

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

**Bývalý vojenský újezd Milovice-Mladá:  
změny krajinné a vegetační mozaiky regionálního hotspotu  
biodiverzity**

Diplomová práce

Bc. Daria Ashmarina

Školitel: Miloslav Jirků, Ph.D.

Školitel specialista: RNDr. Martin Hais, Ph.D.

České Budějovice 2019

Ashmarina D. (2019): Bývalý vojenský újezd Milovice-Mladá, změny krajinné a vegetační mozaiky regionálního hotspotu biodiverzity [Former military training range Milovice-Mlada: changes of landscape and vegetation mosaic of regional biodiversity hotspot. Ms. Thesis, in Czech] 95 pp., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

### **Anotace**

Diplomová práce dokumentuje a analyzuje změny krajinného krytu, vývoje lesů a vegetace bezlesí nejrozsáhlejšího souvislého komplexu přírodě blízkých suchých nížinných lesů a bezlesí v České republice v kontextu historického vývoje a ochrany přírody. Poprvé je zdokumentován vývoj území nejen v době vojenského využití, ale také po ukončení činnosti armády (1950-2017). Nová data umožňují kvantifikovat dosavadní významné územní ztráty přírodovědně cenných území a stanovišť, identifikovat priority ochrany a potenciální refugia vzácné bioty a posoudit dopad různých typů managementu.

### **Annotation**

The thesis documents and analyses changes of land cover, development of forests and vegetation of non-forest habitats of the largest complex of naturalistic dry lowland forests and grasslands in the Czech Republic in the context of historical development and nature conservation. The development of the area is documented for the first time during the military past and also after the abandonment by army (1950-2017). New data allow quantification of losses of surface area and high-value nature habitats, identification of conservation priorities and potential refugia of rare biota and consideration of impact of different management methods.

## **Čestné prohlášení:**

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 11. prosince 2019

.....

Daria Ashmarina

## **Poděkování**

Ráda bych zde především velice poděkovala své rodině za lásku a neustálou podporu během celého mého studia na vysoké škole. Velmi děkuji svému školiteli Miloslavu Jirků za milý přístup, věnovaný čas, inspiraci, a hlavně trpělivost při vedení mé práce. Zároveň chci mockrát poděkovat Martinu Haisovi za jeho odborné rady a připomínky. Děkují také všem kolegům, kteří se nějakým způsobem podíleli na zpracování této práce.

# 1. Úvod

Druhové bohatství každého území stoupá s diverzitou ekologických podmínek, které toto území nabízí. Řada ohrožených druhů bývala v naší krajině v uplynulých staletích zcela běžná proto, že krajina byla nesrovnatelně pestřejší (Vrba *et al.*, 2012). Kromě rozmanitosti substrátu, reliéfu či hydrologických podmínek v „pravěké“ krajině tuto pestrost zajišťovala jednak nikdy nekončící proces abiotických narušení, disturbancí (např. záplavy, požáry, vítr, sníh) a jednak aktéři biotických, tedy velcí býložravci, gradace herbivorního hmyzu, patogenů apod. Každé narušení bylo následováno sukcesí, jež nabrala vždy trochu jiný směr podle konkrétního místa nebo času (Wu and Loucks, 1995). Od neolitu až do první poloviny 20. století udržovala pestrost krajiny, resp. její jemnozrnnou mozaikovitost, drobná pozemková držba, hospodářské postupy lišící se mezi vlastníky, technologická omezení, a v neposlední řadě také střídání intenzivního využívání a krátkodobého opuštění. Po přechodu k intenzivnímu lesnictví a zemědělství ve 20. století se pestrá a proměnlivá krajinná mozaika ztrácí, hospodaří se téměř výhradně ve velkých půdních blocích. Moderní zemědělství a lesnictví si z celého spektra možných sukcesních stavů vybírá jen ty, jež vyhovují z hlediska intenzivní produkce, zatímco ostatní systematicky potlačují. V krátkém časovém intervalu, u nás v 50. letech 20. st. vlivem kolektivizace, zaniká řada hospodářských postupů (a oborů), a s nimi mizí specifické typy krajinného krytu, např. extenzivní pastviny, vlhké stelivové louky, extenzivní sady, výmladkové lesy, pastevní lesy aj. Některé, jako třeba extenzivní sady, se udržely v marginálních oblastech díky částečnému zachování malých hospodářství či v přírodních rezervacích, jiné, jako třeba pastevní a výmladkové lesy zanikly zcela. Spolu s intenzifikací, resp. zjednodušením a zhrubnutím krajinné mozaiky, jde ruku v ruce chemizace, plošná aplikace syntetických hnojiv a pesticidů se stává standardní součástí zemědělské i lesnické praxe. V neposlední řadě dochází k výrazné degradaci hydrologických poměrů, krajina ztrácí retenční schopnost zadržovat vodu, rozsáhlé oblasti jsou odvodněny, většina toků je nějakým způsobem regulována.

Právě vojenské výcvikové prostory (dále VVP), aktivní i opuštěné, představují jedna z mála území, kterým se díky ukončení či omezení hospodářského využití popsané negativní krajinné změny do značné míry vyhnuly. Díky tomu jsou VVP významnými refugii řady organizmů, které z běžné krajiny ustoupily či zcela vymizely, včetně řady ochránářsky významných druhů. V důsledku specifického způsobu využití navíc VVP disponují pestrou škálou biotopů

v různých sukcesních stádiích, což biodiverzitu dále podporuje. Chápání VVP jako hotspotů biodiverzity nebylo dříve samozřejmostí už vzhledem k intenzitě a destruktivitě disturbancí, která vojenská cvičení doprovází. Je třeba si však uvědomit, že disturbance v krajinném měřítku nejsou novým ekologickým fenoménem a že vždy patřily k přirozené dynamice krajiny (Warren *et al.*, 2007). Právě díky časoprostorově různorodým disturbančním režimům vznikaly na rozsáhlých plochách otevřené a polootevřené krajiny VVP charakteristické jemnozrné mozaiky stanovišť (Báldi and Batáry, 2011). Disturbance způsobené vojenským výcvikem mohou svým způsobem napodobovat přirozené disturbance (Rivers *et al.*, 2010). Po pádu železné opony velká část VVP přestala sloužit jako cvičiště a bylo postupně převáděna do civilního režimu. Týká se to většiny malých cvičišť poblíž měst, i některých velkých (VVP Brdy, ostatní velké VVP částečně v rámci tzv. racionalizace). Jak ukazuje praxe, jakmile vojenské disturbance ustanou, území podléhá rychlé sukcesi, biotopová diverzita se snižuje, a dochází k poklesu počtu rostlinných a živočišných druhů, zejména pak kompetičně slabších taxonů vázaných na raná sukcesní stadia a společenstva na nich závislá (Warren and Büttner, 2008; Sádlo, 2009; Kim, Kwon and Lee, 2015). Tento proces postihl v různém rozsahu prakticky všechny naše VVP, ty aktivní vlivem útlumu cvičení armády, ty opuštěné vinou dlouhého rozhodování o jejich dalším osudu či nedostatkem prostředků na aktivní management tak rozsáhlých území, často však kombinací obojího.

