25: Ukázka výřezu specializované mapy s porovnáním modelových a monitorovaných projevů vodní eroze

II.4.3 Porovnání využitelnosti družicových dat VHR a leteckých snímků pro monitoring eroze

Ze získaných dat pro testovací území Býkovice vyplývá, že jak družicová data velmi vysokého rozlišení, tak letecké snímky jsou vhodným zdrojem dat pro monitoring a klasifikaci erozního poškození zemědělských pozemků. Oba typy dat však mají své výhody i nevýhody:

Družicová data s velmi vysokým rozlišením

- + Schopnost zmapovat rozsáhlé oblasti v relativně krátkém čase.
- + Multispektrální data, vyšší radiometrické rozlišení (existence NIR).
- + Možnost okamžitého pořízení dat v případě významné události.
- Možnost pořízení dat "online".
- Vysoká cena snímků na zakázku.
- Vysoká cena archivních snímků.
- Nízké prostorové rozlišení oproti leteckým snímkům.
- Nedostatek nebo neexistence archivních snímků.
- Snímky pokryté oblačností.

Letecké snímky

- Nízká cena archivních snímků.
- + Dostupnost snímků zdarma prostřednictvím WMS.
- + Vysoké prostorové rozlišení dat.
- + Vysoký počet bezoblačných archivních snímků.
- Vysoká cena v případě pořízení dat na zakázku.
- Archivní snímky v nevhodných obdobích (bez vazby na období přívalových srážek).
- Pořízení dat na zakázku je omezeno řízením leteckého provozu.
- Pořízení dat na zakázku je omezeno meteorologicky.



II.5 Přímý monitoring a kvantifikace erozních jevů pomocí fotogrammetrie

V předchozí kapitole bylo popsáno, jak lze v erozním výzkumu uplatnit klasickou leteckou fotogrammetrii pro mapování plošného rozsahu erozních jevů. Fotogrammetrická data však lze využít i k podstatně podrobnějším analýzám zájmových území. Pomocí stereofotogrammetrie a průsekové fotogrammetrie lze vytvářet detailní modely erodovaných povrchů a z nich kvantifikovat erozní smyv. Získávání dat pro další fotogrammetrické zpracování může být prováděno různými způsoby. Nejedná se jen o letecké snímkování, v poslední době je hojně využívané bezpilotní snímkování pomocí UAV (Unmanned Aerial Vehicle) a dále pozemní (blízká) fotogrammetrie. Ta je vhodná zejména pro tvorbu velmi detailních 3D modelů a pro doplňková měření k ostatním metodám.

II.5.1 UAV fotogrammetrie

UAV (Unmanned Aerial Vehicle) neboli **bezpilotní letadlo** je obecně definován jako letadlo bez posádky, které může být řízeno na dálku, nebo létat samostatně pomocí předprogramovaných letových plánů nebo pomocí složitějších dynamických autonomních systémů. Úřad pro civilní letectví (ÚCL) jej definuje jako "letadlo určené k provozu bez pilota" (ÚCL 2016).

Ve světě je pro bezpilotní letadla používáno mnoho různých názvů a zkratek, jejichž přehled uvedli ve své publikaci Colomina a Molina (2014). Jedná se o již zmíněný název UAV (Unmanned Aerial Vehicle), který je spolu s označením "drone" nejvíce používaný. Dále je používán termín UAS (Unmanned Aerial System), který byl zaveden Ministerstvem obrany Spojených států amerických a Úřadem pro civilní letectví Spojeného království. Mezinárodní organizace pro civilní letectví (ICAO, International Civil Aviation Organization) potom zavedla v roce 2011 koncept RPAS (Remotely-Piloted Aerial System), jako dílčí třídu UAS. Tento koncept je motivován faktem, že pouze označení RPAS bude podle ICAO možné začlenit do mezinárodního systému civilního letectví.

Termín **UAV fotogrammetrie** ve své práci popisuje Eisenbeiss (2009) jako využití platformy pro fotogrammetrické měření, která je automaticky či poloautomaticky dálkově řízená, bez přítomnosti pilota přímo v zařízení. Tato metoda kombinuje výhody fotogrammetrie letecké a pozemní. V erozní problematice je UAV fotogrammetrie využívána pro monitoring a porovnání vývoje erozních útvarů v čase (Eltner et al. 2014) či pro měření jejich dimenzí (Carollo et al. 2015). Monitoring lze nejlépe zaměřit na popis vyšších forem eroze, zejména vývoje erozních rýh a strží (d´Oleire-Oltmanns et al. 2012; Stöcker et al. 2015).

Platformy pro snímkování

Ve fotogrammetrii a vědě vůbec je využíváno mnoho různých platforem pro snímkování, jedná se například o draky, balóny, vzducholodě, vrtulníky, multirotorové systémy, letadla s fixním křídlem a další zařízení. V posledních letech však nejen v oboru erozní problematiky jednoznačně převažuje využití multirotorových systémů, nejčastěji kvadrokoptér, hexakoptér či oktokoptér. Jejich výhodou je relativně nízká pořizovací cena (alespoň u komerčně nabízených modelů), snadná ovladatelnost, stabilita, široké manipulační možnosti atd.

V souvislosti s UAV fotogrammetrií je třeba také zmínit legislativu provozu UAV. Závazným dokumentem pro provoz bezpilotních systémů v ČR je Doplněk X leteckého předpisu L2 (ÚCL 2016). Zde je definována bezpečnost provozu, povinnosti pilota, prostory pro provádění letu, a další podmínky. Pro provoz bezpilotního letadla (systému) při výdělečné či experimentální a výzkumné činnosti je nutné získat Povolení k létání letadla bez pilota a dále také Povolení k provozování leteckých prací/leteckých činností pro vlastní potřebu. Bezpilotní letadlo a jeho pilot pak podléhá evidenci ÚCL. Získání těchto patřičných povolení je bohužel poměrně finančně náročné, celková částka včetně ročního pojištění stroje se pohybuje v desítkách tisíc korun a celý proces získání těchto povolení může trvat až několik měsíců. Jakýkoliv provoz bezpilotních letadel (vyjma provozování modelů letadel s maximální vzletovou hmotností nepřesahující 20 kg) bez patřičných povolení ÚCL však může být předmětem sankčního řízení s možností udělení pokuty až do výše 5 mil Kč.

Doplněk X – Bezpilotní systémy Leteckého předpisu L2 (ÚCL 2016) definuje kategorie bezpilotních systémů, upravuje bezpečnostní kritéria vzhledem k bezpečnosti létání, specifikuje dohled pilota nad bezpilotním systémem, vymezuje odpovědnost za řízení a dále definuje požadavky na ukončení letu, prostory v nichž je let provozován, ochranná pásma, meteorologická minima, nebezpečný náklad, pohon apod.

Software pro zpracování snímků

Pro zpracování dat a tvorbu 3D modelů je možné použít mnoho dostupných softwarů. Pro automatické stereofotogrammetrické zpracování dat je možné použít např. software PhotoModeler Scanner. Pro zpracování metodou Structure from Motion (SfM), která je v poslední době v dostupné literatuře vyzdvihována pro její uživatelskou nenáročnost (zpracování dat bývá téměř automatické) a zároveň přesnost, která se blíží těm nejpřesnějším metodám, jako jsou laserové skenování, či tradiční stereofotogrammetrie, je pak nejčastěji využíván software Agisoft PhotoScan. Dalším způsobem je využití nikoli desktopové aplikace, ale webové služby, kdy model povrchu je generován na serverech poskytovatele služby. Typickým představitelem tohoto trendu je švýcarská společnost Pix4D, jež nabízí i řešení pro desktop a je zřejmě největším konkurentem Agisoftu, cenově podstatně dražším, nicméně nabízejícím komplexní služby včetně podpory automatizace celého procesu pro komerční UAV.

K dispozici jsou také volně dostupné programy, které jsou taktéž čím dál více využívané a tudíž i testované. Tzv. freeware programy však bohužel nemusí být vždy přehledné a snadno ovladatelné pro běžného uživatele, např. software OpenDroneMap zatím stále ještě nemá grafické rozhraní a ovládá se pomocí příkazového řádku, VisualSFM je zase poměrně nesnadné nainstalovat vzhledem k potřebě několika doplňkových softwarů pro jednotlivé kroky výpočtu a možným avizovaným problémům s grafickou kartou, jejíž požadavku však nejsou blíže specifikovánu. Dalším problémem pak může být to, že některé firmy nabízí zdarma pouze tzv. trial verze, které však neobsahují to, co plná verze programu, jako je tomu např. u 123D Catch od společnosti Autodesk, kde free verze neumožňuje nastavit měřítko výsledného modelu a omezen je také počet vkládaných fotografií. V neposlední řadě je třeba zmínit možný problém s licenčními podmínkami volně dostupných softwarů, kdy je například možné využití pouze pro vědecké a osobní potřeby a samozřejmě pro nekomerční využití. Přehled nejčastěji využívaných softwarů pro tvorbu 3D modelů včetně těch nekomerčních ve své publikaci uvedl Bemis et al. (2014).

Konkrétní popis a postup práce s jednotlivými softwary je popsán v návazných ukázkových kapitolách.

Tabulka 15: Souhrn často používaných fotogrammetrických softwarů pro tvorbu 3D modelů (Bemis et al. 2014)

Software	Webová adresa		
Volně dostupný			
Bundler Photogrammetry Package	http://tacticalspace.org/archives/ bundler-photogrammetry-package/		
SFMToolkit	http://www.visual-experiments.com/demos/sfmtoolkit/		
Python Photogrammetry Toolbox (PPT)	https://code.google.com/archive/p/osm-bundler/		
VisualSFM	http://ccwu.me/vsfm/		
3DF Samantha	http://www.3dflow.net/tools/ samantha-structure-from-motion/		
Webové stránky a služby			
Photosynth	https://photosynth.net/		
Arc3D	http://www.arc3d.be/		
CMP SfM Web service	http://ptak.felk.cvut.cz/sfmservice/		
Autodesk 123D Catch	http://www.123dapp.com/catch		
Pix4D	https://pix4d.com/		
Komerční			
Agisoft PhotoScan	http://www.agisoft.com/		
Acute3D	http://www.acute3d.com/		
PhotoModeler	http://www.photomodeler.com/		
3DF Zephyr Pro	http://www.3dflow.net/		

Technologie nízkonákladových UAV a možnosti monitoringu vlastními prostředky

Prostředky typu křídlo jsou vynikající nástroje s relativně dlouhou dobou letu umožňující pořízení kvalitních fotogrammetrických dat pro rozsáhlejší území přesahující plochy desítek hektarů během jednoho náletu. Typickým představitelem této technologie je v současné době křídlo eBee americké společnosti Sensefly. Na jeden nálet zmapuje až 12 km², samozřejmě v nízkém rozlišení, v případě lokálních letů pořizuje data s nejvyšším rozlišením cca 1,5 cm GSD (Ground Sampling Distance – popsáno v kapitole II.5.2). Jeho pořizovací cena se však i přes obecné výrazné zlevňování technologie UAV pohybuje v rozmezí 600 000–700 000 Kč. Profesionální společnosti poskytující fotogrammetrické služby poskytují již data pořízená touto technologií, stejně jako jsou tyto typy letounů provozovány vědeckými týmy univerzit. Levnější kvalitní technologie typu křídlo však nejsou

dosud dostupné, proto nelze předpokládat jejich rozšíření pro častější použití v terénu při monitoringu běžných erozních událostí.

Naproti tomu ceny multirotorových systémů po velmi rychlém vývoji trhu mezi lety 2010–2016 dnes začínají již na cca 12 000 Kč za nový funkční systém využitelný pro přímé fotogrammetrické zaměření menších lokalit (systém DJI Phantom 2) a lze zde dosáhnout rozlišení přesnějšího než 1 cm GSD. I v případě multirotorových systémů však lze pořizovat stroje s cenou odpovídající 500 000 Kč nebo dokonce přesahující 1 milion Kč.

Pro efektivní nasazení jsou klíčové zkušenosti a znalosti operátora letounu a plánovače letu pro vhodné nastavení parametrů letu i fotografického přístroje. Stejně tak je nezbytné zajistit optimální podmínky pro snímkování na předmětné lokalitě (dostatek světla a rovnoměrné osvětlení, vhodné klimatické podmínky), zajištění vlícovacích bodů (pokud není orientace náletu zajištěna již přesným GPS pozicováním snímků).

Pokud není třeba výsledný 3D model území dále referencovat do skutečného souřadného systému (třeba pro opakovaný nálet), postačí pro velmi přesný výpočet objemu rýh způsobených výmolovou erozí zajištění tří vlícovacích bodů v relativní orientaci – tedy např. se vzájemně změřenou vzdáleností obyčejným pásmem. Tak je zajištěn skutečný celkový rozměr vytvořeného modelu území, i bez znalosti jeho umístění do souřadnic např. S-JTSK. To platí pro zaměření území v celkovém rozsahu nejvýše desítek metrů. Pro rozsáhlejší lokality je možno nastavit souřadnice výsledného modelu porovnáním produktového ortofota s ortofotomapami zdarma poskytovanými službou WMS nebo prostřednictvím jiných mapových služeb.

Pokud je vyžadována vyšší přesnost, je třeba sáhnout k precizněji zpracovaným náletům, tedy pracovat s vlícovacími body umístěnými do území s přesností v řádu jednotek centimetrů (např. s využitím jejich RTK GPS pozicování).

GPS zaměření je rovněž doménou posledních let, kdy je možno klasický GPS signál zpřesňovat pomocí různých typů korekcí. **RTK (Real Time Kinematics)** navigace umožňuje s využitím sítě pozemních stanic a mobilního signálu okamžitě zpřesnit geodetická měření do řádu jednotek centimetrů, zpětně i lépe. Technologie je využívaná v precizním zemědělství i geodézii (např. katastr nemovitostí). Cena vybavení (počínaje na cca 100 000 Kč za přístroj) již umožňuje její terénní nasazení i neprofesio-

nálním týmům. Zaměření vlícovacích bodů je řádově jednodušší, než při použití klasického geodetického vybavení.

Pokud je cílem fotogrammetrického zpracování získání ortofotomapy ve viditelném RGB spektru a podrobného modelu terénu, je levnější technologie UAV pracující s kompaktními fotoaparáty s malým čipem (např. 1/2,3" u série Phantom) dostačující pro získání fotogrammetrických dat. Omezení je především v potřebě dostatku světla (tedy denní doby náletu) z důvodu vyššího šumu u malého čipu fotoaparátu. Nedostatkem není nižší rozlišení, pokud jsme schopni zajistit dostatek snímků v nízké letové hladině a s dostatečným překryvem. Doporučována je hodnota překryvu alespoň 75 % v podélném a 60 % v příčném směru letu. Pro klasická komerční řešení menších UAV (Solo, DJI Phantom aj.) jsou k dispozici placené i volně dostupné mobilní aplikace (např. Pix4D Capture), umožňující automatické generování trajektorie mapovacího letu nad online mapou.



Obrázek 26: Rozhraní pro plánování a realizaci automatické trajektorie letu (Pix4D Capture)

Pokud je třeba získat snímky nejen ve viditelném spektru, ale rovněž v blízkém infračerveném nebo termálním pásmu, je třeba již využít UAV řešení, které umožní záměnu fotoaparátu za vlastní zařízení s potřebným spektrálním rozsahem. To znamená i automatický nárůst pořizovací ceny, nicméně i zde jsou již pro blízké infračervené pásmo řešení spočívající např. v konverzi běžného kompaktního fotoaparátu. Cena takovéto úpravy fotoaparátu pro pořizování infračervených snímků začíná již na úrovni cca 3000 Kč. Existuje také termální kamera (Flir) se záznamem s hmotností ekvivalentní malému kompaktnímu fotoaparátu, zde je však cena vyšší (přesahuje 100 000 Kč).

V České republice přibývá firem, jež jsou schopny na zakázku sestavit modulární řešení multirotorového systému v ceně v řádu desítek tisíc Kč, které může zajistit přesná fotogrammetrická data pro monitoring erozních projevů včetně monitoringu dopadu na rozvoj vegetace s využitím blízkého infračerveného pásma. Nicméně systémy s nosností přesahující 200–400 g se i přes vyšší cenu vyznačují výrazně kratší dobou letu (úměrnou vyššímu počtu rotorů a vyšší zátěži). Tím roste náročnost na počet baterií, jejich kapacitu (a opět cenu). Proto lze pro jednodušší aplikace doporučit systémy typu DJI Phantom a obdobné, které jsou dostatečné pro monitoring lokálních erozních projevů (erozních rýh).

Ukázka zpracování a využití dat pořízených vlastními prostředky – tzv. úsporná varianta

Využití bezpilotních prostředků je v posledních letech stále více populární nejen ve vědních oborech, a jejich vývoj se tak čím dál více zrychluje. S tím souvisí i větší dostupnost jednotlivých platforem a jejich snižující se cena. Jako jednu z možností využití UAV pro monitoring eroze proto uvádíme pořízení relativně levného prostředku a uskutečnění časově i finančně úsporného náletu svépomocí.

Výhody a nevýhody úsporné varianty:

- Nutnost získání náležitých povolení od ÚCL jak pro pilota, tak pro UAV – s tím spojené finanční a časové nároky.
- Vlastní zpracování dat neprofesionální přístup, časové nároky na získání potřebných zkušeností a znalostí pro bezpečný provoz letadla i získání dostatečně kvalitních dat.
- Nutnost použití malého kompaktního fotoaparátu kvůli nosnosti letadla.
- Relativně nízká pořizovací cena UAV cena oproti komerčním náletům zaplacena pouze jednou při pořízení.
- + Flexibilita náletů dle potřeby.
- + Průběh náletu i zpracování dat ve vlastní režii dle aktuálních potřeb.
- + Snadná manipulace se strojem a jeho řízení.

Relativně nenáročný nálet s vlastním prostředkem byl otestován v sousedním Německu po erozní události, kdy na zemědělském pozemku vznikl poměrně masivní odnos půdy jak plošným tak také soustředěným odtokem. Použité postupy včetně zpracování dat jsou popsány v následující kapitole.

Popis lokality

Lokalita se nachází v saské části Německa, asi 25 km jihozápadně od Drážďan a asi 120 km severozápadně od Prahy.

Zemědělský pozemek o velikosti 22 ha a průměrném sklonu 8 % byl 27. 4. 2015 zasažen silným přívalovým deštěm. Následkem této události došlo na pozemku, který byl v té době bez pokrytí vegetací, k plošnému odnosu půdy a ke vzniku velkého množství erozních rýh. Značná část erodovaného materiálu byla odnesena na přilehlý zatravněný pozemek a dále na příjezdovou polní cestu (Obrázek 27).



Obrázek 27: Erozní poškození lokality Naundorf

UAV snímkování a zpracování dat

Lokalita byla po erozní události nasnímána pomocí bezpilotní kvadrokoptéry DJI Phantom 2, vybavené kamerou GoPro Hero3. Vzhledem k upřednostnění kvality výsledných dat byla nasnímána pouze severní část pozemku, avšak v nízké letové hladině (asi 15 m) a s velkými překryvy. Při snímkování nebyly použity vlícovací body z důvodu časové úspory během terénní kampaně a zároveň menší pracnosti. Souřadný systém a měřítko výsledného modelu terénu byly nastaveny pomocí souřadnic známých bodů, získaných z mapové aplikace Google Maps.

Pro tvorbu DMT, resp. mračna bodů byl použit software Agisoft PhotoScan, který využívá metody Structure from Motion.

SfM (Structure from Motion) je založeno na principu průsekové fotogrammetrie, kdy je daný objekt vyfocen z více pozic a úhlů, aby byly charakteristické znaky objektu zachyceny na několika snímcích současně. Pro nalezení významných bodů (tzv. features) na základě určení lokálních extrémů v obraze software využívá zejména algoritmus SIFT – The Scale Invariant Feature Transform (Lowe 2004). Z těchto bodů, nacházejících se na několika snímcích, pak software automaticky vypočte pozici a parametry fotoaparátu. Oproti tradičním fotogrammetrickým metodám, jsou geometrie a parametry fotoaparátu vypočteny automaticky a bez použití vlícovacích bodů (Gómez-Gutiérrez et al. 2014). K vyrovnání všech parametrů, tj. souřadnic bodů, pozice a rotace kamer, je využito metody tzv. svazkového vyrovnání (Bundle Adjustment). Pro nastavení měřítka a souřadnicového systému lze poté použít několika vlícovacích bodů (min. 3). Celou metodu podrobně popisuje ve své publikaci Snavely et al. (2007).

Tvorba mračna bodů v programu Agisoft PhotoScan se skládala z následujícího postupu:

- Import fotografií (Workspace → Add Photos).
- Orientace snímků a generace řídkého mračna bodů (Workflow → Align Photos).
- Tvorba hustého mračna bodů (Workflow → Build Dense Cloud → zadáno Quality = high, Depth filtering = mild).
- Nastavení souřadného systému a měřítka (Show Markers → otevření fotografie se známým bodem → kliknutí pravým tlačítkem na známý bod → Create Marker → otevření další fotografie → kliknutí pravým tlačítkem na stejný bod → Place Marker v panelu Markers označení obou bodů → kliknutí pravým tlačítkem → Create Scale Bar → zadání vzdálenosti či souřadnic v tomto případě dle mapové aplikace Google Maps).



Obrázek 28: Pozice kamery při snímkování (vlevo), výsledné mračno bodů (vpravo)

Výsledný DMT byl z mračna bodů vytvořen pomocí softwaru ArcGIS, kde byla nejprve vytvořena trojúhelníková síť TIN (Triangulated Irregular Network) a poté rastrový model s velikostí pixelu 1×1 cm. DMT lze také vygenerovat přímo v Agisoft PhotoScan, pomocí příkazu *Export DEM*, a to jak z řídkého mračna bodů, hustého mračna bodů (doporučeno) či sítě.

Pro export ortofota v Agisoftu je třeba nejprve vytvořit digitální model terénu (*Workflow* \rightarrow *Build DEM*) či síť (*Workflow* \rightarrow *Build Mesh*).

Využití dat pro monitoring eroze

Využití takto získaných dat je možné jak při dlouhodobém monitoringu eroze, tak pro jednorázové snímkování aktuálního poškození pozemku.

Na jednotlivých výstupech (ať už se jedná o ortofoto nebo DMT) lze byť jen pouhým okem pozorovat charakter aktuálního erozního poškození (Obrázek 29) či dlouhodobý trend vývoje vegetace a celého pozemku. Z dlouhodobého hlediska lze tedy doporučit opakované nálety zkoumaných území. Pomocí GIS lze poté analyzovat změny jak na opakovaných ortofoto snímcích, tak také pomocí porovnání jednotlivých DMT. V případě dokonalé přesnosti a podrobnosti vytvořených DMT lze jejich odečtem získat informace o objemu erodovaného materiálu, či jeho depozici v rámci zkoumaného území. Přitom je ovšem nutné posoudit ještě další vlivy na změny v DMT (přítomnost vegetace, objemové změny vlivem vlhkosti aj.).


Obrázek 29: Výřez z ortofota (vlevo) a DMT (vpravo) erozních rýh, vytvořených v software Agisoft PhotoScan (vizualizace ArcGIS)

Co se týče hodnocení aktuálního erozního poškození, lze jej opět posoudit jak z barevného ortofota, čímž lze snadno identifikovat polohu a charakter poškození, tak z digitálního modelu terénu. Z něj lze vypočítat také objem erozního poškození, zejména v případě rýhové eroze. Metodika takového výpočtu je popsána v kapitole II.5.3.

V tomto případě byl DMT získaný pomocí UAV fotogrammetrie využit právě pro objemové hodnocení aktuálního erozního poškození. Hodnota objemu erozních rýh na pozemku byla kvantifikována na 8,7 dm³/m² neboli 131 t/ha. Tento výsledek potvrzuje, že erozní událost byla velmi významná a na sousední pozemky při ní bylo rýhami odplaveno extrémní množství zeminy.

Ukázka zpracování a využití dat pořízených komerčním náletem

V oboru snímkování pomocí UAV se na trhu profiluje stále více firem, a proto je možno snímkování konkrétní lokality poptat, a dostat tak již přímo finální produkty – ortofotosnímky a DMT, případně surová data k dalšímu zpracování. K tomuto účelu je vhodné spolupracovat s profesionálními firmami, které jsou schopné garantovat potřebnou přesnost poskytnutých dat.

Výhody a nevýhody komerčního náletu:

- Zabezpečení včasného termínu náletu po erozní události či v jiném požadovaném čase – vybraná firma nemusí být schopna takové časové flexibility, aby vždy vyhověla požadavkům.
- Přesná definice požadovaných dat a jejich zpracování dle požadavku, dostatečná preciznost, kterou zákazník nemá pod kontrolou.
- Finanční náročnost zejména v případě opakovaných náletů.
- Profesionální firma má zajištěná potřebná povolení od ÚCL, zákazník se o toto nemusí starat.
- + Profesionální zpracování dat pomocí profesionálních softwarů.
- + Časová úspora není třeba se účastnit náletu a zpracovávat data.

Komerční nálet byl uskutečněn po erozní události na zemědělském pozemku v Postupicích, následující odstavce stručně popisují použité postupy.

Popis lokality

Jedná se o zemědělsky využívaný pozemek v blízkosti obce Postupice ve Středočeském kraji, jižní část půdního bloku 1510/6, na kterém se nacházejí převážně kambizemě. V údolnici se potom nacházejí pseudogleje a v její nižší části jsou vlivem erozních procesů písčité erozní sedimenty. Celková plocha pozemku činí asi 74 ha, převažuje sklonitost 3–7°, tj. kategorie mírný sklon, v místě údolnice se však sklonitost pozemku pohybuje mezi 7–12° (střední sklon). Nadmořská výška pozemku se pohybuje mezi 397 a 453 m n. m.

Dne 27. 4. 2013 byla zájmová lokalita zasažena intenzivní přívalovou srážkou. Na pozemku došlo k plošné i rýhové erozi (Obrázek 30). Erozní rýhy o hloubce až 20 cm směřovaly na svažitém pozemku do údolnice, na jejímž úpatí se vytvořila sedimentační lavice. Odtud se odnesený materiál dostával přes příjezdovou silnici vedoucí do obce přímo do Dolejšího rybníka. Vzrůst zaseté vegetace se po události zpomalil.



Obrázek 30: Pozemek u Postupic po srážkové události

UAV snímkování a tvorba DMT

Po již zmíněné erozní události byla v rámci výzkumu požádána společnost GEODIS BRNO, s. r. o. o pořízení bezpilotních leteckých snímků postiženého pozemku u Postupic. Pro snímkování pozemku byla použita dálkově řízená bezpilotní kvadrokoptéra UAV MD 1400 s fotoaparátem Canon EOS 550D. Na lokalitě bylo pořízeno 716 snímků v letové hladině 50 m. Jako výsledný produkt z tohoto snímkování byl dodán digitální model terénu (2 cm/pixel) a ortofotosnímky s rozlišením 1cm/pixel. V různých částech procesu pořízení a vyhodnocení dat byly společností GEODIS použity následující softwarové prostředky – Orbit GIS (plán letu), Agisoft PhotoScan (ortofoto, DMT) a Adobe Photoshop (postprocessing).



Obrázek 31: Kvadrokoptéra UAV MD 1400 s příslušenstvím

Na základě vyhodnocení získaného digitálního modelu byla zjištěna jeho nedostatečná podrobnost pro jeho další využití, což bylo způsobeno vysokou letovou hladinou (přibližně 50 m). Proto byl dodavatel dat osloven s dotazem, jakou maximální přesnost poskytují stereofotogrammetricky pořízené snímky, pokud by byly analyzovány podrobně manuálně. Vzhledem k vysoké náročnosti a tudíž i ceně takového řešení, byla tato zpřesněná data objednána pouze pro část lokality. Výsledkem manuálního stereoskopického vyhodnocení bezpilotních snímků není rastrový DMT, ale vektorový model konkrétních erozních rýh. Digitalizovány jsou vždy lomové hrany rýhy a úroveň dna rýhy, případně dno rýhy v celé jeho šířce, pokud není předpokládán trojúhelníkový průřez. Získaný vektorový model byl dále zpracováván převedením do TIN.

Porovnání všech získaných modelů prokázalo, že data pořízená v takovéto letové hladině lze vyhodnotit do úrovně, kdy se hloubka rýh výrazně blíží reálné hloubce (cca 15% chyba), základní nasnímaná data jsou proto vhodná pro tuto aplikaci. Manuální vyhodnocení na rozsáhlých plochách v podmínkách sledovaného území, kdy došlo k vytvoření extrémně husté sítě erozních rýh, však není z ekonomického ani časového hlediska zvládnutelné.

Doporučeným postupem při získání málo podrobných dat (ať už vlivem vysoké letové hladiny, špatným nastavením fotoaparátu, nedostatečnými překryvy apod.) je jejich verifikace pomocí pozemní fotogrammetrie, popsané v kapitole II.5.2.

Využití dat pro monitoring eroze

DMT poškozeného území byl dále využit pro kvantifikaci erozního poškození po uvedené srážkové události – metodika výpočtu viz kapitola II.5.3. Na vyhodnoceném pozemku o rozloze 12,5 ha došlo k odnosu z erozních rýh a centrální údolnice přibližně 238 t/ha. Pozemek byl rozdělen do tzv. reprezentativních ploch, pro něž byl objem spočítán. Průměrnou výšku smyvu z jednotlivých území lze pozorovat na následujícím obrázku (Obrázek 32), kdy centrální nejvíce erodovaný pruh představuje údolnici, k níž se svažují obě přilehlé části pozemku. Pozemek tvoří povodí se závěrovým profilem na jižním okraji. Poblíž tohoto profilu vznikla sedimentační lavice, jejíž objem byl také odhadnut.

Jak již bylo uvedeno v předchozí kapitole, data pořízená pomocí UAV fotogrammetrie lze využít také pro dlouhodobý monitoring eroze pozemků, či celých povodí. Jak na ortofotu, tak na DMT lze pozorovat změny jednotlivých erozních útvarů, ale také tzv. off-site efekty.