Paradoxně se velká rozloha VVP, která zajistila přežití řady ohrožených druhů a společenstev ve 20. století stala po odchodu armády z hlediska aktivního managementu nevýhodou. Důvody jsou zřejmé - management velkých ploch bezlesí a polootevřených biotopů je finančně a personálně enormně nákladný a tedy realistický na plochách řádově menších než VVP, a pro velkou část území bývalých VVP chyběly exaktní podklady pro vytyčení managementových priorit, umožňující včas zaměřit omezené prostředky ochrany přírody tam, kde jich bylo nejvíce třeba. Výsledkem je značně neuspokojivý stav velké části bývalých VVP ve smyslu velkých ztrát jejich biodiverzity vlivem sukcese příp. tvrdého developmentu (urbanizace) či zemědělské a lesnické intenzifikace, které z nich každoročně ukrajují další zbytky cenných biotopů. Naše VVP se nacházejí na historické křižovatce. Stále jsou z hlediska přírody hodnotné, řada z nich je však ve stadiu, kdy každé další prodlení cílené péče, nebo zamezení nevhodnému způsobu hospodaření v nich, znamená významné ztráty cenných nelesních i lesních stanovišť, které je rychle přibližují okolní dávno již ochuzené krajině. Přes tři desetiletí obecného povědomí o přírodních hodnotách VVP, jejich biologickému mapování a výzkumu stále není jejich osud rozhodnut a neexistuje komplexní strategie jejich managementu.

Tato práce se věnuje bývalému VVP Milovice-Mladá (dále jen VVP Milovice), který byl vybrán jako modelové území pro studium dynamiky vývoje krajinného krytu (LC, land cover) v kontextu změn jeho využívání a managementu. Hlavní motivací práce je poskytnout exaktní podklady pro posouzení historického i recentního vývoje VVP Milovice, zhodnocení dosavadních ztrát cenných stanovišť a identifikaci priorit ochrany, např. biologicky cenných stanovišť s dlouhou kontinuitou apod. V neposlední řadě je jedním z cílů poskytnout argumenty pro zvýšenou politickou podporu adekvátní ochrany cílového území, protože nynější vymezení chráněného území je výsledkem řady kompromisů, kvůli kterým zůstaly velké plochy cenných stanovišť jak mimo stávající EVL, tak mimo navrhovanou NPP Milovice-Mladá. Práce se zabývá vývojem LC obecně s důrazem na osud bezlesí ve sledovaném období 1950-2017. Jde o první fázi širšího projektu nad rámec předložené diplomové práce, přičemž dalším krokem by měla být podobně zevrubná analýza lesů (a na méně podrobné úrovni též jiných českých VVP).

#### Hypotézy:

- VVP uchovaly cenná nelesní i lesní stanoviště, i ony se však potýkají s jedním z hlavních současných problémů ochrany přírody – zarůstáním otevřené krajiny
- Proporčně největší ztráty cenných bezlesí a světlých lesů proběhly po roce 1995
- Intenzita a charakter disturbancí určují heterogenitu vegetace/biotopů
- Výpadky disturbancí vedou k homogenizaci vegetace/biotopů
- Převod VVP do civilního režimu vedl ke ztrátám biologicky cenných ploch vlivem změn land-use a sukcese
- Managementové disturbance obnovují heterogenitu vegetace
- Intenzivní pastva domácích zvířat a přirozená pastva velkých kopytníků generují odlišnou vegetaci (heterogenita, expanzivní taxony)

#### Hlavní cíle:

- Literární přehled specifik VVP a jejich biologických hodnot s důrazem na modelové území
- Kompletace a georeferencování časové řady leteckých snímků modelového území v období 1950-2017
- Posouzení kvantitativních a kvalitativních změn LC na základě leteckých snímků z období 1950-2017
- Verifikace recentních (2017) dat v terénu

## 2. Literární přehled

### 2.1. Specifika VVP a jejich vliv na přírodu

Většina cvičišť a střelnic byla zřizována v 50. letech minulého století nebo ještě dříve. Byly zakládány v zemědělské krajině, která ale byla ještě značně heterogenní, složená z mozaiky drobných políček, pastvin či selských lesů zahrnujících širokou škálu porostních typů od zapojených vysokokmenných kultur přes různé typy výmladkových lesů neboli pařezin (střední a nízký les) po lesy pastevní. Vznikaly zkrátka z jemnozrné zemědělské mozaiky s různým podílem různých typů lesů, z mozaiky, která byla v průměru druhově značně bohatá (Jongepierová *et al.*, 2012). Po zřízení VVP území o velikosti desítek až stovek hektarů byla podle zákona společně s veškerým majetkem převedena pod vojenskou správu a začala sloužit k vojenskému výcviku ozbrojených složek státu. Vojenské újezdy se tak staly uzavřenými částmi krajiny. Tímto způsobem se scénář vývoje krajiny v těchto územích zásadním způsobem změnil. Podstatné je, že nyní zde na rozdíl od okolní krajiny byla omezena intenzifikace zemědělství a urbanizace. Cvičiště byla navíc založena co do rozlohy velmi velkoryse, čímž zpravidla obsáhla velkou škálu biotopů v různých sukcesích stádiích a tím i velký počet druhů.