Obrázek 32: Výška smyvu po erozní události na zemědělském pozemku v Postupicích

II.5.2 Pozemní fotogrammetrie

Při metodě pozemní fotogrammetrie (Terrestrial Photogrammetry) je snímkování prováděno ze země. V klasických učebnicích je pozemní fotogrammetrie zmiňována v souvislosti s mapováním 3D objektů z pozemního stanoviště. Její podmnožinou je pak blízká fotogrammetrie (Close-range Photogrammetry), která nalézá s rozvojem výpočetní techniky uplatnění v mnoha aplikacích. Digitální pozemní fotogrammetrie je efektivní bezkontaktní metoda, která poskytuje data s velmi vysokým rozlišením (méně než milimetrové). V erozní problematice je blízká fotogrammetrie v posledních letech hojně užívaným nástrojem. Je využívána pro hodnocení eroze při měření na laboratorních dešťových simulátorech (Brasington & Smart 2003; Rieke-Zapp & Nearing 2005), experimentálních plochách (Gessesse et al. 2010) či pro dlouhodobý monitoring eroze zemědělských pozemků (Wells et al. 2016). Modelování erozních strží je také prováděno nejen pomocí UAV, ale i pomocí pozemního snímkování (Castillo et al. 2012; Kaiser et al. 2014; Castillo et al. 2015). V tom nejdetailnějším měřítku je potom pomocí této metody zkoumána drsnost povrchu půdy (Aguilar et al. 2009; Marzahn et al. 2012).

Postupy a technika pro snímkování

Klíčovou volbou je snímaná plocha a potřebný detail finálního výstupu. Čím menší plochu a s vyšším rozlišením použitého fotoaparátu snímáme, tím vyšší podrobnosti GSD (velikost pixelu na zemském povrchu) jsme schopni dosáhnout.

V současné digitální fotogrammetrii se obvykle nepracuje s termínem rozlišení, ale se zkratkou **GSD (Ground Sampling Distance)**. Tato hodnota odpovídá vzdálenosti středů pixelů pořizovaných snímků na zemském povrchu (mm) v kolmém průmětu. Obvykle se odhaduje, že je potřebná minimálně dvojnásobná vstupní hodnota GSD kvalitních snímků vstupujících do analýzy, oproti finálnímu horizontálnímu rozlišení výstupu, a čtyřnásobná oproti finálnímu vertikálnímu rozlišení. Tedy, že lze fotogrammetricky dosáhnout zhruba poloviční přesnosti u Z souřadnic oproti souřadnicím XY. Tyto odhady jsou samozřejmě velmi orientační.

Pro sub-milimetrovou přesnost pracujeme obvykle se snímací výškou do 2 m. Při vhodných světelných a povětrnostních podmínkách v terénu nebývá potřebné fotografovat ze stativu. Při potřebě obsáhnout větší fotografovanou plochu je možné fotoaparát jednoduše uchytit na teleskopickou tyč, nejlépe se stativovou hlavou, ale postačí i manuální montáž (Obrázek 33). Výrobci fototechniky, ale i termovizní UAV techniky nabízí již i výsuvná teleskopická řešení.

Důležité je zachovat na všech snímcích, které vstupují do společného vyhodnocení identické osvětlení. Ideální je fotografovat v rozptýleném osvětlení, tedy pod souvislou oblačností, nebo mít celou snímanou plochu odstíněnou. V případě fotografování v přímém slunečním světle, je třeba celou kampaň zvládnout dostatečně rychle, aby nedošlo k posunům úhlu osvětlení, a žádná část snímané plochy nesmí být dočasně zastíněna (např. fotografem, nebo stínem fotoaparátu).

Všechny snímky vstupující do následného vyhodnocení musí mít zachovány identické parametry vnitřní orientace. To v zásadě znamená, že nesmí dojít ke změně ohniskové vzdálenosti, fotoaparát musí mít vypnuty systémy odstranění pohybové neostrosti (ať již pohybem čipu, nebo pohybem vnitřních členů objektivu). Optimálně by se neměla měnit ani zaostřovací vzdálenost ani clonové číslo a snímky nesmí být následně ořezávány ani geometricky upraveny (např. výrazně doostřovány).

Nejlepší variantou je použití objektivu s pevnou ohniskovou vzdáleností a bez plovoucích vnitřních členů (tedy bez antivibračních systémů). Typ fotoaparátu o přesnosti výsledku nerozhoduje, pokud je schopen poskytnout dostatečné rozlišení (např. přesahující 10 Mpix). Modernější fotoaparáty a fotoaparáty s většími čipy mají výhodu v nižším šumu při vyšších hodnotách ISO a jsou tak použitelné i v horších světelných podmínkách. Před použitím je ideální variantou mít k dispozici kalibraci snímací sestavy, která nám poskytne základní informaci o dosažitelné přesnosti fotogrammetrického výstupu. Provedení kalibrace dle návodu výrobce je např. v programu PhotoModeler Scanner jednoduchou automatizovanou a časově nenáročnou úlohou pro každého zpracovatele. Teoretická optimální ohnisková vzdálenost odpovídá úhlu záběru blízkému cca 50° (tedy ekvivalent ohniskové vzdálenosti přibližně 35 mm u čipu velikosti kinofilmu), ale není problém pracovat s širokoúhlými objektivy, jejichž výhodou je mnohem větší snímaná plocha při identické snímací vzdálenosti (Tabulka 18). Důležitá je ostrost obrazu až do okrajů snímku a dostatečná hloubka ostrosti, tedy zaclonění objektivu.

Při snímkování je v zásadě možno postupovat dvěma způsoby, a to v závislosti na plánovaném použitém SW:

 V případě zpracování dat v SW pracujícím stereofotogrammetricky (např. PhotoModeler Scanner) je ideální na všech snímcích plánovaného projektu zachytit celou vyhodnocovanou plochu (100% překryv snímků). Pro správný výpočet modelu však postačují jako minimum 2 párové snímky, optimální jsou 2 na sebe kolmé svislé stereopáry a 4 šikmé snímky ze 4 stran např. pod úhlem 45°.



Obrázek 33: Jednoduché uchycení fotoaparátu a způsob snímání při pozemní fotogrammetrii

2. V případě zpracování v SW pracujících systémem SfM (kombinace průsekové fotogrammetrie s dalšími postupy, např. SW Agisoft PhotoScan) je optimální pořídit vysoké množství snímků, pokrývající řešenou plochu, s optimálními překryvy přesahujícími 80 % (případně alespoň 60 %) a tyto snímky vyhodnocovat společně. Není třeba sestavu předem kalibrovat.

V pozemní fotogrammetrii je vždy vhodné referencovat výsledný vytvořený model na základě známých zaměřených vlícovacích bodů, tedy použít buď referenční rám (viz ukázka v následujících kapitolách) nebo do snímané plochy umístit přesně zaměřené terče s vlícovacími body (Obrázek 33). Výhodou je použití terčů správného typu a velikosti, jež pak dokáže příslušný SW automaticky identifikovat a odpadá časově náročné manuální označování pozic terčů.

Software pro zpracování snímků

Pro pozemní (blízkou) fotogrammetrii se využívají identické SW prostředky jako pro UAV fotogrammetrii (kapitola II.5.1), není důvod tedy obě skupiny znovu popisovat. Není vhodné zde pracovat se stereofotogrammetrickými softwary určenými pro zpracování družicových nebo leteckých snímků (např. Geomatica Orthoengine), neboť poměry mezi celkovou snímací výškou a velikostí (výškou) snímaných objektů výsledného 3D modelu jsou řádově menší a tyto programy nejsou pro taková data navrženy. Nicméně fotogrammetrické programy určené pro UAV a blízkou fotogrammetrii jsou schopny dosáhnout kvalitních výsledků jak v případě využití stereofotogrammetrie, tak i v případě využití metod typu Structure from Motion.

Na rozdíl od UAV fotogrammetrie, kde v současné době převládá využití SW orientovaných na SfM, mají pro pozemní fotogrammetrii oba přístupy své výhody a nevýhody a stereofotogrammetrické zpracování může být výhodným postupem např. pro pořizování časové řady změn konkrétního terénního prvku. Porovnání obou typů SW je uvedeno v rámečcích výhod a nevýhod.

PhotoModeler Scanner

- Před zpracováním snímků v SW je nutné provést kalibraci snímací sestavy a její hodnoty použít při výpočtu modelu, či provést kalibraci současně s výpočtem projektu.
- Snímanou plochu je optimální mít pokrytou ze 100 % všemi snímky, což vede k omezení rozsahu snímané plochy.
- vyžaduje větší odborné znalosti pro ovládání software.
- Vyžaduje podstatně menší množství snímků (optimálně 8) pro projekt. Tím lze krom úspory času při snímání snadno zkontrolovat kvalitu nebo případné chyby snímků vstupujících do výpočtu.
- Možnost podrobného nastavení parametrů výpočtu a geometrické korektnosti výsledného modelu
- + Rychlý výpočetní čas (obvykle v řádu minut).
- Automatická georeference výstupu při použití referenčního rámu (výhodná při pořizování časových řad).

Agisoft PhotoScan

- Vyžaduje vysoké množství snímků čím více tím lépe, což ovlivňuje rychlost výpočtu.
- Vysoké nároky na hardwarové vybavení.
- Dlouhý výpočetní čas (v případě nastavení vysoké kvality výstupu).
- + Zpracování dat i bez kalibrace fotoaparátu.
- + Nízké nároky na orientaci pořizovaných snímků.
- + Nižší nároky na odbornou znalost, snadné ovládání softwaru.
- Částečný překryv vstupních snímků umožňuje mapování "neomezeně" rozsáhlých lokalit.

Ukázka aplikace – monitoring drsnosti a konsolidace povrchu půdy

Pro měření konsolidace a drsnosti půdy bylo využito stereofotogrammetrické metody. Základním principem bylo je vytvoření digitálního modelu terénu (DMT) ze snímků experimentální plochy. Snímků bylo pořizováno pro každou plochu celkem 8. Vždy byly pořizovány 4 fotografie v šikmém směru (pod přibližným sklonem 45°) z každé strany referenčního rámu a další 4 snímky (stereofotografie) byly foceny kolmo na snímanou plochu, z přibližné výšky 160 cm. Jedná se vždy o 2 stereopáry, které jsou navzájem na sebe kolmé (snímky ve stereo dvojici jsou od sebe vzdáleny cca 50 cm) (Bauer et al. 2015).

Pro parametrizaci půdní drsnosti byl z mnoha jiných parametrů zvolen náhodný index drsnosti (rrAR), který je nejběžněji využívaný (Bauer et al. 2015). Ten se vypočítá jako směrodatná odchylka výškových hodnot v logaritmickém měřítku, z nichž se následně odstraní horních a spodních 10 % hodnot. Tento index je zakomponován také v RUSLE, kde jeho negativní exponenciální korelace mezi drsností půdního povrchu a půdní erozí vysvětluje efekt snížení drsnosti v čase (Renard et al. 1997).

Popis lokality

Měření bylo prováděno na experimentálních plochách, které se nachází ve Středočeském kraji přibližně 10 km západně od Prahy u obce Červený Újezd na pozemcích, které vlastní Výzkumná stanice České zemědělské univerzity. Půdním typem se jedná o hnědozem. Terén je v oblasti rovinatý

a tedy zajišťuje dobrý vsak srážkových vod. Půda je mírně až středně pórovitá (45–50 % objemu), obsahuje malé množství humusu (1–2 %), má nižší sorpční kapacitu (8–17 mmol+/100 g) a je slabě kyselá (pH = 5,6–6,5). Průměrná nadmořská výška území je 405 m n. m. V rámci experimentu byly porovnávány čtyři druhy obdělávání půdy pomocí radličkového kypřiče (pole A), rotavátoru (kypřič s horizontálním rotorem) (pole B), talířového podmítače (pole C) a pluhu (pole D), které se lišily kromě použité mechanizace také hloubkou zpracování (Obrázek 34 a Tabulka 16). Pro každou z těchto úprav A–D bylo vytvořeno pět experimentálních ploch 1 až 5.



Obrázek 34: Testované plochy A (nahoře) – D (dole): použitá mechanizace – fotografie terénu – 2× převýšený DMT

······································					
Kultivace	1. série (cm)	2. série (cm)	_		
A – radličkový kypřič	7,5	9,5			
B – rotavátor	8,6	11,8			
C – talířový podmítač	4,9	10,0			
D – pluh	14,1	29,5			

Tabulka 16: Průměrné hloubky zpracování testovacích ploch

Postup získání dat

K přesnému vyhodnocování změn na jednotlivých vzorcích půdy byl použit jednoduchý hliníkový referenční rám o rozměrech 1,2 × 1,2 m, který byl usazován na stále stejná místa pomocí železných tyčí nad jednotlivými experimentálními plochami. Na rámu jsou umístěny vlícovací body o velikosti 5 × 5 cm, které slouží k určení lokálních souřadnic (Obrázek 35).



Obrázek 35: Referenční rám a způsob jeho uchycení nad testovanou plochou

Pro popis vývoje konsolidace a drsnosti půdy byly provedeny dvě série měření. První série byla provedena v období podzim–jaro 2015/2016 (Macháčková 2016) a druhá v jarním období roku 2016 (Florian 2016). Každá série zahrnovala měření v určitých časových intervalech, které se od počátku kultivace povrchu postupně zvětšovaly s tím, jak se změna drsnosti či konsolidace postupně zpomalovala. Přibližný časový odstup byl 0-1-3-5-7-7-14-14-21-21 dní, přičemž pokud se nad místem vyskytla významná srážková událost, bylo měření provedeno následující den. Seznam provedených měření je uveden v následující tabulce (Tabulka 17).

Seznam provedených měření		Seznam provedených měření					
	#	Datum	Časový odstup (dny)		#	Datum	Časový odstup (dny)
	0	24.9.2015	instalace ploch		0	21.4.2016	instalace ploch
	1	24.9.2015	0		1	22.4.2016	1
	2	25.9.2015	1	t	2	26.4.2016	4
	З	28.9.2015	З	rime	З	29.4.2016	З
	4	1.10.2015	З	xpe	4	9.5.2016	10
÷	5	9.10.2015	8	ъ.	5	24.5.2016	15
men	6	16.10.2015	7		6	10.6.2016	17
peri	7	2.11.2015	17		celk	em	50
. ex	8	23.11.2015	21				
-	9	9.12.2015	16				
	10	14.1.2016	36				
	11	29.1.2016	15				
	12	24.2.2016	26				
	13	19.4.2016	55				
	celk	em	208				

Tabulka 17: Seznam provedených měření během 1. a 2. série experimentů

Tabulka 18: Použitá fototechnika s výslednými kvalitativními hodnotami kalibrace

÷	Apx)		+	Výsledky kalibrace ve PhotoModeleru Scanneru		
Fotoapará	Rozlišení senzoru (N	Objektiv	Ohnisková vzdálenos (mm)	Overall Residual RMS (px)	Max. Residual (px)	Photo Coverage (%)
Sony NEX-5N	16,1	Sony 16 mm/2,8	16	0,186	1,11	76
		Sony 18–55 mm/3,5–5,6	18	0,45	1,7	83
Sony NEX-5R	16,1	Sony 16 mm/2,8	16	0,21	0,89	79
Sony A-6000	24,3	Sony 18–55 mm/3,5–5,6	18	0,45	3,12	77

Pro měření byl použit fotoaparát SONY NEX-5N, 5R (rozlišení 16,1 Mpx) a A-6000 (rozlišení 24,3 Mpx) s objektivem SONY s pevným ohniskem 16 mm a zoomem 18–55 mm. Pro každou kombinaci fotoaparátu a objektivu byly vytvořeny kalibrační soubory (Tabulka 18), které slouží k vyloučení vzniklých optických deformací snímku.

Během provádění experimentů byla sledována také data ze srážkoměrné stanice umístěné v rámci Výzkumné stanice ČZU. Celkový úhrn srážek během 1. série měření byl 223,0 mm (během prvních srovnatelných a zde prezentovaných 60 dní to bylo 89,2 mm) a 103,5 mm během 2. série experimentů. Více než celkové úhrny jsou však důležitější maximální hodinové a denní srážkové úhrny, které se nad daným územím vyskytovaly především v jarních měsících. Zatímco během 1. série měření dosáhly maximální hodnoty 21,1 a 13,8 mm/24 hod, během 2. série to bylo 48,4 a 26,4 mm/24 hod.

Vytvoření bodového mračna a DMT

Základním postupem vyhodnocení snímků je vytvoření bodového mračna pomocí softwaru PhotoModeler Scanner, což zahrnuje následující kroky:

- Import sady fotografií (vždy 8 fotografií pro jednu plochu a jedno opakování) (Automated Project → SmartPoint Project → Add Photos).
- Vložení kalibračního souboru použitého fotoaparátu a objektivu (Camera Source → A calibrated camera... → Browse...).
- Vytvoření sítě bodů a nastavení hodnot (Project Options → Create Dense Mesh → DSM Settings – nastavení hodnoty 1 pro Downsample Level a Point Spacing pro zvýšení hustoty bodů → Run).
- Označení referenčních terčů na rámu (Marking → Automatic Target Marking → Mark Points).
- Určení souřadného systému (View → External Geometry Explorer → Add/Import External Geometry → Define control or check... výběr souboru definující souřadný systém → Import File in milimeters).
- Export bodového mračna a ortofota (Export → Export Model jako txt Export Ortophoto).

Každé mračno bodů popisuje povrch nafoceného terénu pomocí souřadnic X, Y a Z s počátkem ve středu jednoho z referenčních terčů na rámu.

Tato mračna byla dále zpracovávána v programu ArcGIS 10.3, kde z nich byly vytvořeny výsledné DMT s velikostí pixelu 1 mm. Postup v softwaru ArcGIS zahrnoval následující kroky:

 Import bodových mračen ve formě souřadnic XYZ do nové třídy prvků (ASCII 3D to Feature Class – Output Feature Class: Point).

- Přiřazení každému bodu souřadnice Z (Add Z Information Output Property: Z).
- Vytvoření rastrového modelu povrchu terénu DMT (*Topo to Raster Output Cell Size*: 1, *Output Extent*: 100 100 1100 1100 ořez na plochu 1 × 1 m uprostřed rámu, Margin in Cells: 20, *Drainage Enforcement*: NO_ENFORCE, *Primary Type of Input Data*: SPOT, *Maximum Number of Iterations*: 30).

Výsledný počet bodů nad touto plochou se pohyboval přibližně od 800 000 do 1 000 000 bodů v případě fotoaparátu SONY NEX-5N a přibližně od 1 400 000 do 1 600 000 bodů při použití SONY A-6000. Tyto DMT jednotlivých ploch byly dále vyhodnocovány a porovnávány.

Využití dat pro monitoring eroze

Mezi hlavní dvě sledované veličiny patří drsnost půdního povrchu a konsolidace.

Drsnost půdního povrchu je reprezentována jako směrodatná odchylka skutečné výšky terénu od průměrné výšky stejně, jako je tomu při výpočtu subfaktoru drsnosti v RUSLE. Konsolidace půdy je uvažována jako pokles průměrné výšky povrchu terénu na sledované ploše l × l m.

Výsledky experimentu přináší data o chování jednotlivých ploch upravených různými způsoby mechanizace. K dispozici jsou výsledky absolutních hodnot drsnosti půdního povrchu a jejich pokles v čase v důsledku působení dešťových kapek a ostatních přirozených erozních činitelů jako je působení větru a slunce. Dále byly vyhodnoceny poklesy půdy během jednotlivých měření a celková konsolidace testovacích ploch.

Konsolidace půdy

Výsledky (Obrázek 36) ukazují průběh konsolidace během 1. série experimentů. Z grafu je patrné, že nejvyšších změn dosahují všechny testované plochy s příchodem prvních dešťů, tj. mezi dny 10–12 a následně mezi dny 17–22. Tento výrazný pokles je způsoben především vysokým úhrnem srážek, kdy za tuto dobu spadlo 50,8 mm z celkových 89,2 mm, tj. cca 57 % celkového úhrnu. Obrázek 37 zobrazuje průběh konsolidace během 2. série experimentů. Z grafu je opět patrný skokový pokles půdy po přívalovém dešti okolo 31. dne, kdy celkový úhrn dosáhl 48,4 mm/24 hod. Následně stejná situace se opakuje mezi 38.–42. dnem, kdy došlo k úhrnu 26,4 mm/24 hod.



Obrázek 36: Konsolidace půdy – experiment 1



Obrázek 37: Konsolidace půdy – experiment 2

Z hlediska porovnání ploch dle kultivace je zřejmé, že k nejvyšší změně dochází u půdy zpracované pomocí pluhu. To je způsobeno především hloubkou zpracování půdy (hloubka nakypření), která byla v obou sériiích nejvyšší právě u plochy D a dosahovala přibližně 14 a 30 cm oproti např. ploše C, kde byly tyto hodnoty pouze 5 a 10 cm (Tabulka 16). Dalším důležitým faktorem ovlivňujícím konsolidaci je velikost a tvar vytvořených půdních agregátů a s tím související množství pórů ve svrchní vrstvě půdy. U plochy D zkultivované pomocí pluhu je právě velikost těchto agregátů nejvyšší a s tím i prostorů, kam se můžou rozpadlé částice uvolnit a snížit tak průměrnou výšku testované plochy.

Obrázek 38 zobrazuje průběh drsnosti půdního povrchu během 1. série experimentů. Stejně jako v případě konsolidace, i drsnost povrchu je významně ovlivňována srážkami, které způsobují rozpad půdních agregátů na menší shluky půdních částic. Největší změny jsou patrné opět kolem 10. a 20. dne. Z hlediska počátečních hodnot dosahuje nejvyšší drsnosti pole D zkultivované pomocí pluhu, který za sebou zanechává největší půdní agregáty s velmi rozmanitým tvarem.



Obrázek 38: Drsnost půdy – experiment 1

Stejná situace se opakuje i ve druhé sérii měření (Obrázek 39), kde k zásadní změně dochází opět okolo 31. dne, kdy došlo k velké srážkové události. Drobné odchylky je možné pozorovat i mezi 3.–10. dnem, kdy dochází k nepatrnému zvýšení drsnosti. To je pravděpodobně způsobeno použitím jiného fotoaparátu s vyšším rozlišením, tj. fotoaparátu SONY A-6000 s 24,3 Mpx namísto obvyklého fotoaparátu SONY NEX-5N s 16,1 Mpx, který v době několika experimentů nebyl z důvodu opravy k dispozici. Toto vyšší rozlišení fotoaparátu v důsledku vytvoří přibližně o 60 % více bodů, čímž dojde k vyššímu rozlišení terénních nerovností, které se jinak neprojeví, a tím pádem ke zvýšení hodnot drsnosti.



Obrázek 39: Drsnost půdy – experiment 2

Srovnání jednotlivých ploch A-D mezi sebou se v jistém ohledu podobá výsledkům konsolidace. Nejvyšších hodnot dosahuje drsnost u plochy D, kde kultivace pomocí pluhu za sebou zanechává největší půdní agregáty. To do jisté míry souvisí i s největší hloubkou záběru. Z hlediska porovnání ostatních způsobů kultivace je nejvíce podobných výsledků dosaženo u ploch A a C, tj. kultivace pomocí radličkového kypřiče a talířového podmítače. Použití rotavátoru u plochy B v obou případech za sebou zanechává nejhladší povrch s minimem nerovností. Obrázek 40 zobrazuje ilustrativní změny půdního povrchu během 2. série experimentů.

Hodnoty drsnosti a konsolidace půdního povrchu mohou být využitelné například pro:

- Určení hodnot povrchové drsnosti do erozních modelů (RUSLE aj.).
- Určení hodnot Manningovy drsnosti do fyzikálně orientovaných modelů povrchového odtoku.
- Určení hodnot retenční kapacity povrchu půdy pro zadržení srážky před rozvojem povrchového odtoku.
- Definování drsnosti povrchu pro kalibraci hyperspektrálních snímků (kapitola II.3.1).
- Popisu změn konsolidace a tedy i změn objemové hmotnosti, pórovitosti a hydraulické vodivosti orniční vrstvy povrchu.



Obrázek 40: Viditelné změny povrchu půdy na začátku a konci 2. série experimentů

II.5.3 Kvantifikace objemu erozních jevů pomocí fotogrammetrie

Pomocí digitálního modelu povrchu půdy, získaného po erozní události, lze kromě identifikace a monitoringu erozních objektů také kvantifikovat jejich objem.

V porovnání s klasickými kontaktními metodami měření jako jsou profiloměry (Casalí et al. 1999; Sobotková & Dumbrovský 2015) či řetězy (Saleh 1993; Merrill et al. 2001) lze dosáhnout výrazného zpřesnění i úspory času pro vyhodnocení.

Nejpoužívanějším přístupem pro vyhodnocení objemu erozního poškození bezkontaktními metodami je odečet dvou digitálních modelů povrchu půdy z různých časových období (Gessesse et al. 2010; Wells et al. 2016). V běžných podmínkách však obvykle není k dispozici model povrchu půdy před erozní událostí. Proto je pro výpočet objemu erozních objektů potřeba zrekonstruovat jejich tzv. původní povrch. V některých studiích lze nalézt postup pro tuto rekonstrukci pomocí 3D stereoskopických brýlí (d´Oleire-Oltmanns et al. 2012; Peter et al. 2014).

Nově vyvinutá metoda představuje automatický výpočet objemu erozních útvarů pomocí skriptu, vytvořeného v prostředí Python. Metoda je vhodná jak pro výpočet objemu jednotlivých rýh, které lze modelovat pomocí blízké fotogrammetrie, tak také pro kvantifikaci objemu erozního poškození celého zemědělského pozemku, či povodí. Vstupní data o poškození rozsáhlejších území pak lze nejlépe získat pomocí UAV. Další možností je také hodnocení objemu strží, kdy se UAV jeví opět jako vhodný prostředek vzhledem k časté nedostupnosti takovýchto území.

Algoritmus pro výpočet objemu erozních rýh je představen v následující kapitole.

Algoritmus pro výpočet objemu erozních rýh

Algoritmus byl vytvořen v prostředí Python a výpočet tak lze provést v prostředí ArcGIS či jiném GIS software (např. SAGA GIS, GRASS GIS atd.). Vstupem pro výpočet je podrobný digitální model rýhy, vytvořený pomocí UAV fotogrammetrie, pozemní fotogrammetrie, laserového skenování či jinou, méně přesnou metodou. Dalším krokem je potom vytvoření polygonu hrany rýhy, který může být vytvořen buď manuálně (nejlépe dle podloženého ortofota rýhy), či automaticky (např. využitím hranového detektoru). Při tvorbě polygonu je důležité dbát na to, aby jeho vrcholy byly umísťovány těsně za hranou rýhy tam, kde již povrch půdy není erodován (či jen minimálně vzhledem k tomu, že nelze vyloučit plošnou erozi).

Objem erozní rýhy je poté vypočten v několika krocích. Prvním z nich je vygenerování bodové vrstvy z vrcholů polygonu, do kterých jsou dále importovány hodnoty výšky (tedy "z" souřadnic) z digitálního modelu rýhy. Z této bodové vrstvy je v dalším kroku vytvořen model TIN, který je následně konvertován do rastrového formátu. Tak je vytvořena digitální aproximace původního modelu terénu před erozní událostí. Následuje odečtení DMT rýhy od tohoto tzv. původního DMT pro získání rozdílového rastru, ze kterého již lze vypočíst objem rýhy vynásobením plochy rýhy a průměrné hodnoty rozdílového rastru. Postup je také znázorněn na následujícím obrázku (Obrázek 41).



Obrázek 41: Postup výpočtu objemu erozní rýhy – vytvoření polygonu hrany rýhy (vlevo nahoře), odečet modelu původního povrchu půdy (a) a modelu rýhy (b), výsledkem je rozdílový DMT (c)

Rozdílový rastr na obrázku je tvořen zejména zápornými hodnotami (reprezentujícími pokles terénu po erozní události). Případné kladné hodnoty na okrajích modelu jsou způsobeny nepřesným umístěním polygonu hrany a lokálními prohlubněmi na okrajích rýhy. Tyto chybné hodnoty na okrajích rýhy mohou být v poslední fázi před výpočtem objemu z rozdílového rastru automaticky odstraněny tak, aby výpočet neovlivnily.

Ukázka aplikace – výpočet objemu umělé erozní rýhy pomocí pozemní fotogrammetrie

Algoritmus pro výpočet objemu byl testován na erozní rýze uměle vytvořené na skutečném pozemku soustředěným povrchovým odtokem. Povrch terénu byl nasnímán před a po vytvoření rýhy (Obrázek 42).



Obrázek 42: Povrch půdy před (vlevo) a po vytvoření umělé rýhy

Metodika výpočtu

Digitální modely obou povrchů (před a po vytvoření rýhy) byly vytvořeny stereofotogrammetricky pomocí softwaru PhotoModeler Scanner. Dalším vstupem pro výpočet je potom polygon hrany rýhy. V tomto případě bylo manuální digitalizací vytvořeno 8 polygonů hran pro otestování vlivu jejich umístění na výsledný objem (Obrázek 43). Při jejich tvorbě bylo dbáno na to, aby byly postihnuty různé možnosti umístění – od přesného umístění polygonu těsně za hranu rýhy (P1), přes méně přesné umístění za použití méně vrcholů polygonu (P2–P7) až po umístění ve větší vzdálenosti od rýhy (až několik centimetrů od hrany) (P8).



Obrázek 43: Digitální model rýhy s osmi testovacími polygony hrany rýhy

Pomocí skriptu byl následně vypočten objem rýhy přes každý polygon. Jak je již popsáno výše, jedním z kroků výpočtu je tvorba tzv. původního povrchu rýhy z výškových hodnot okolního terénu v místech vrcholů polygonu. Tento vypočtený původní povrch je pro každý z osmi polygonů vykreslen na následujícím řezu testovací rýhou (Obrázek 44).