Vlastní vojenská činnost byla zpravidla soustředěna do tří intenzivně využívaných oblastí, a to v každém z prostorů. Tvořily je území či místa určená k ubytování a správě, výcvikové plochy, a cílové a dopadové plochy. Režim každé z nich měl přímý i nepřímý dopad na prostředí, spočívající v chemické, mechanické a biologické zátěži (v literatuře 90. let 20. stol. bylo v podobných souvislostech užíváno slovo „znehodnocení“ (Husáková, 1992). Dobové postoje ochranné komunity vůči vojenským disturbancím shrnuje např. Čas však ukázal, že původní obavy z chemické zátěže, která měla spočívat v kontaminaci porostů, půdy, a především vod ropnými produkty, je lokálního charakteru a soustředí se do areálů letišť a podobných zařízení (Jirků, pers. com.; Husáková 1992). Mezi chemickou zátěží byly v minulosti počítány i časté požáry, aby nakonec byly vyzdvihovány jako jeden z významných zdrojů disturbancí podporujících biodiverzitu VVP. Zevrubně se tématu požárů v kontextu managementu některých typů bezlesí, zejména vřesovišť, věnují Sedláček, Marhoul, and Dušek 2015. Jako jeden z hlavních typů environmentální zátěže ve VVP byly dříve často zmiňovány mechanické disturbance spočívající v periodickém zraňování povrchu půd a v následné erozi, v zásazích do reliéfu (výbuchy munice, zářezy, násypy), budování vodních děl (tanková brouzdaliště) apod (Husáková, 1992). Také tyto typy disturbancí začaly být časem chápány jako zdroj žádoucí heterogenity prostředí (Jongepierová *et al.*, 2012; Cizek *et al.*, 2013). Dále byla vnímána zátěž či dokonce znehodnocení biologické, které bylo do jisté míry následkem předchozích a vedlo k sukcesím, znamenajícím vážné změny ve vegetačním krytu a k nástupu,



často velkoplošnému expanzivních a invazních druhů. Jak uvádí opět Husáková (1992), sukcese na disturbovaných plochách (odstranění půdního povrchu, pojezdy těžkou vojenskou technikou) např. ve VVP Březina končila pozorovaná sukcesní řada na takových plochách hustými porosty ostružiníků, ale na většině míst došlo k nástupu celého spektra konkurenčně silných expanzivních druhů, s příměsí druhů invazních, např. *Calamagrostis epigeios*, *Calamagrostis canescens*, *Baldingera arundinacea*, *Holcus mollis*, *Petasites officinalis*, *Lupinus polyphyllus*, *Sarothamus scoparius*, *Agropyrum repens*, *Urtica dioica*, *Impatiens parviflora*, *Betula alba*, *Salix aurita*, *Salix cinerea*, *Salix caprea*, *Populus tremula*. V literatuře nelze dohledat výsledky dalšího osudu těchto ploch/společenstev, lze ale předpokládat jejich sukcesí v porosty dřevin, opětovné navrácení do raně sukcesního stadia činností armády, příp. zemědělská či lesnická kultivace na trvalé travní porosty či lesní kultury. Důvodem této domněnky je absence zmínek o podobném vývoji vegetace VVP v recentní literatuře.

Většina civilního obyvatelstva se přiklání k názoru, že působení cvičících vojsk vede nutně k silnému poškození přírodních složek prostředí, ale nemusí to být nutně pravdou. Vojenská výcviková činnost je/byla většinou soustředěna do určitých, převážně centrálních partií újezdů a představuje zhruba jen 5-10 % rozlohy (Husáková, 1992). Rozsah lokálních devastací v prostorech využívaných armádou většinou nepřekročil hranici ekologické únosnosti, nahlíželi na vojenský újezd jako na celek. Naopak se postupem času ukázalo, že právě disturbancím způsobeným vojenskou výcvikovou činností, vděčíme za velmi cenná přírodní stanoviště (Vrba *et al.*, 2012).

Biotopová heterogenita a procentuální zastoupení jednotlivých typů stanovišť v konkrétních vojenských výcvikových prostorech je závislé na klimatu, topografii, půdních podmínkách, biotických interakcích a specifickém disturbančním režimu (Turner and Gardner, 2003). Různé typy výcvikových činností armády jsou heterogenní jak v prostoru, tak v čase, což vede ke vzniku (a udržování) mozaiky různě se měnících stanovišť. Tyto stanoviště pak hostí různorodé spektrum rostlin a živočichů, včetně ohrožených. Dopady činnosti armády však samozřejmě nevyhovují ve stejné míře všem druhům, těmito aktivitami byl podporován vznik zejména raně sukcesních stadií a na ně vázaných druhů. Právě permanentní či opakovaná disturbance je zásadní pro přežití mnoha druhů organismů patřících v současnosti mezi nejohroženější (White and Jentsch, 2004). Dalším důležitým faktorem ovlivňujícím druhovou diverzitu vojensky využívaných ploch je skutečnost, že tato místa unikla plošné eutrofizaci, chemizaci, melioracím a jiným důsledkům intenzifikace zemědělství ve 20. stol. (Marhoul and Zámečník, 2012). Biologové postupně zjistili, že VVP slouží jako refugia organismů v běžné volné krajině již vzácných nebo vymřelých (Reif *et al.*, 2011). Výzkumy ukazují, že pro řadu skupin mají tato

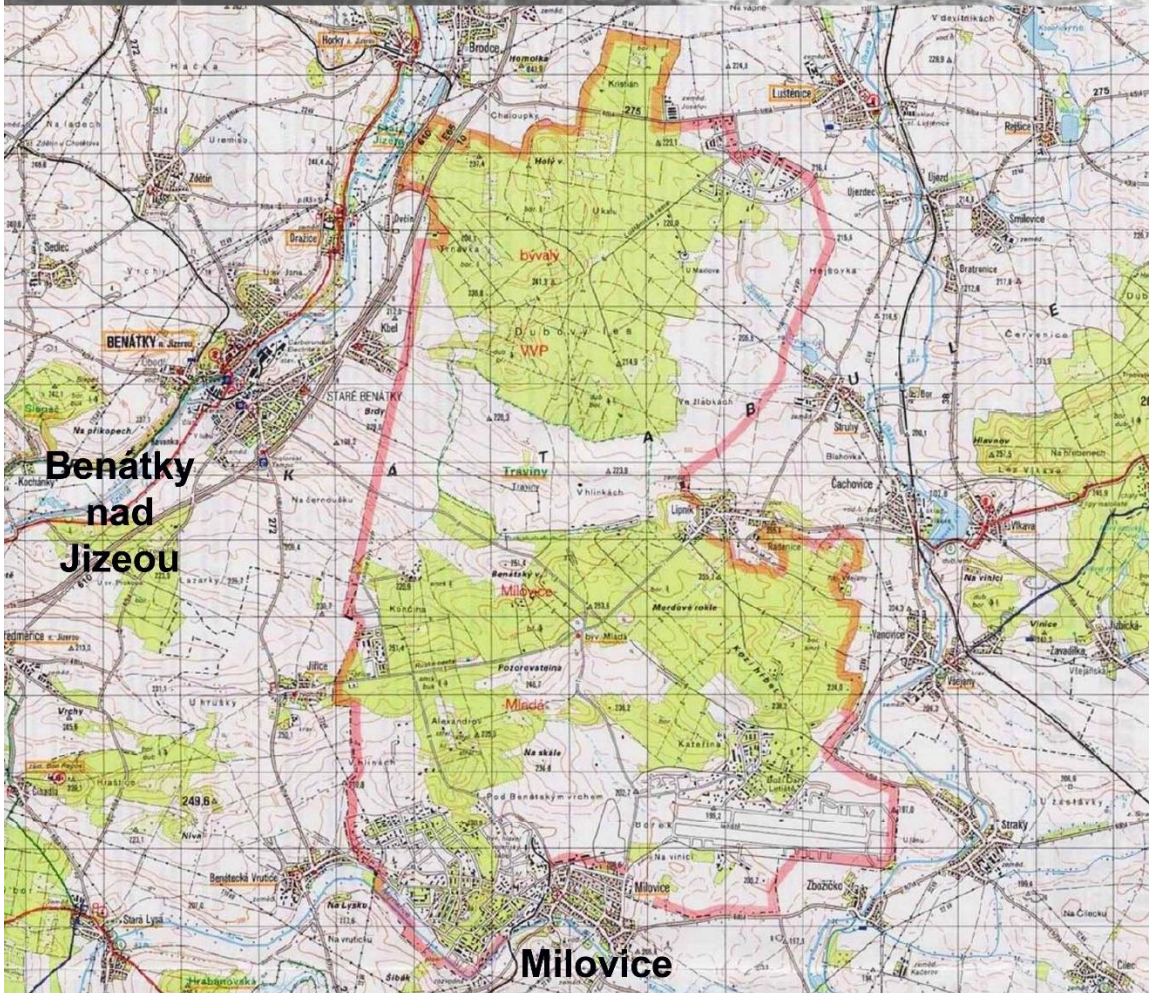
místa stejný, a pro některé taxony dokonce větší význam než rezervace s obdobnými typy biotopů (Cizek *et al.*, 2013). Vojensky ovlivňovaná území jsou klíčová zejména pro organismy vyžadující disturbovaná, raně sukcesní a otevřená stanoviště – místa, která v posledních desetiletích z krajiny prakticky zmizela.

Na začátku 90. let 20. století prošla území využívaná armádou zásadní změnou. Po odchodu sovětských vojsk a po redukci české, resp. československé armády byla v naprosté většině cvičišť ukončena výcviková činnost a ve zbývajících VVP došlo k utlumení aktivit. Po dvaceti letech od ukončení vojenského výcviku na nevyužívaných plochách cvičišť započal sukcesní vývoj a biotopy kdysi vzniklé a udržované vojenskou činností postupně zanikají. Z homogenizující se mozaiky biotopů nejrychleji v tomto případě vymizí obnažená půda a řídké trávníky (Vrba *et al.*, 2012; Cizek *et al.*, 2013). Následně může docházet k masivnímu rozvoji porostů dřevin (Marhoul and Zámečník, 2012). S tím logicky souvisí i velmi rychlý ústup druhů vázaných na silně disturbované biotopy (Cizek *et al.*, 2013). Bohužel ani maloplošná chráněná území a EVL vyhlášená v rámci bývalých VVP nebyla vždy spravována optimálně. Některá zůstala prakticky bez managementu (např. PR Tankodrom u Rakovníka, PP Tábor-Zahrádka), v dalších územích byl zvolen nevhodný způsob hospodaření, např. homogenní strojní seč, intenzivní pastva ovcí (EVL Milovice-Mladá) aj.

Za biologickou výjimečností vojenských výcvikových prostorů stojí dva hlavní faktory. Prvním je jejich celková uzavřenost. Díky ní nebyla tato území vystavena působení negativních vlivů, jako je intenzifikace zemědělství nebo urbanizace. Druhým faktorem je samotný vojenský výcvik a související disturbance jako krajínotvorný proces, jehož působením vzniká heterogenní mozaika různých biotopů.

## **2.2. VVP Milovice**

Modelové území této práce se nachází ve Středním Polabí a dolním Pojizeří, v okresech Nymburk a Mladá Boleslav, konkrétně v území zhruba ohraničeném obcemi Milovice, Benátky nad Jizerou, Lipník, Luštěnice a Straky (Obr. 1).



**Obr. 1.** Hranice bývalého vojenského výcvikového prostoru Milovice-Mladá, stav před ukončením činnosti armády (převzato z Vitner, 2005). Nahoře tanky v úkrytu, snad lokalita Pozorovatelná, 1930.

První zmínky o milovickém cvičišti pocházejí z roku 1866, kdy lépe vycvičená a modernizovaná Pruská armáda zvítězila nad vojsky Rakouské armády. V důsledku této porážky začalo hledání výcvikového prostoru, který by plnil požadavky moderního výcviku vojsk. Ve výběru byla řada lokalit, pouze jediná ale vyhověla požadavkům armády. V roce 1901 tak bylo vybráno území východně od Nových Benátek, které Rakouskému ministerstvu války plně vyhovovalo. Prostor vojenského cvičiště o rozloze 3465 ha byl připraven k předání 31. března 1904. Obec Mladá, která ležela uvnitř výcvikového prostoru, byla nuceně vysídlena v říjnu 1905. Ruiny vesnice poté posloužily jako cvičné terče. Účelem VVP bylo především konání rozsáhlejších cvičení, sloužit měl ale i jako střelnice, zvláště pak střelnice dělostřelecká, po zřízení letiště také pro letecké bombardování cvičných cílů. V prvních letech existence VVP Milovice došlo k jedinému plošnému kácení lesních porostů, a to v cílové ploše a pozorovacím sektoru dělostřelecké palby západně od obce Lipník, a dále na Mýtku (= Mýtka), na vrchu Kateřina a v jižní části Dubového lesa východně od Benátek n. Jizerou (Vitner, 2005b).