V řezu rýhy je patrné, že umístění a tvar polygonu hrany ovlivňuje vzhled tzv. původního povrchu rýhy, vytvořeného pomocí skriptu, a tím pádem i výsledného objemu. V levé části rýhy je například patrné, že vypočtené povrchy sahají níže, než skutečná hrana rýhy. To je pravděpodobně způsobeno tím, že vrcholy polygonu byly při jeho tvorbě umístěny do lokálních prohlubní terénu vedle rýhy. Výškové hodnoty těchto prohlubní byly poté promítnuty do vrcholů a následně vytvořený původní povrch tak sahá níže. Tento jev je nicméně lokálního charakteru, jak je patrné z pravé části řezu, kde je povrch vždy umístěn ve správné výšce. Další nepřesností je potom například to, že povrch P3 v levé části rýhy nedosahuje jejího okraje, je umístěn uvnitř rýhy. To je pravděpodobně způsobeno tím, že polygon byl v tomto místě zakreslen do prostoru rýhy, což je patrné i v detailním výřezu umístění polygonů (Obrázek 43), kde linie P3 probíhá již tmavší částí rýhy, což značí větší hloubku. Oproti polygonu P3 je však většina povrchů naopak přetažena až za okraj rýhy. To znamená, že poly gony byly umístěny příliš daleko od hrany. Tento jev však v případě, že se přetažení nachází zároveň pod hranou rýhy, neovlivňuje výsledný objem rýhy. Po odečtení modelu rýhy od původního povrchu, jsou totiž pomocí algoritmu z výsledku eliminovány okrajové hodnoty s opačným znaménkem, vzniklé právě touto chybou.



Obrázek 44: Řez rýhou s tzv. původními povrchy vytvořenými pomocí algoritmu pro každý polygon, doplněný o digitální model skutečného povrchu půdy před tvorbou rýhy

Do řezu rýhou (Obrázek 44) byl také umístěn model povrchu půdy před vytvořením rýhy. Zde je patrné, že reálný původní povrch byl více zvlněný, než povrchy uměle vytvořené pomocí skriptu. To však bohužel nelze zohlednit ve výpočtu vzhledem k tomu, že informace o původním reálném povrchu před erozí běžně není známá. Skript potom tvoří povrch pomocí trojúhelníkové sítě mezi body (vrcholy polygonu) umístěnými za hranou rýhy a je tak více méně rovinný, kopíruje pouze výšky zmíněných bodů.

Vypočtený objem rýhy

Výsledky objemů rýhy, spočítané přes rozdílně umístěné polygony, jsou shrnuty v následující tabulce.

Polygon	Plocha polygonu (dm²)	Objem rýhy (dm³)
Pl	19,332	8,904
P2	19,229	8,846
P3	19,123	8,926
P4	19,532	9,134
Р5	19,683	9,245
P6	19,204	8,914
P7	20,064	9,366
P8	20,588	9,417

Tabulka 19: Objem rýh pro různé polygony

Z tabulky výsledků je zřejmé, že tvar vstupního polygonu hrany rýhy skutečně ovlivňuje výsledný objem. Objem je závislý zejména na ploše vstupního polygonu. Čím větší je plocha polygonu, tím větší je i výsledný objem. Tento jev je způsoben dvěma fakty. Prvním z nich je, že některé polygony o malé ploše (P3, P6, P2, P1) neuzavírají správně rýhu, objem pod nimi je menší, což je patrné z řezu rýhou (Obrázek 44). V případě větších polygonů zároveň s lepším uzavřením rýhy stoupá také možnost zahrnutí dalších prohlubní, které se nachází za rýhou. Jejich objem je potom také započítán do celkového výsledku. Doporučující postup pro tvorbu polygonu hrany je umístit polygon spíše více za hranu rýhy tak, aby byla rýha bezpečně pokryta, nicméně ne příliš daleko od této hrany. Vypočtené objemy se však od sebe neliší více než o 5 %.

Dále bylo provedeno porovnání výsledků se skutečným objemem rýhy, spočítaným odečtením modelu rýhy od modelu skutečného povrchu půdy před jejím vytvořením. (Tabulka 20).

Polygon	Plocha polygonu (dm²)	Skutečný objem rýhy	Objem rýhy ze skriptu	Odchylka výsledků
		(dm³)	(dm³)	(%)
P4	19,532	10,449	9,134	12,580
P8	20,588	10,529	9,417	10,563

Tabulka 20: Porovnání mezi výsledky ze skriptu a skutečným objemem rýhy

Výsledky vypočítané pomocí skriptu se od těch skutečných liší o 10–13 %. Algoritmus výsledky spíše podhodnotil, i v případě největšího polygonu P8. To je velmi pravděpodobně způsobeno tím, že skutečný povrch rýhy je mírně vypouklý, na rozdíl od rovinných povrchů, vytvořených pomocí skriptu.

Rozdíl mezi analyzovanými objemy je velmi dobrým výsledkem vzhledem k tomu, že vstupním parametrem algoritmu není povrch půdy před erozí. Důležité je, že uvedeným postupem lze relativně věrohodně odhadnout objem erozních rýh bez znalosti modelu původního terénu. Erozní poškození je možné pomocí této metody spočítat i pro větší území, například zemědělské pozemky či povodí.



III. Srovnání novosti postupů

Hodnoty erozní ohroženosti na zemědělské půdě, ztráty půdy a transportu splavenin jsou v rámci běžné praxe obvykle určovány empirickými modely, jejichž základem je Univerzální rovnice ztráty půdy (USLE). Pro řadu parametrů této rovnice a jiných fyzikálně založených modelů v ČR chybí kvalitní kalibrační data. Vypočítané hodnoty určují většinou pouze potenciál území k výskytu eroze, nicméně informace o skutečné degradaci půdy nejsou v širším měřítku známy.

Projekt QJ1330118 "Monitoring erozního poškození půd a projevů eroze pomocí metod DPZ" byl zaměřen na posouzení možností využití nejmodernějších metod dálkového průzkumu Země (DPZ) při výzkumu erozního poškození půd. Záměrem bylo najít způsob, jak sledovat (vymezit a kvantifikovat) dlouhodobé působení eroze a zároveň vyvinout metodiku na hodnocení a sledování aktuálních erozních událostí s cílem kvantitativně i kvalitativně popsat následky eroze půdy.

Ve většině vědecké literatury, zabývající se využitím metod DPZ ve vztahu k erozi, bylo využito často jen metod pro odvození faktorů pro výpočet erozní ohroženosti na bázi modelů, zejména pak vegetačního pokryvu nebo využití území (Uddin et al. 2016; Ganasri & Ramesh 2015; Gelagay & Minale 2016a; Al-Abadi et al. 2016; Bahrawi et al. 2016; Panagos et al. 2012; Lahlaoi et al. 2015; Patil et al. 2015; Hu et al. 2015; Aiello et al. 2015). Navzdory potenciálu metod DPZ však v současnosti neexistuje významný počet studií, které by se zabývaly identifikací a hodnocením erozně ovlivněných půd v prostředí zemědělsky obhospodařované krajiny mírného klimatického pásu (Fulajtár 2001; Haubrock et al. 2005; Hbirkou et al. 2012). V České republice dosud nebyl k dispozici ucelený materiál, který by se zabýval všemi základními způsoby bezkontaktního průzkumu a přínosy, které mohou mít pro mapování erozních jevů.

Metodika obsahuje ucelený přehled půdních charakteristik, jež lze sledovat metodami DPZ a fotogrammetrie. V popisu metod monitoringu se zaměřuje na zpracování leteckých hyperspektrálních snímků a družicových multispektrálních snímků doplněných o data z terénního měření. Dále jsou popisovány možnosti využití leteckých snímků dostupných jako archivní materiál. Významnou pasáží je popis využití dalších progresivních metod jako např. využití bezpilotních prostředků osazených snímači různých typů a fotogrammetrických postupů pro kvantifikaci výmolové eroze a bilancování smyvu a akumulace. Popisované postupy poskytují návod, jak získat data, která nebyla dosud v uvedeném rozsahu a podrobnosti v ČR k dispozici. V každé kapitole jsou postupy uváděny do kontextu ostatních existujících metod monitoringu a výzkumem odvozené postupy jsou rovněž autorským kolektivem metodiky publikovány v recenzovaných a impaktových periodikách – viz seznam publikací předcházejících metodice.

Kontinuální vývoj v měřicí technice, algoritmech zpracování obrazu, vývoji výpočetních modelů, softwarů, nových senzorů, v nasazení nových satelitních misí a dalších technických prostředků monitoringu (zejména UAV) se zrychluje. Vývoj přináší nová data a metody jejich zpracování a možnosti se tak neustále rychle vyvíjejí. Metodika popisuje postupy i s ohledem na jejich efektivnost a ekonomickou náročnost. Z tohoto pohledu je však třeba sledovat trendy vývoje a na dostupnost nových dat v budoucnu reagovat!

IV. Popis uplatnění certifikované metodiky

ldentifikace a kvantifikace skutečné degradace půd vlivem dlouhodobého působení půdní eroze je předpokladem správného zacílení politik a nástrojů pro účelnou ochranu půdy. Současná data a informace nejsou v tomto ohledu dostatečná. Jsou v podrobném měřítku dostupná pouze lokálně nebo jsou založená jen na odhadech a výpočtech potenciálu území k výskytu eroze. Zavést jiné způsoby monitoringu a kvantitativního i kvalitativního mapování skutečné degradace půd je tedy velice žádoucí. Metody a nástroje prezentované v této metodice mohou poskytnout platformu pro získání a zpřesnění těchto informací a jejich uplatnění v praxi přispěje k nastavení cílené a efektivní ochrany půdy v nejrizikovějších lokalitách.

Prezentované metody jsou uplatnitelné jak v širším regionálním měřítku pro klasifikaci erodovaných půd (zejména satelitní multispektrální data), tak v lokálním měřítku pro podrobné sledování erozního poškození a hodnocení změn půdních vlastností spojených s odnosem půdy (hyperspektrální snímky). Zároveň byly představeny metody kvantifikace a klasifikace dopadu konkrétních erozních událostí (pomocí fotogrammetrických metod). Tyto metody mají potenciál pro získání kalibračních dat pro modelové postupy výpočtu erozního potenciálu území a zemědělského managementu. Metodika vzhledem ke své odbornosti nalezne uplatnění u odborné veřejnosti v zemědělských oborech a oborech zaměřujících se obecně na ochranu půdy, ve výzkumu a akademické sféře. Výsledky popsaných metod pak naleznou uplatnění zejména ve státní správě při nastavování politiky boje proti degradaci půd (Ministerstvo zemědělství, Ministerstvo životního prostředí a orgány ochrany ZPF, Státní pozemkový úřad a jednotlivé pozemkové úřady). Uplatnění je také možné najít v rámci jednotlivých činností orgánů veřejné správy a dalších subjektů. Jako vhodný podklad mohou sloužit pro účely Monitoringu eroze, pro účely zpřesnění půdního mapování např. v rámci bonitace zemědělské půdy, pro projekty pozemkových úprav a vhodné nastavení protierozní ochrany v rámci plánu společných zařízení. V neposlední řadě postupy definované v této metodice poslouží pro účely dalšího výzkumu, odborné výuky apod.

V. Ekonomické aspekty

Metodika přináší postupy, které umožní snížit náklady na podrobný terénní průzkum s cílem hodnocení erozního poškození půd. Ekonomickým přínosem je tak efektivita použitých metod ve srovnání s pozemním monitoringem. Použité metody vyžadují pozemní šetření a rozbory též, nicméně v kombinaci s využitím dat dálkového průzkumu je jejich potřeba snížena na minimum. Data DPZ mohou přinést informace z rozsáhlých území a využití představených metod tak může ušetřit prostředky v řádu stovek až milionů Kč vůči klasickým terénním metodám, kdy se zredukují prostředky na pracovní sílu, materiální zajištění prací a případné analytické práce. Výrazná je i časová úspora. Mapování klasickými metodami by v takovém rozsahu nebylo nejspíš ekonomicky efektivní a využití prezentovaných metod DPZ, tak může být jedinečným řešením pro úlohy hodnocení stavu erozního poškození půd ve velkém prostorovém kontextu.

Ekonomická náročnost uvedených postupů se odvíjí zejména od ceny dat, případně poptávaného předzpracování dat. Cena dat se liší v závislosti na použitých datech a může se pohybovat od zdarma dostupných dat po data pořízená v hodnotě až 200 000 Kč/km². Odborné přístupy k řešení také vyžadují náklady na proškolení odborných pracovníků a zajištění odborného softwarového vybavení. Softwarů pro zpracování existuje celá řada, od nástrojů volně dostupných a tzv. open-source produktů až po komerční softwary dostupné v cenové hladině až 150 000 Kč. S rychlým

vývojem technologií a měřících zařízení lze však předpokládat i dynamický vývoj cen, případně i možností zpracování a úpravy metodických postupů. Díky současnému vývoji lze předpokládat spíše vývoj k dostupnějším datům a zpracovatelským systémům. Vzhledem k potřebě využití referenčních pozemních dat je zapotřebí kalkulovat i s náklady na terénní kalibraci. Nasazení popsaných metod je tak otázkou spíše určitých konkrétních projektů a studií regionální charakteru, nikoli plošného nasazení na úrovni celé ČR.

VI. Seznam použité související literatury

Aguilar, M.A., Aguilar, F.J., Negreiros, J., 2009. Off-the-shelf laser scanning and closerange digital photogrammetry for measuring agricultural soils microrelief. Biosystems Engineering, 103, pp. 504–517.

Aiello, A., Adamo, M. & Canora, F., 2015. Remote sensing and GIS to assess soil erosion with RUSLE3D and USPED at river basin scale in southern Italy. Catena, 131, pp. 174–185.

Aïchi, H., Fouad, Y., Walter, C., Viscarra Rossel, R.A., Chabaane, Z.L. & Sanaa, M., 2009. Regional predictions of soil organic carbon content from spectral reflectance measurements. Biosystems Engineering, 104(3), pp. 442–446.

Al-Abadi, A.M.A., Ghalib, H.B. & Al-Qurnawi, W.S., 2016. Estimation of soil erosion in northern Kirkuk Governorate, Iraq using RUSLE, remote sensing, and GIS. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, 11(1), pp. 153–166.

Alatorre, L.C. & Beguería, S., 2009. Identification of eroded areas using remote sensing in a badlands landscape on marls in the central Spanish Pyrenees. Catena, 76(3), pp. 182–190.

ARCDATA PRAHA, 2016. Accessed 15. 11. 2016. Available at: https://www.arcdata.cz/produkty/geograficka-data/druzicova-data.

Arsenault, É. & Bonn, F., 2005. Evaluation of soil erosion protective cover by crop residues using vegetation indices and spectral mixture analysis of multispectral and hyperspectral data. Catena, 62(2–3), pp. 157–172.

Atzberger, C., 2002. Soil optical properties – A review, Trier.

Báčová, M., Krása, J., 2016. Application of Historical and Recent Aerial Imagery in Monitoring Water Erosion Occurrences in Czech Highlands. Soil & Water Research, 2016, pp. 267–276.

Baghdadi, N., Cerdan, O., Zribi, M., Auzet, V., Darboux, F., El Hajj, M. & Kheir, R.B., 2008. Operational performance of current synthetic aperture radar sensors in mapping soil surface characteristics in agricultural environments: application to hydrological and erosion modelling. Hydrological Processes, 22(1), pp. 9–20.

Bahrawi, J.A., Elhag, M., Aldhebiani, A.Y., Galal, H.K., Hegazy, A.K. & Alghailani, E., 2016. Soil Erosion Estimation Using Remote Sensing Techniques in Wadi Yalamlam Basin, Saudi Arabia. Advances in Materials Science and Engineering, 2016, pp. 1–8.

Bartholomeus, H.M., Kooistra, L., Stevens, A., van Leeuwen, M., van Wesemael, B., Ben-Dor, E. & Tychon, B., 2011. Soil Organic Carbon mapping of partially vegetated agricultural fields with imaging spectroscopy. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 13(1), pp. 81–88.

Bauer, T., Strauss, P., Grims, M., Kamptner, E., Mansberger, R. & Spiegel, H., 2015. Long-term agricultural management effects on surface roughness and consolidation of soils. Soil & Tillage Research, 151, pp. 28–38. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.01.017.

Bemis, S.P., Micklethwaite, S., Turner, D., James, M.R., Akciz, S., Thiele, S.T., Bangash, H.A., 2014. Ground-based and UAV-Based photogrammetry: A multi-scale, high-resolution mapping tool for structural geology and paleoseismology. Journal of Structural Geology, 69, Part A, pp. 163–178.

Ben-Dor, E. & Banin, A., 1990. Near-Infrared Reflectance Analysis of Carbonate Concentration in Soils. Appl. Spectrosc., 44(6), pp. 1064–1069.

Ben-Dor, E. & Demattê, J.A.M., 2015. Remote Sensing of Soil in the Optical Domains. In P. S. Thenkabail, ed. Land Resources Monitoring, Modeling, and Mapping with Remote Sensing. Boca Raton: CRC Press, pp. 733–787.

Ben-Dor, E., Goldshleger, N., Braun, O., Kindel, B., Goetz, A.F.H., et al., 2004. Monitoring infiltration rates in semiarid soils using airborne hyperspectral technology. International Journal of Remote Sensing, 25(13), pp. 2607–2624.

Ben-Dor, E., Chabrillat, S., Demattê, J.A.M., Taylor, G.R., Hill, J., Whiting, M.L. & Sommer, S., 2009. Using Imaging Spectroscopy to study soil properties. Remote Sensing of Environment, 113(SUPPL. 1), pp.S38–S55.

Ben-Dor, E., Irons, J.R. & Epema, G.F., 1999. Soil Reflectance. In A. N. Rencz & A. Ryerson, Robert, eds. Manual of Remote Sensing, Volume 3, Remote Sensing for the Earth Sciences. John Wiley& Sons Inc., pp. 111–188.

Ben-Dor, E., Schläpfer, D., Plaza, A.J. & Malthus, T., 2013. Hyperspectral Remote Sensing. In M. Wendisch & J. L. Brenguier, eds. Airborne Measurements for Environmental Research: Methods and Instruments. Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, pp. 413–456.

Bezdek, J.C., Ehrlich, R. & Full, W., 1984. FCM: The fuzzy c-means clustering algorithm. Computers & Geosciences, 10(2–3), pp. 191–203.

Bouaziz, M., Leidig, M. & Gloaguen, R., 2011. Optimal parameter selection for qualitative regional erosion risk monitoring: A remote sensing study of SE Ethiopia. Geoscience Frontiers, 2(2), pp. 237–245.

Brasington, J., Smart, R.M.A., 2003. Close range digital photogrammetric analysis of experimental drainage basin evolution. Earth Surf. Process. Landforms, 28, pp. 231–247.

Carollo, F.G., Di Stefano, C., Ferro, V., Pampalone, V., 2015. Measuring rill erosion at plot scale by a drone-based technology. Hydrol. Process., 29, pp. 3802–3811.

Casalí, J., López, J.J., Giráldez, J.V., 1999. Ephemeral gully erosion in southern Navarra (Spain). Catena, 36, pp. 65–84.

Castillo, C., James, M.R., Redel-Macías, M.D., Pérez, R., Gómez, J.A., 2015. SF3M software: 3-D photo-reconstruction for non-expert users and its application to a gully network. SOIL, 1, pp. 583–594.

Castillo, C., Pérez, R., James, M.R., Quinton, J.N., Taguas, E.V., Gómez, J.A., 2012. Comparing the accuracy of several field methods for measuring gully erosion. Soil Science Society of America Journal, 76, pp. 1319–1332.

Cierniewski, J. & Kuśnierek, K., 2010. Influence of several size properties on soil surface reflectance. Quaestiones Geographicae, 29, pp. 13–25.

Cierniewski, J., Karnieli, A., Kuśnierek, K., Goldberg, A. & Herrmann, I., 2012. Approximating the average daily surface albedo with respect to soil roughness and latitude. International Journal of Remote Sensing, (1986), pp. 1–9.

Cierniewski, J., Kazmierowski, C., Krolewicz, S. & Piekarczyk, J., 2013. Effects of Soil Roughness on the Optimal Time of Cultivated Soils Observation by Satellites for the Soils Average Diurnal Albedo Approximation. Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, IEEE Journal of, 6(3), pp. 1194–1198.

Coffin, D.E., 1963. A method for the determination of free iron in soils and clays. Canadian Journal of Soil Science, 43, pp. 7–17.

Colomina, I., Molina, P., 2014. Unmanned aerial systems for photogrammetry and remote sensing: A review. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 92, pp. 79–97.

Croft, H., Kuhn, N.J. & Anderson, K., 2012. On the use of remote sensing techniques for monitoring spatio-temporal soil organic carbon dynamics in agricultural systems. Catena, 94, pp. 64–74.

Curzio, S.L. & Magliulo, P., 2010. Soil erosion assessment using geomorphological remote sensing techniques: An example from Southern Italy. Earth Surface Processes and Landforms, 35(3), pp. 262–271.

d´Oleire-Oltmanns, S., Marzolff, I., Peter, K.D., Ries, J.B., 2012. Unmanned Aerial Vehicle (UAV) for monitoring soil erosion in Morocco. Remote Sensing, 4, pp. 3390–3416.

d´Oleire-Oltmanns, S., Marzolff, I., Tiede, D., Blaschke, T., 2014. Detection of Gully-Affected Areas by Applying Object-Based Image Analysis (OBIA) in the Region of Taroudannt, Morocco. Remote Sensing, 6, pp. 8287–8309.

Daughtry, C.S.T., Doraiswamy, P.C., Hunt, E.R., Stern, A.J., McMurtrey, J.E. & Prueger, J.H., 2006. Remote sensing of crop residue cover and soil tillage intensity. Soil and Tillage Research, 91(1–2), pp. 101–108.

Demattê, J.A.M. & Focht, D., 1999. Detecção de solos erodidos pela avaliação de dados espectrais [Detection of soil erosion by spectral reflectance]. Brazilian Journal of Soil Science, 3, pp. 401–413.

Demattê, J.A.M., Morgan, C.L.S., Chabrillat, S., Rizzo, R., Franceschini, M.H.D., et al., 2015. Spectral Sensing From Ground to Space in Soil Science: State of the Art, Applications, Potential and Perspectives. In P. S. Thenkabail, ed. Land Resources Monitoring, Modeling, and Mapping with Remote Sensing. Boca Raton: CRC Press, pp. 661–732. Desprats, J.F., Raclot, D., Rousseau, M., Cerdan, O., Garcin, M., Le Bissonnais, Y., Ben Slimane, A., Fouche, J., Monfort-Climent, D., 2013. Mapping Linear Erosion Features Using High And Very High Resolution Satellite Imagery. Land Degradation & Development, 24, pp. 22–32.

Dimitriadou, E., Hornik, K., Leisch, F., Meyer, D. & Weingessel, A., 2010. e1071: Misc Functions of the Department of Statistics (e1071), TU Wien.

Dostál, T., Krása, J., Kavka, P., Vrána, K., Devátý, J., et al., 2014. Využití dat a nástrojů GIS a simulačních modelů k navrhování TPEO Využití dat a nástrojů GIS a simulačních modelů k navrhování TPEO, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.

Eisenbeiss, H., 2009. UAV Photogrammetry. ETH Zurich, Switzerland.

Eltner, A., Baumgart, P., Maas, H., Faust, D., 2014. Multi-temporal UAV data for automatic measurement of rill and interrill erosion on loess soil. Earth Surface Processes and Landforms, 2014.

Fadul, H.M., Salih, A.A., Ali, I.A., Inanaga, S., 1999. Use of remote sensing to map gully erosion along the Atbara River, Sudan. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 1(3–4), pp. 175–180.

Florian, M., 2016. Popis povrchu orné půdy s využitím stereofotogrammetrie. České vysoké učení technické v Praze.

Frazier, B.E., McCool, D.K., Engle, C.F., 1983. Soil erosion in the Palouse: An aerial perspective. Journal of Soil and Water Conservation, 38, pp. 70–74.

Fulajtár, E., 2001. Identification of Severely Eroded Soils from Remote Sensing Data Tested in Rišňovice, Slovakia. In: D.E: Stott, R.H. Mohtar and G.C. Steinhardt (eds). 2001. Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24–29, 1999, (1979), pp. 1075–1081.

Ganasri, B.P. & Ramesh, H., 2015. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS – A case study of Nethravathi Basin. Geoscience Frontiers, pp. 1–9.

Ge, Y., Thomasson, J.A. & Sui, R., 2011. Remote sensing of soil properties in precision agriculture: A review. Frontiers of Earth Science, 5(3), pp. 229–238.

Gelagay, H.S. & Minale, A.S., 2016a. Soil Loss Estimation Using {GIS} and Remote Sensing Techniques: A Case of Koga Watershed, Northwestern Ethiopia. International Soil and Water Conservation Research.

Gelagay, H.S. & Minale, A.S., 2016b. Soil loss estimation using GIS and Remote sensing techniques: A case of Koga watershed, Northwestern Ethiopia. International Soil and Water Conservation Research.

Gessesse, G.D., Fuchs, H., Mansberger, R., Klik, A. & Rieke-Zapp, D.H., 2010. Assessment of erosion, deposition and rill development on irregular soil surfaces using close range digital photogrammetry. Photogrammetric Record, 25(131), pp. 299–318.
Gholizadeh, A., Luboš, B., Saberioon, M. & Vašát, R., 2013. Visible, near-infrared, and mid-infrared spectroscopy applications for soil assessment with emphasis on soil organic matter content and quality: State-of-the-art and key issues. Applied Spectroscopy, 67(12), pp. 1349–1362.

Gisat, 2016. Accessed 15. 11. 2016. Available at: http://www.gisat.cz/content/cz/ druzicova-data/objednani-dat/presnost-dodavanych-dat/druzicova-data-s-velmi--vysokym-rozlisenim

Gomez, C., Viscarra Rossel, R. a. & McBratney, A.B., 2008. Soil organic carbon prediction by hyperspectral remote sensing and field vis-NIR spectroscopy: An Australian case study. Geoderma, 146(3–4), pp. 403–411.

Gómez-Gutiérrez, Á, Schnabel, S., Berenguer-Sempere, F., Lavado-Contador, F., Rubio-Delgado, J., 2014. Using 3D photo-reconstruction methods to estimate gully headcut erosion. Catena, 120, pp. 91–101.

Haboudane, D., Bonn, F., Royer, a., Sommer, S. & Mehl, W., 2002. Land degradation and erosion risk mapping by fusion of spectrally-based information and digital geomorphometric attributes. International Journal of Remote Sensing, 23(18), pp. 3795–3820.

Haubrock, S., Chabrillat, S. & Kaufmann, H., 2004. Application of hyperspectral imaging and laser scanning for the monitoring and assessment of soil erosion in a recultivation mining area. In S. Erasmi, B. Cyffka, & M. Kappas, eds. Remote Sensing and GIS for Environmental Studies: applications in geography. Goltze: Göttinger geographische Abhandlungen, pp. 230–237.

Haubrock, S., Chabrillat, S. & Kaufmann, H., 2005. Application of Hyperspectral Imaging for the Quantification of Surface Soil Moisture. In B. Zagajewski, M. Sobczak, & M. Wrzesień, eds. Proceedings of 4th EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy. New quality in environmental studies. Warsaw: EARSeL and Warsaw University, pp. 163–171.

Hbirkou, C., Pätzold, S., Mahlein, A.K. & Welp, G., 2012. Airborne hyperspectral imaging of spatial soil organic carbon heterogeneity at the field-scale. Geoderma, 175–176, pp. 21–28.

Hill, J. & Schütt, B., 2000. Mapping complex patterns of erosion and stability in dry mediterranean ecosystems. Remote Sensing of Environment, 74(3), pp. 557–569.

Hill, J., Mégier, J. & Mehl, W., 1995. Land degradation, soil erosion and desertification monitoring in Mediterranean ecosystems. Remote Sensing Reviews, 12(1–2), pp. 107–130.

Hill, J., Mehl, W. & Altherr, M., 1994. Land degradation and soil erosion mapping in a Mediterranean ecosystem. In J. Hill & J. Mégier, eds. Imaging spectrometry – a tool for environmental observations. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 237–260.

Hu, Y., Tian, G., Mayer, A.L. & He, R., 2015. Risk assessment of soil erosion by application of remote sensing and GIS in Yanshan Reservoir catchment, China. Natural Hazards, 79(1), pp. 277–289.

Chabrillat, S., Eisele, A., Guillaso, S., Rogaß, C., Ben-Dor, E. & Kaufmann, H., 2011. HYSOMA: An easy-to-use software interface for soil mapping applications of hyperspectral imagery. In Proceedings of the 7th EARSeL SIG Imaging Spectroscopy Workshop. Edinburgh, Scotland, pp. 1–7.

Chabrillat, S., Guillaso, S., Rabe, A., Foerster, S. & Guanter, L., 2016. From HYSOMA to ENSOMAP – A new open source tool for quantitative soil properties mapping based on hyperspectral imagery from airborne to spaceborne applications., 18, p. 14697.

Chabrillat, S., Kaufmann, H., Merz, B., Mueller, A., Bens, O. & Lemmnitz, C., 2003. Development of relationships between reflectance and erosion modelling : Test site preliminary field spectral analysis. In 3rd EARSeL Workshop pn Imaging Spectroscopy, 13–16 May 2003. Herrsching, pp. 13–16.

Chabrillat, S., Milewski, R., Schmid, T., Rodriguez, M., Escribano, P., Pelayo, M. & Palacios-Orueta, A., 2014. Potential of hyperspectral imagery for the spatial assessment of soil erosion stages in agricultural semi-arid Spain at different scales. In 2014 IEEE Geoscience and Remote Sensing Symposium. IEEE, pp. 2918–2921.