Roku 1923 byla v prostoru dislokována první obrněná jednotka Československé armády. Od této doby zde začal probíhat výcvik jednotek vozidel, které se mohly pohybovat v terénu mimo komunikace (tanky, obrněné transportéry). Výcvik dělostřeleckých, pěších a dragounských (těchto do r. cca 1940) jednotek pokračoval, v prostoru probíhala vševojsková činnost. V roce 1929 bylo založeno letiště Boží Dar. Tehdy šlo o menší letiště s travnatou nezpevněnou plochou. V letech 1948-1950 bylo letiště rozšířeno do současné rozlohy a byly postaveny betonové dráhy včetně ostatních zařízení.

V letech 1939-1945 používala území VVP německá armáda. Pokračovaly zde stejné druhy vojenské činnosti včetně intenzivního využití letiště. Zároveň se území VVP stále rozšiřovalo, přičemž Němci měli v plánu celý prostor rozšířit podle starých rakouských plánů na 5.300 ha, a intenzivně se budovala nova vojenská infrastruktura (střelnice, sklady munice atd.).

Po ukončení druhé světové války v roce 1945 VVP Milovice převzala zpět Československá armáda a rozsah VP byl zredukován na předválečnou rozlohu. V roce 1952 usnesením vlády Československé republiky bylo území VVP opět rozšířeno do necelých 59 km<sup>2</sup>, tedy rozlohu větší než za 2. světové války. V r. 1950 zde byl zřízen tzv. vojenský újezd, prostor se tím stal pro civilní osoby nepřístupným a hospodářská činnost na bezlesí zcela ustala. Mezi lety 1963-1968 byla na bezlesí Na skále provozována pastvina hovězího dobytka (Vitner, 2005b).

Mezi lety 1968-1991 zabrala prostor VVP sovětská armáda. Byla zde dislokována 15. gardová tankové divize s podpůrnými bojovými a pomocnými jednotkami. Docházelo k občasným lokálním požárům lesních porostů a bezlesí a k bodové kontaminaci zeminy ropnými

látkami. Výsledkem činnosti vojsk však ani v tomto období nebylo žádné rozsáhlejší nebo trvalejší poškození přírody, nepočítáme-li jednu velkou a několik menších skládek neznámého obsahu (Husáková, 1992).

Výsledkem výše uvedených dějů je zachování relativně velké plochy vyvážené nížinné krajiny ve stavu blízkém situaci na přelomu 19. a 20. století, značnými plochami přírodě blízkých lesů a rozsáhlými komplexy cenných nelesních biotopů, s odpovídajícím spektrem rostlinných a živočišných společenstev, která nebyla v 50-80. letech 20. století vystavena přímému vlivu masivní zemědělské intenzifikace.

V roce 1991 byl VVP zrušen a veškerá vojenská aktivita byla ukončena. Území se stalo volně přístupné pro civilní osoby, a tak se stalo zranitelným ze strany developerských záměrů, intenzifikace zemědělství a lesnictví. Po zrušení VVP v lesních porostech se začala provádět ve velkém rozsahu holosečná těžba dřeva s následnou výsadbou monokultur borovic, smrků a nepůvodního dubu červeného (*Quercus robur*). Mimo jiné zde byly založeny skládka na Benáteckém vrchu a golfový areál, které zabraly velkou část zdejších cenných bezlesí. Zbyla část velkých bezlesí byla na dlouhou dobu (cca 20 let) ponechána samovolnému vývoji. Území začalo intenzivně zarůstat expanzivními druhy trav a náletovými dřevinami (včetně invazního akátu).

### **2.3. Přírodní poměry VVP Milovice**

Území bývalého VVP Milovice leží na jihovýchodním okraji Dolnojizerské tabule, v letech 1904-1990 bylo soustavně využíváno armádou a nebylo tedy na rozdíl od ostatních nížinných oblastí ČR zasaženo intenzifikací zemědělství a lesnictví. Reliéf je mírně zvlněný s nejnižší položenými body kolem 200 m a nejvyššími body mírně přesahujícími 250 m. Geologickým podkladem jsou křídové horniny vesměs mírně vápnité, částečně překryté šterkopísky. V odlesněné krajině se tak na písčítých hlinopísčítých náplavách Jizery vyvinulo nebo zachovalo velké množství cenných a variabilních stanovišť, poskytujících příznivé prostředí pro život mnoha druhů rostlin a živočichů (Skalický, Steklová and Hajzlerová, 2007). Existence takto rozsáhlého nezastavěného a intenzivně zemědělsky a lesnický nevyužívaného území v hercynské oblasti ve střední Evropě je skutečně výjimečná (Petříček, 1995; Vitner, 2003).

Jak již bylo zmíněno, bývalý VVP Milovice disponuje velmi bohatými, a hlavně rozsáhlými nelesními stanovišti. Třemi hlavními bezlesími jsou dnes od jihu k severu lokality: Pod Benáteckým vrchem (ve starší literatuře zvané „Na skále“), Pozorovatelna a Travniny (jejichž východní část je v starší literatuře zvána „V hlinkách“). Rovněž menší cvičiště a technická zázemí v milovických lesích, panelové odstavné plochy a cesty, ruderalní porosty v bývalých

sovětských Milovicích a v blízkosti technických budov, pustá sportovní hřiště a jiné „brownfields“ představovaly vhodná prostředí pro bohatě diverzifikovaná společenstva živočichů a rostlin. Jak uvádí Zavadil et al. (2001) „Lesní porosty, převážně v severozápadní části, představují typovou a vývojovou škálu různých lesních prostředí. Uvedená skutečnost platí zejména pro hraniční zónu, kde dubo-borový les přechází v otevřenou parkovitou krajinu“. Tato charakteristika ve skutečnosti dosud platí pro velkou část okrajů hlavních bezlesí uvedených výše.

Biotopově je sledované území velmi různorodé – od luk stepního charakteru přes lesostepi, listnaté lesy až po borové a smrkové monokultury v okrajových částech území. Vlhké louky se vyskytují pouze za východním okrajem modelového území podél toku Vlkavy. Z listnatých dřevin mají nejvyšší zastoupení dub, bříza a osika, méně jiné topoly, lípa a javory (klen, mlč), z keřů hloh, slivoně (špendlík, trnka), růže, brslen evropský, dříšťál (jen Tráviny), místy janovec, ptačí zob.

Na území VVP byl zjištěn značný počet (přes 280) chráněných, ohrožených nebo z hlediska ochrany přírody jinak významných druhů rostlin a živočichů. U některých z nich jde o velmi významné až unikátní populace v rámci Čech nebo i ČR. Na základě mapování stanovišť soustavy Natura 2000 a dalších průzkumů byla r. 2005 část území VVP o rozloze 1244 ha zařazena do Národního seznamu evropsky významných lokalit. V tomtéž roce byl podán návrh na vyhlášení NPP Milovice-Mladá (Vitner, 2005b).

Velká většina poznatků o přírodě VVP pochází z posledních 15 let, naopak téměř chybí údaje z let 1950-1991, kdy bylo území VVP civilním osobám nepřístupné. Výjimkou je rukopisná fytoocenologická studie na objednávku ministerstva národní obrany za účelem biologické asanace (Kopecký et al. 1985; Kopecký and Husová 1987). Výsledky tohoto průzkumu byly utajovány a primární data zatím nikdo nezískal a nezveřejnil. Bezprostředně po zpřístupnění prostoru r. 1991 začal probíhat s různou intenzitou a zaměřením jeho průzkum (Němec, Petříček and Plesník, 2001).

Typy vegetace jsou především podmíněny půdně ekologickými podmínkami. Vlhkostní podmínky jsou celkem vyrovnané, druhy půd jsou naopak výrazně odlišné: od propustných písčitohlinitých na zbytcích pleistocenních teras Jizery (Pozorovatelna), případně na křídových opukách (Tráviny), až k těžkým, málo propustným na slínovcích (Pod Benáteckým vrchem) (Petříček and Wild, 2007).

Mimo níže rozebírané skupiny je VVP Milovice podobně jako řada jiných VVP refugiem velkých lupenonohých korýšů (*Branchiopoda*) (Zavadil, 2001b). V České republice kriticky

ohrožené druhy listonoh letní (*Triops cancriformis*) a žábronožka letní (*Branchipus schaefferi*) jsou vázány na periodické vodní plochy v nižších a středních polohách, přičemž většinou jde o zcela či částečně vysychající louže v proláklínách terénu na polích, pastvinách nebo polních cestách (Škapec, 1992). Tento biotop se ve větším rozsahu dochoval pouze na plochách různých vojenských cvičišť, naopak jinde v krajině se vlivem údržby a postupného zpevňování polních a lesních cest stali extrémně vzácnými (Matějů and Zavadil, 2012).

### 2.3.1. Flóra

Mezi nejcennější typy travnatých porostů jsou xerothermní společenstva subatlantských širokolistých suchých trávníků svazů *Bromion erecti*, mezofilní ovsíkové a kostřavové louky *Arrhenatherion elatioris*, dosud přítomny jsou i malé fragmenty zarůstáním již značně degradovaných suchých vřesovišť a písčín (IUCN, 1996). V zájmovém území se dle předchozích výzkumů vyskytují všeobecně rozšířené druhy jako např. *Eryngium campestre*, *Medicago falcata*, *Hypericum perforatum*, *Lotus corniculatus* aj. (Petříček, 1992; Wild, 1996). Porosty trav na vysychavých půdách se skládají z *Bromus erectus*, dále *Brachypodium pinnatum* z ostřic pak *Carex flacca* nebo *Carex tomentosa*. Na místech s hlubší půdou se nachází *Calamagrostis epigejos* a *Arrhenatherum elatius*. Z běžných dvouděložných bylin se vyskytují na území *Galium verum*, *Cirsium arvense*, *Coronilla varia* nebo *Salvia pratensis*. Z méně obvyklých druhů například *Astragalus danicus*, *Dorycnium herbaceum* nebo zákonem chráněný hořec křížatý *Gentiana cruciata*.

Česká společnost entomologická v roce 2005 vydala návrh na vyhlášení NPP Milovice-Mlladá (Vitner, 2005b), která shrnuje hlavní poznatky o floristických poměrech zájmového území (zejména však Petříček 1995; Petříček and Wild 2001; Vitner 2003) přičemž uvádí následující seznam 70 zajímavých významných druhů cévnatých rostlin (Příloha 1). Starší studie, které byly provedeny krátce po odchodu armády uvádí celkem 252 druhů cévnatých rostlin, pozdější botanická studie uvádí 235 druhů s tím, že některé významné taxony již nalezeny nebyly, např. *Thymelaea passerina*, *Rosa gallica* (ve skutečnosti dodnes přítomna, pozn. autorka), *Gentianella amarella*, *Armeria vulgaris* (Skalický et al. 2007). U některých druhů je dnes již jisté jejich vyhynutí (*G. amarella*), jiné zde neuvedené jsou aktuálně podle vlastních pozorování na pokraji vyhynutí (např. *Verbascum phoeniceum*, *Orchis morio*, *Juniperus communis* aj.), nebo jsou dlouhodobě neznámé a pravděpodobně rovněž vyhynulé (např. *Anemone sylvestris*, *Aster amellus*, *Gymnadenia conopsea*, *Prunella grandiflora* aj.).

### 2.3.2. Fauna – Motýli

Bývalý VVP Milovice je významným refugiem denních motýlů, neboť zde bylo nalezeno plných 94 % druhů Macrolepidopter známých z oblasti středního Polabí (Matouš, 1994; Cizek *et al.*, 2013). Historicky je za posledních cca sto let podle NDOP AOPK (2019, konzultován o J. Beneš BC AVČR) z mapovacího čtverce 5755, do něhož VVP Milovice spadá, hlášeno 99 druhů denních motýlů (bez vřetenušek). Jde o podstatnou část české motýlí fauny, celá třetina (34 druhů) však vyhynula. Za stejnou dobu se vrátily dva druhy (otakárek ovocný a modrásek jetelový) a další tři druhy přibýly v rámci své aktuální expanze (detaily viz Příloha 2). Podobná je situace u vřetenušek (bez zelenáčků), kdy z 11 doložených druhů jsou tři vyhynulé (NDOP AOPK 2019, Beneš pers. com.). Zvláštní pozornost zasluhuje modrásek hořcový Rebelův (*Phengaris alcon rebeli*, červený seznam: EN), který má ve VVP Milovice patrně největší populaci v rámci ČR a spolu se svou jedinou hostitelskou rostlinou, hořcem křížatým, představuje neformální deštníkový a jisté míry i vlajkový druh modelového území.