Chen, S.H., Su, H.B., Tian, J., Zhang, R.H. & Xia, J., 2011. Estimating soil erosion using MODIS and TM images based on support vector machine and ?? trous wavelet. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 13(4), pp. 626–635.

Chikhaoui, M., Bonn, F., Bokoye, A.I. & Merzouk, A., 2005. A spectral index for land degradation mapping using ASTER data: Application to a semi-arid Mediterranean catchment. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 7(2), pp. 140–153.

Choubey, V.K., 1998. Laboratory experiment, field and remotely sensed data analysis for the assessment of suspended solids concentration and Secchi depth of the reservoir surface water. International Journal of Remote Sensing, 19(17), pp. 3349–3360.

Kaiser, A., Neugirg, F., Rock, G., Müller, C., Haas, F., Ries, J., Schmidt, J., 2014. Small-Scale Surface Reconstruction and Volume Calculation of Soil Erosion in Complex Moroccan Gully Morphology Using Structure from Motion. Remote Sensing, 6, pp. 7050–7080.

Khan, N.I. & Islam, M.A., 2003. Quantification of erosion patterns in the Brahmaputra-Jamuna River using geographical information system and remote sensing techniques. Hydrological Processes, 17(5), pp. 959–966.

King, C., Baghdadi, N., Lecomte, V. & Cerdan, O., 2005. The application of remote-sensing data to monitoring and modelling of soil erosion. Catena, 62(2–3), pp. 79–93.

Klement, A., 2014. Možnosti využití infračervené spektrometrie pro predikci půdních vlastností. Disertační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze.

Kolejka, J. & Manakos, J., 2000. Integrace dat DPZ a GIS při identifikaci erozního poškození půdy. In Sborník příspěvků z konference s mezinárodní účastí GIS… Ostrava 2000. Ostrava, p. 15.

Krása, J., Bek, S., Kavka, P. & Žížala, D., 2014. Atlas EROZE – model pro výpočet erozního smyvu a optimalizaci návrhu protierozních opatření. Manuál programu J. Krása, ed., Praha: Atlas DMT. Available at: http://www.atlasltd.cz/atlas-eroze.html.

Kuhn, M., Wing, J., Weston, S., Williams, A., Keefer, C., et al., 2015. Caret: Classification and Regression Training.

Kusumo, B.H., Hedley, C.B., Hedley, M.J., Hueni, a., Tuohy, M.P. & Arnold, G.C., 2008. The use of diffuse reflectance spectroscopy for in situ carbon and nitrogen analysis of pastoral soils. Australian Journal of Soil Research, 46(6–7), pp. 623–635.

Lahlaoi, H., Rhinane, H., Hilali, A., Lahssini, S. & Khalile, L., 2015. Potential Erosion Risk Calculation Using Remote Sensing and GIS in Oued El Maleh Watershed, Morocco. Journal of Geographic Information System, 7(2), pp. 128–139.

Lin, C., Zhou, S.L. & Wu, S.H., 2013. Using hyperspectral reflectance to detect different soil erosion status in the Subtropical Hilly Region of Southern China: A case study of Changting, Fujian Province. Environmental Earth Sciences, 70(4), pp. 1661–1670.

Liu, Y., Islam, M.A. & Gao, J., 2003. Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing. Progress in Physical Geography, 27(1), pp. 24–43.

Lowe, D.G., 2004. Distinctive Image Features from Scale-Invariant Keypoints. International Journal of Computer Vision, 60, pp. 91–110.

Luleva, M.I., 2013. Tracing soil particle movement. Towards a spectral approach to spatial monitoring of soil erosion Mila Ivanova Luleva PhD dissertation committee. Enschede, The Netherlands: University of Twente.

Madari, B.E., Reeves, J.B., Machado, P.L.O.A, Guimarães, C.M., Torres, E. & McCarty, G.W., 2006. Mid- and near-infrared spectroscopic assessment of soil compositional parameters and structural indices in two Ferralsols. Geoderma, 136(1–2), pp. 245–259.

Macháčková, M., 2016. Popis vývoje povrchu zemědělské půdy s využitím stereofotogrammetrie Description. České vysoké učení technické v Praze.

Martínez-Casasnovas, J.A., 2003. A spatial information technology approach for the mapping and quantification of gully erosion. Catena, 50(2–4), pp. 293–308.

Marzahn, P., Rieke-Zapp, D., Ludwig, R., 2012. Assessment of soil surface roughness statistics for microwave remote sensing applications using a simple photogrammetric acquisition system. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 72, pp. 80–89.

Maugnard, A., Cordonnier, H., Degre, A., Demarcin, P., Pineux, N., Bielders, C.L., 2014. Uncertainty assessment of ephemeral gully identification, characteristics and topographic threshold when using aerial photographs in agricultural settings. Earth Surf. Process. Landforms, 39, pp. 1319–1330. McBratney, A., Mendonça Santos, M. & Minasny, B., 2003. On digital soil mapping. Geoderma, 117(1–2), pp. 3–52.

Merrill, S.D., Huang, C., Zobeck, T.M., Tanaka, D.L., 2001. Use of chain set for scale-sensitive and erosion-relevant measurements of soil surface roughness. In: D.E: Stott, R.H. Mohtar and G.C. Steinhardt (eds), 2001. Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24–29, 1999, pp. 594–600.

Metternicht, G.I. & Zinck, J. a., 1998. Evaluating the information content of JERS-1 SAR and Landsat TM data for discrimination of soil erosion features. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 53(3), pp. 143–153.

Meusburger, K., Bänninger, D. & Alewell, C., 2010. Estimating vegetation parameter for soil erosion assessment in an alpine catchment by means of QuickBird imagery. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 12(3), pp. 201–207.

Minasny, B. & McBratney, A.B., 2006. A conditioned Latin hypercube method for sampling in the presence of ancillary information. Computers & Geosciences, 32(9), pp. 1378–1388.

Minasny, B. & McBratney, A.B., 2015. Digital soil mapping: A brief history and some lessons. Geoderma, 16, p. 2022.

Minasny, B., McBratney, A.B., Malone, B.P. & Wheeler, I., 2013. Digital Mapping of Soil Carbon, Elsevier.

Mohammadi, T.A. & Nikkami, D., 2008. Methodologies of preparing erosion features map by using RS and GIS. International Journal of Sediment Research, 23(2), pp. 130–137.

Mulder, V.L., de Bruin, S., Schaepman, M.E. & Mayr, T.R., 2011. The use of remote sensing in soil and terrain mapping – A review. Geoderma, 162(1–2), pp. 1–19.

Müller-Wilm, U., 2016. Sen2Cor 2.2.1 – Software Release Note.

Nassau, K., 1980. The Causes of Color. Scientific American, 243, pp. 106–124.

Nellis, M.D., Harrington Jr., J.A. & Wu, J., 1998. Remote sensing of temporal and spatial variations in pool size, suspended sediment, turbidity, and Secchi depth in Tuttle Creek Reservoir, Kansas. Geomorphology, 21(3–4), pp. 281–293.

Netopil, P., Šarapatka, B., 2011. Alternativní přístupy při studiu erozních procesů v zemědělsky intenzivně využívané krajině. In: Sobocká J. (ed.), 2011. Diagnostika, klasifikácia a mapovanie pôd. Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy Bratislava. pp. 247–255.

Niemiec, M., 2009. Satellite Remote Sensing for Water Erosion Assessment. Annals of Geomatics, 7(2), pp. 99–108.

Ning, S.K., Chang, N. Bin, Jeng, K.Y. & Tseng, Y.H., 2006. Soil erosion and non-point source pollution impacts assessment with the aid of multi-temporal remote sensing images. Journal of Environmental Management, 79(1), pp. 88–101.

Nocita, M., Kooistra, L., Bachmann, M., Müller, A., Powell, M. & Weel, S., 2011. Predictions of soil surface and topsoil organic carbon content through the use of laboratory and field spectroscopy in the Albany Thicket Biome of Eastern Cape Province of South Africa. Geoderma, 167–168, pp. 295–302.

Novák, P., Batysta, M. & Havelková, L., 2013. Důsledky výrazné plošné vodní eroze na vodní bilanci krajiny. In J. Rožnovský, T. Litschmann, H. Středová, & T. Středa, eds. Voda, půda a rostliny Křtiny, 29. – 30.5. 2013. Křtiny: ČHMÚ, p. 7.

Nowkandeh, S.M., Homaee, M. & Noroozi, A.A., 2013. Mapping Soil Organic Matter Using Hyperion Images. International Journal of Agronomy and Plant Production, 4(8), pp. 1753–1759.

Panagos, P., Karydas, C.G., Gitas, I.Z. & Montanarella, L., 2012. Monthly soil erosion monitoring based on remotely sensed biophysical parameters: a case study in Strymonas river basin towards a functional pan-European service. International Journal of Digital Earth, 5(6), pp. 461–487.

Patil, R.J., Sharma, S.K. & Tignath, S., 2015. Remote Sensing and GIS based soil erosion assessment from an agricultural watershed. Arabian Journal of Geosciences, 8(9), pp. 6967–6984.

Penížek, V., Zádorová, T., Kodešová, R. & Klement, A., 2014. Optimalizace vzorkovací sítě pomocí využití analýzy reliéfu pro popis prostorové variability půdních vlastností v rámci půdních bloků : certifikovaná metodika, Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze.

Peter, K.D., d'Oleire-Oltmanns, S., Ries, J.B., Marzolff, I., Ait Hssaine, A., 2014. Soil erosion in gully catchments affected by land-levelling measures in the Souss Basin, Morocco, analysed by rainfall simulation and UAV remote sensing data. Catena, 113, pp. 24–40.

R Core Team, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing.

Rahman, M.R., Shi, Z.H. & Chongfa, C., 2009. Soil erosion hazard evaluation – An integrated use of remote sensing, GIS and statistical approaches with biophysical parameters towards management strategies. Ecological Modelling, 220(13–14), pp. 1724–1734.

Renard, K., Foster, G., Weesies, G., McCool, D. & Yoder, D., 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Agricultural Handbook No. 703, p. 404. Available at: http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/64080530/RUSLE/AH_703.pdf.

Rieke-Zapp, D.H., Nearing, M.A., 2005. Digital close range photogrammetry for measurement of soil erosion. The Photogrammetric Record, 20, pp. 69–87.

Ritchie, J.C. & Schiebe, F.R., 2000. Water quality. In G. A. Schultz & E. T. Engman, eds. Remote Sensing in Hydrology and Water Management. Berlin: Springer-Verlag, pp. 287–303.

Saadat, H., Adamowski, J., Tayefi, V., Namdar, M., Sharifi, F., Ale-Ebrahim, S., 2014. A new approach for regional scale interrill and rill erosion intensity mapping using brightness index assessments from medium resolution satellite images. Catena, 113, pp. 306–313.

Saleh, A., 1993. Soil roughness measurement: Chain method. Journal of Soil and Water Conservation 48, 527–529.

Sankey, J.B., Glenn, N.F., Germino, M.J., Gironella, a. I.N. & Thackray, G.D., 2010. Relationships of aeolian erosion and deposition with LiDAR-derived landscape surface roughness following wildfire. Geomorphology, 119(1–2), pp. 135–145.

Savitzky, A. & Golay, M.J.E., 1964. Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures. Analytical Chemistry, 36(8), pp. 1627–1639.

Shoshany, M., Goldshleger, N. & Chudnovsky, A., 2013. Monitoring of agricultural soil degradation by remote-sensing methods: a review. International Journal of Remote Sensing, 34(17), pp. 6152–6181.

Shruthi, R.B.V., Kerle, N., Jetten, V., Abdellah, L., Machmach, I., 2015. Quantifying temporal changes in gully erosion areas with object oriented analysis. Catena, 128, pp. 262–277.

Schmid, T., Rodriguez-Rastrero, M., Escribano, P., Palacios-Orueta, A., Ben-Dor, E., et al., 2016. Characterization of Soil Erosion Indicators Using Hyperspectral Data From a Mediterranean Rainfed Cultivated Region. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 9(2), pp. 845–860.

Snavely, N., Seitz, S.M., Szeliski, R., 2007. Modeling the World from Internet Photo Collections. Int J Comput Vis, 80, pp. 189–210.

Sobotková, V., Dumbrovský, M., 2015. The new volumetric approach for field measurements of rill erosion. EURASIAN JOURNAL OF SOIL SCIENCE (EJSS), 4, pp. 94–99.

Stenberg, B., Viscarra Rossel, R.A., Mouazen, A.M. & Wetterlind, J., 2010. Visible and Near Infrared Spectroscopy in Soil Science. In Advances in Agronomy. pp. 163–215.

Stevens, A. & Ramirez-Lopez, L., 2013. An introduction to the prospectr package.

Stevens, F., Bogaert, P. & Wesemael, B. Van, 2015. Detecting and quantifying field-related spatial variation of soil organic carbon using mixed-effect models and airborne imagery. Geoderma, 259–260, pp. 93–103.

Stöcker, C., Eltner, A., Karrasch, P., 2015. Measuring gullies by synergetic application of UAV and close range photogrammetry — A case study from Andalusia, Spain. Catena, 132, pp. 1–11.

Stoner, E.R. & Baumgardner, M.F., 1981. Characteristic Variations in Reflectance of Surface Soils. Soil Science Society of America Journal, 45(6), p. 1161.

Summers, D., Lewis, M., Ostendorf, B. & Chittleborough, D., 2011. Visible near-infrared reflectance spectroscopy as a predictive indicator of soil properties. Ecological Indicators, 11(1), pp. 123–131.

Suri, M. & Hofierka, J., 1994. Soil water erosion identification using satellite and DTM data. Egis 1994, pp. 1–9.

Svoray, T. & Atkinson, P.M., 2013. Geoinformatics and water-erosion processes. Geomorphology, 183, pp. 1–4.

Šarapatka, B. & Netopil, P., 2009. Porovnání metod výzkumu erozních procesů v produkčních zemědělských oblastech. In Pedologie a 21. Století. Seminář u příležitosti 100. Výročí narození prof. Pelíška a 90. Výročí založení MZLU v Brně. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická universita v Brně, p. 8.

Tamm, O., 1922. Eine Methode zur Bestinmmung der anorganischen Komponenten des Gelkomplexes in Boden. Meddelanden från Statens skogförsöksanstalt (Stockholm), 19, pp. 385–404.

Tiwari, S.K., Saha, S.K. & Kumar, S., 2015. Prediction Modeling and Mapping of Soil Carbon Content Using Artificial Neural Network, Hyperspectral Satellite Data and Field Spectroscopy. Advances in Remote Sensing, 4(1), pp. 63–72.

ÚCL, 2016. Letecký předpis L2. Accessed 1. 12. 2016. Available at: https://lis.rlp.cz/predpisy/predpisy/dokumenty/L/L-2/data/print/L-2_cely.pdf.

Uddin, K., Murthy, M.S.R., Wahid, S.M. & Matin, M.A., 2016. Estimation of Soil Erosion Dynamics in the Koshi Basin Using GIS and Remote Sensing to Assess Priority Areas for Conservation. PloS one, 11(3), p.e0150494.