### 2.3.3. Fauna – Obojživelníci

Osud obojživelníků v bývalém VVP Milovice do značné míry závisel na vojenském využití (Zavadil 2001). Mnohé druhy využívají k rozmnožování specificky antropogenně modelovaný biotop, zejména pak bezlesí erodované (např.) vojenskou technikou. Takto reaguje zejména ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*), která se rychlým „negativním“ změnám dobře přizpůsobuje. Ponechání erodovaných bezlesí samovolnému vývoji, resp. sukcesi, bylo pro ni zřejmě osudné, patrně vyhynula. Nálezová databáze NDOP uvádí poslední pozorování r. 2002, od té doby nebyla v modelovém území potvrzena. Jediný recentní údaj 17.6.2019 je založen na hlase volajícího samace, který patřil v lepším případě hybridnímu jedinci (V. Zavadil 2019, pers. com.). Ve značné míře totéž platí i pro některé další druhy obojživelníků. Ropucha krátkonohá, ropucha zelená, ropucha obecná, rosnička zelená a skokan štíhlý využívali k rozmnožování periodické kaluže, ve kterých žijí i oba druhy korýšů (*Branchipus schaefferi*, *Triops cancriformis*). V Příloze 3 jsou uvedeny druhy obojživelníků nalezené v bývalém VVP Milovice před rokem 2005 a významné z hlediska ochrany přírody. Z uvedených druhů vymizeli z důvodu zániknutí vhodných biotopů již zmíněná ropucha krátkonohá a rosnička zelená (*Hyla arborea*), dlouhá léta nebyla pozorována ani blatnice skvrnitá.

### 2.3.4. Fauna – Ptáci

Unikátní území bývalého VVP Milovice jako i jiné vojenské újezdy se vyznačuje velkým množstvím ptačích druhů, které mají navíc často navzájem značně odlišné ekologické nároky



(Kloubec, B., Hora, 2006; Reif and Marhoul, 2010). Díky typicky různorodé mozaice biotopů se ve vojenských prostorech mísí druhy lesní s druhy otevřené krajiny, druhy teplomilné s horskými, mokřadní s (leso)stepními (Kloubec and Hora 2006; Rivers et al. 2010; Sedláček et al. 2006). Přehled nejvýznamnějších druhů ptáků z hlediska ochrany přírody je uveden v Příloze 4. Uvedený přehled a nálezová data ze starších zdrojů (Zavadil *et al.*, 2001) naznačuje, že VVP Milovice se stal především významným refugiem druhů vázaných na otevřenou zemědělskou krajinu. Některé ze zjištěných druhů představují v rámci České republiky mimořádný výskyt (dytík úhorní *Burhinus oediconemus*, linduška úhorní *Anthus campestris*), jiné zde dosahují mimořádně vysoké početnosti, zejména strnad luční (*Miliaria calandra*), který zde má údajně nejsilnější populaci v ČR, či skřivan polní (*Alauda arvensis*). Mnohé ptačí druhy vázané především na otevřené biotopy (obnazené půdy, krátkostébelné trávníky, otevřené lesy na písčínách) již v Milovicích nenajdeme (Reif and Marhoul, 2010). Jsou to například chocholouš obecný (*Galerida cristata*), linduška úhorní (*Anthus campestris*), linduška luční (*Anthus pratensis*), skřivan lesní (*Lullula arborea*) a bělořit šedý (*Oenanthe oenanthe*). (Posledně jmenovaný je však v Milovicích občas pozorován, NDOP 2019.)

## 2.4. Ochrana přírody VVP Milovice

Teprve první soustavný botanický průzkum v roce 1987 (Kopecký and Husová 1987) umožnil objevit řadu fytogeograficky i ochrannářsky cenných taxonů i společenstev. Ihned po opakování tohoto průzkumu po odchodu vojsk, byla postupným výběrem nejcennějších lokalit navržena dvě reprezentativní území k ochraně formou přírodních rezervací: Pod Benáteckým vrchem a Traviny (Petříček and Wild, 2007). Kuriózně jde o dvě bývalé intenzivní výcvikové plochy za doby vojenského využívání s trvalou mechanickou disturbancí a dalšími stresy jako požáry. Výsledkem byla mozaika travinobylinných společenstev, od efemérních ruderálních „úhorů - lad“ přes plochy ruderálních vysokobylinných porostů po květnaté a druhově bohaté semixerotermní a acidofilní trávníky, především společenstev svazu *Bromion* a *Corynephorion*. Po roce 1991 byla na několika dílcích lokalitách ve VVP vyhlášena ochrana různého stupně a zaměření.

V roce 1993 byla na dobu dvou let vyhlášena OÚ Mlada Boleslav přechodně chráněna plocha Traviny (č.j. ŽP – 1545/93). Bylo plánováno vyhlášení PR, k němuž však dosud (do r. 2019) nedošlo. V roce 2002 byla vyhlášena OÚ Nymburk přírodní rezervace Pod Benáteckým vrchem (Nařízení OÚ Nymburk č. 2/2002). V roce 2003 byla vyhlášena MěÚ Lysá nad Labem na dobu peti let Přechodně chráněná plocha Pozorovatelná (č.j. ŽP 1020/239/03 – SV).

Již od roku 2005 je navržena národní přírodní památka Milovice-Mladá, která by s určitou úpravou hranic měla nahradit stávající oblast EVL. Avšak k uskutečnění tohoto záměru dodnes