Vasques, G.M., Grunwald, S. & Sickman, J.O., 2008. Comparison of multivariate methods for inferential modeling of soil carbon using visible/near-infrared spectra. Geoderma, 146(1–2), pp. 14–25.

Viscarra Rossel, R. a., Walvoort, D.J.J., McBratney, A.B., Janik, L.J. & Skjemstad, J.O., 2006. Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. Geoderma, 131(1–2), pp. 59–75.

Vrieling, A., 2006. Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review. Catena, 65(1), pp. 2–18.

Vrieling, A., 2007. Mapping erosion from space. Wageningen University.

Wang, T., He, F., Zhang, A., Gu, L., Wen, Y., Jiang, W., Shao, H., 2014. A Quantitative Study of Gully Erosion Based on Object-Oriented Analysis Techniques: A Case Study in Beiyanzikou Catchment of Qixia, Shandong, China. The Scientific World Journal, 2014, pp. 1–11.

Wells, R.R., Momm, H.G., Bennett, S.J., Gesch, K.R., Dabney, S.M., Cruse, R., Wilson, G.V., 2016. A Measurement Method for Rill and Ephemeral Gully Erosion Assessments. Soil Science Society of America Journal, 80, 203–214.

Zemek, F., Brom, J., Cibulka, M., Fabiánek, T., Frouz, J., et al., 2014. Letecký dálkový průzkum Země: teorie a příklady hodnocení terestrických systémů, Brno: Centrum výzkumu globální změny AV ČR, v.v.i.

Zribi, M., Baghdadi, N. & Nolin, M., 2011. Remote Sensing of Soil. Applied and Environmental Soil Science, 2011, pp. 1–2.

VII. Seznam publikací, které předcházely metodice

Báčová, M., Krása, J., 2016. Application of Historical and Recent Aerial Imagery in Monitoring Water Erosion Occurrences in Czech Highlands. Soil and Water Research, 11(4), pp. 267–276. ISSN 1801-5395.

Bauer, M., Zumr, D., Krása, J., Dostál, T., Jáchymová, B., et al., 2015. Sediment and phosphorus fluxes – monitoring and modelling from field to regional scale – connectivity implications In: Geophysical Research Abstracts, EGU General Assembly 2015, Wien.

Jáchymová, B., Krása, J., Borovec, J., 2015. Comparison of two methods of phosphorus transport modelling in large areas. In: Geophysical Research Abstracts, EGU General Assembly 2015, Wien.

Jáchymová, B., Krása, J., 2015. Transport rozpuštěného fosforu. In: GIS a životní prostředí 2015, Praha: Česká technika – nakladatelství ČVUT, p. 16. ISBN 978-80-01-05717-9.

Jáchymová, B., Krása, J., 2016. Metody vyhodnocení vlivu eroze zemědělské půdy na eutrofizaci vodních útvarů. In: Sborník konference Týden vědy a inovací pro praxi a životní prostředí TVIP 2016. Praha: CEMC – České ekologické manažerské centrum. ISBN 978-80-85990-28-7.

Jáchymová, B., Krása, J., Dostál, T., Bauer, M., 2016. Vliv vlastností povodí na riziko vzniku intenzivního erozního odtoku. In: GIS a životní prostředí 2016, Praha: Česká technika – nakladatelství ČVUT, p. 11. ISBN 978-80-01-05920-3.

Kavka, P., Dostál, T., Iserloh, T., Davidová, T., Krása, J. et al., 2015. A medium scale mobile rainfall simulator for experiments on soil erosion and soil hydrology. In: Geophysical Research Abstracts, EGU General Assembly 2015, Wien.

Kavka, P., Neumann, M., Krása, J., Dostál, T., Bauer, M. et al., 2014. Relationship between size of a field plot and measured soil loss. In: Geophysical Research Abstracts, EGU General Assembly 2014, Wien.

Kavka, P., Vláčilová, M., Devátý, J., Dostál, T., Krása, J., 2014. Comparison of Soil Erosion Rills Identification by Mathematical Models and Aerial Photographs. In: 14th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2014, Conference Proceedings vol. II. Sofia: STEF92 Technology Ltd., pp. 521–528. ISSN 1314-2704. ISBN 978-619-7105-18-6.

Kavka, P., Vláčilová, M., 2014. Identifikace míst, spadajících mimo platnost rovnice USLE, pomocí nástroje USLE Threshold. In: GIS a životní prostředí 2014 – sborník abstraktů. Praha: Česká technika – nakladatelství ČVUT, p. 18. ISBN 978-80-01-05498-7.

Krása, J., Dostál, T., Středová, H., Štěpánek, P., Hanel, M. et al., 2015. Recent and future rainfall erosivity in the Czech Republic and its impact on sediment transports and erosion risks. In: CONGRESS MATERIALS – 7th Congress of the European Society for Soil Conservation, pp. 121–122. ISBN 978-5-9906787-0-5. Krása, J., Jáchymová, B., Bauer, M., Dostál, T., Rosendorf, P. et al., 2015. Eroze zemědělské půdy a její význam pro zanášení a eutrofizaci nádrží v České Republice. In: Vodní nádrže 2015, Brno: Povodí Moravy, pp. 43–46. ISBN 978-80-260-8726-7.

Krása, J., Vláčilová, M., Žížala, D., 2015. Využití pozemní stereofotogrammetrie a UAV pro monitoring projevů vodní eroze. In GIS LZE Mendelova univerzita Brno, 26. 2. – 27. 2., 2015. Sborník příspěvků z konference. ISBN 978-80-7509-250-2.

Krása, J., Vláčilová, M., 2015. QJ1330118201501 Mapa erozního smyvu a drah soustředěného odtoku v povodí Býkovického potoka. Specializovaná mapa s odborným obsahem.

Krása, J., Vláčilová, M., 2015. QJ1330118 201502 Mapa rizika rozvoje erozních rýh na zemědělských pozemcích v povodí Býkovického potoka. Specializovaná mapa s odborným obsahem.

Krása, J., Vláčilová, M., 2015. QJ1330118 201503 Mapa modelovaných i monitorovaných rýh na zemědělských pozemcích v povodí Býkovického potoka. Specializovaná mapa s odborným obsahem.

Krása, J., Vláčilová, M., 2015. QJ1330118 201504 Mapa významu jednotlivých forem vodní eroze pro degradaci zemědělské půdy v povodí Býkovického potoka. Specializovaná mapa s odborným obsahem.

Krása, J. et al., 2015. Modelling of Sediment and Phosphorus Loads in Reservoirs in the Czech Republic. In M. A. Fullen et al., eds. Advances in GeoEcology 44. pp. 21–34, ISBN 978-3-923381-62-3.

Krása, J., 2013. Monitoring erozního poškození půd a projevů eroze pomocí metod DPZ (QJ1330118). In: Vodohospodářské fórum 2013, sborník odborné konference pořádané Katedrou hydromeliorací a krajinného inženýrství ČVUT v Praze. Praha: ČVUT v Praze, 2013, p. 31.

Krása, J., 2014. Zanášení nádrží v ČR. In: GIS a životní prostředí 2014 – sborník abstraktů. Praha: Česká technika – nakladatelství ČVUT, p. 21. ISBN 978-80-01-05498-7.

Krása, J., Vláčilová, M., Žížala, D., Dostál, T., 2014. Using remote sensing for monitoring of soil degradation by erosion in the Czech Republic. In: Proceedings of the Global Land Project 2nd Open Science Meeting. Berlin: Humbolt Universität Berlin, 2014, 1, p. 233.

Krása, J.; Stredova, H.; Dostál, T.; Novotny, I., 2016. Rainfall erosivity research on the territory of the Czech Republic. In: Mendel and Bioclimatology – Conference proceedings. Brno: Mendel University in Brno, 2016, pp. 182–196. ISBN 978-80-7509-397-4.

Laburda, T., Žížala, D. – Krása, J., 2015. Monitoring erozního poškození půd pomocí DPZ. In: GIS a životní prostředí 2015, Praha: Česká technika – nakladatelství ČVUT, p. 21. ISBN 978-80-01-05717-9.

Laburda, T.; Krása, J.; Macháčková, M.; Florian, M., 2016. Vývoj povrchu zemědělské půdy s využitím stereofotogrammetrie. In: GIS a životní prostředí 2016. Praha: Česká technika – nakladatelství ČVUT, ČVUT v Praze, p. 16. ISBN 978-80-01-05920-3.

Neugirg, F., Stark, M., Kaiser, A., Vlacilova, M., Della Seta, M., Vergari, F., Schmidt, J., Becht, M., Haas, F., 2016. Erosion processes in calanchi in the Upper Orcia Valley, Southern Tuscany, Italy based on multitemporal high-resolution terrestrial LiDAR and UAV surveys. Geomorphology, 269, pp. 8–22. ISSN 0169-555X.

Vláčilová, M., Kaiser, A., Krása, J., 2015. Využití dat vysokého rozlišení pro modelování erozních procesů na strmých svazích. In: GIS a životní prostředí 2015, Praha: Česká technika – nakladatelství ČVUT, p. 29. ISBN 978-80-01-05717-9.

Vláčilová, M., Krása, J., Kavka, P., 2014. Using remote sensing for volumetric analyses of soil degradation by erosion. In: Geophysical Research Abstracts, EGU General Assembly 2014, Wien.

Vláčilová, M., Krása, J., 2013. Monitoring erozního poškození půd a projevů eroze pomocí metod DPZ. In: Voda a krajina 2013, sborník příspěvků odborné konference konané 18. 9. 2013. Praha: ČVUT v Praze, 2013, pp. 311–319.

Vláčilová, M., Krása, J., David, V., Kavka, P., 2013. Monitoring erozního poškození půd pomocí metod DPZ. In: Digitální technologie v geoinformatice, kartografii a dálkovém průzkumu Země, sborník referátů. Praha: ČVUT v Praze, 2013, pp. 121–129.

Vláčilová, M., Krása, J., Kavka, P., 2014. Využití GIS pro objemovou analýzu aktuálního erozního poškození pozemku. In: GIS a životní prostředí 2014 – sborník abstraktů. Praha: Česká technika – nakladatelství ČVUT, p. 31. ISBN 978-80-01-05498-7.

Zumr, D., Dostál, T., Krása, J., Kavka, P., Janotová, B. et al., 2014. Runoff, sediment and Nutrient Transport Processes on Multiple Scales. In: Presentations of kick-off meeting of Cost action ES1306.

Žížala D., Zádorová T., Kapička J., 2017. Assessment of Soil Degradation by Erosion Based on Analysis of Soil Properties Using Aerial Hyperspectral Images and Ancillary Data, Czech Republic. Remote Sensing, 9, 28, pp. 24

Žížala D., 2016. Using Remote Sense Data For Monitoring Of Soil Degradation Caused By Erosion. In: Living Planet Symposium 2016, 9. 5. – 13. 5., 2016. Paper 2835 – Session title: Czech User Forum 3.

Žížala D., 2016. Využití obrazové spektroskopie při hodnocení erozního poškození půd. In: Pedologické dni 2016 – Poda v krajine, jej význam, postavenie a zranitelnosť, Ddudince, 7. 9. – 9. 9., 2016. Zborník abstraktov. ISBN 978-80-8163-017-0.

Žížala, D., Kapička, J., Novotný, I., 2015. Monitoring Soil Erosion of Agricultural Land in Czech Republic and Data Assessment of Erosion Events from Spatial Databse. In: International Conference on "Soil – the non-renewable environmental resource", Mendelova univerzita v Brně, 7. 9. – 9. 9, 2015. Book of Abstracts. ISBN 978-80-7509-322-6. Žížala D., Krása J., 2016. Využití obrazových spektrálních dat při výzkumu eroze. In: GIS LZE Mendelova univerzita v Brně, 25. 2.–26. 2., 2016. Sborník příspěvků z konference. ISBN 978-80-7509-414-8.

Žížala, D., Novotný, I., Papaj, V., Kapička, J., Petrus, D., 2015. Mapy nově vyvinutých, erozně ovlivněných půd – identifikace projevů vodní eroze půdy z archivních leteckých ortofotosnímků – pilotní území Kyjovská pahorkatina. Specializovaná mapa s odborným obsahem.

Žížala, D., Petrus, D., Beitlerová, H., Novotný, I., Papaj, V., 2015. Mapy nově vyvinutých, erozně ovlivněných půd – vymezení potenciálně erozně nebezpečných drah soustředěného odtoku – pilotní území okresu Hodonín a Břeclav. Specializovaná mapa s odborným obsahem.

Žížala, D., 2015. Analysis of Actual Soil Degradation by Erosion Using Satellite Imagery and Terrain Attributes in the Czech Republic. In: Geophysical Research Abstracts, EGU General Assembly 2015, Wien.

Název metodiky	Monitoring erozního poškození půd v ČR nástroji dálkového průzkumu Země
Autorský kolektiv	Daniel Žížala, Josef Krása, Markéta Báčová, Kateřina Zelenková,
	Tomáš Laburda, Ivan Novotný
Editor	Mgr. Daniel Žížala
Rok vydání	2016
Vydání	l. vydání
Vydal	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.
Tisk	Powerprint s.r.o., Praha 6 – Suchdol
Grafická úprava	Iva Schwertnerová
Rozsah	156 stran
Náklad:	100 ks
ISBN	978-80-87361-63-4

Doporučená citace metodiky

Žížala D., Krása J., Báčová M., Zelenková K., Laburda T., Novotný I.: *Monitoring* erozního poškození půd v ČR nástroji dálkového průzkumu Země. Certifikovaná metodika, VÚMOP, v.v.i., Praha, 2016, ISBN: 978-80-87361-63-4

Celostránkové ilustrace

- obálka Mozaika snímků DPZ v okolí Šardic, jižní Morava (ortofotomapy © ČÚZK, Copernicus Sentinel data 2016, LPIS © MZe ČR, ZABAGED® ČÚZK)
- str. 4 Barvy půd, výřezy z leteckých hyperspektrálních snímků v pravých barvách (© Centrum výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i.)
- str. 6 Erozní rýhy, snímek z erozní události v k.ú. Vícemilice, okres Vyškov (Monitoring eroze zemědělské půdy, me.vumop.cz)
- str. 15 Odnos erodované půdy, lokalita Postupice, okres Benešov (UAV snímek, © GEODIS Brno, spol s r.o. 2013)
- str. 16 Odraz světla od půdy Ilustrační obrázek (autoři)
- str. 38 Letecké hyperspektrální skenování Ilustrační obrázek (autoři)
- str. 73 Erodované půdy v okolí Čejkovic, jižní Morava, snímky z let 2000 a 2003 (ortofotomapy © ČÚZK, www.cuzk.cz)
- str. 74 Erodované půdy v okolí Krumvíře, jižní Morava (ortofotomapy © ČÚZK, www.cuzk.cz)
- str. 96 Testovací erozní plochy ČVUT nedaleko Slaného na UAV snímku (autoři)
- str. 134 Silně erodované půdy v oblasti Kyjovské pahorkatiny (autoři, mapový podklad ortofotomapy © ČÚZK, www.cuzk.cz)

Vydal: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. ISBN 978-80-87361-63-4

A STATE OF THE PARTY OF THE PAR