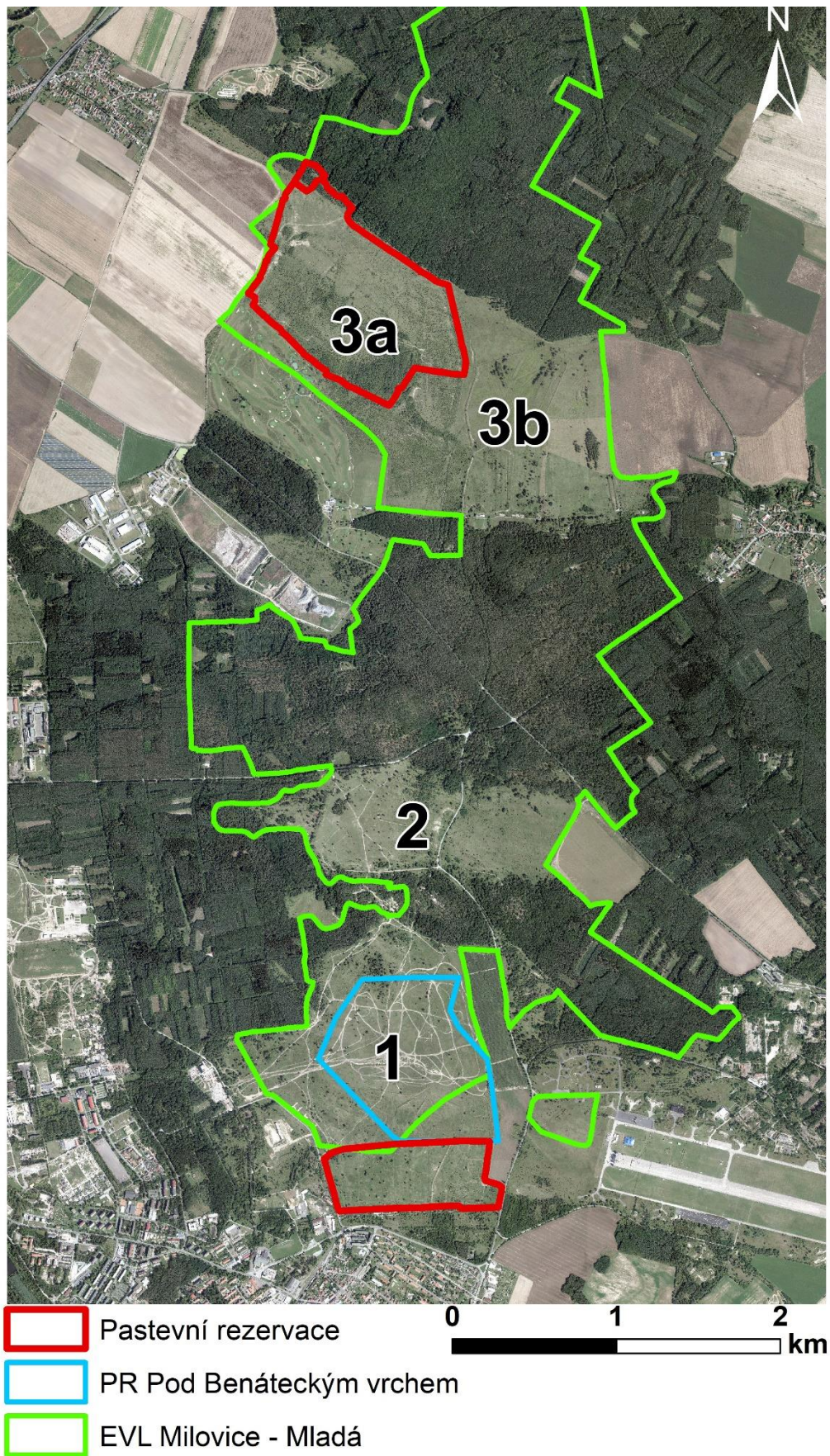
nedošlo. Součástí návrhu bylo také zahrnutí parcely č. 1694 na k.ú. Milovice do NPP. Vešší část této parcely nebyla zmapovaná v rámci mapování přírodních stanovišť Natura 2000 a tak nebyla zahrnuta do návrhu zaražení lokality do Národního seznamu. Avšak na louce, která nyní kvůli tomuto nedopatření leží mimo stávající EVL, se nachází stálá lokalita výskytu kriticky ohrožených druhů (vyhl. č. 395/1992 Sb.). Jsou mezi nimi: listonoh letní, žábřonožka letní, modrásek hořcový a hořec křížatý (Vitner, 2005b).

V roce 2005 část území bývalého VVP Milovice byla zaražena do Národního seznamu evropsky významných lokalit v rámci Natura 2000 (příloha nařízení vlády č. 132/2005 Sb.), předměty ochrany viz Tab. 1. Důvodem byla ochrana 6 typů vymapovaných přírodních stanovišť a čolka velkého (*Triturus cristatus*). Kromě toho byl zde zjištěn výskyt nejméně 70 druhů rostlin a 213 druhů živočichů významných z hlediska ochrany přírody. Celková rozloha zřízeného EVL činí 1244,11 ha, přičemž jenom 5,6 % z tohoto území pokrývá PR Pod Benáteckým vrchem (Obr 2).

Mimo jiné území bývalého VVP Milovice spadá pod uzemní systém ekologické stability. Je zde vymezeno regionální biocentrum Mladá a nadregionální biokoridor K 68.

**Tabulka 1.** Přírodní stanoviště chráněná v rámci EVL Milovice-Mladá.

Kód stanoviště	Název	Biotopy
2330	Otevřené trávníky kontinentálních dun s paličkovcem ( <i>Corynephorus</i> ) a psinečkem ( <i>Agrostis</i> )	T5 .2 Otevřené trávníky písčin s paličkovcem šedavým ( <i>Corynephorus canescens</i> ), T5.3 Kostřavové trávníky písčin
4030	Evropská suchá vřesoviště	T8.1B Suchá vřesoviště nížin a pahorkatin bez jalovce obecného ( <i>Juniperus communis</i> )
6210	Polopřirozené suché trávníky a facie křovin na vápnatých podložích ( <i>Festuco-Brometalia</i> )	T3.4D Širokolisté suché trávníky bez význačného výskytu vstavačovitých a bez jalovce obecného ( <i>Juniperus communis</i> )
6510	Extenzivní sečené louky nížin až podhůří ( <i>Arrhenatherion</i> , <i>Brachypodio-Centaureion nemoralis</i> )	T1.1 Mezofilní ovsíkové louky
9170	Dubohabřiny asociace <i>Galio-Carpinetum</i>	L3.1 Hercynské dubohabřiny
9190	Staré acidofilní doubravy s dubem letním ( <i>Quercus robur</i> ) na písčitých pláních	L7.2 Vlhké acidofilní doubravy



**Obr. 2.** Modelové území a jeho hlavní bezlesí, 1. Pod Benáteckým vrchem, 2. Pozorovatelná (světlá linka vpravo od číslice je silnice rozdělující bezlesí na východ a západ), 3a. Tráviny – západ, 3b. Tráviny - východ.

## 2.5. Vývoj postojů k zajištění managementu v bývalém VVP Milovice

Jak bylo opakovaně uvedeno výše, vojenská aktivita dala možnost vzniknout zcela unikátnímu, variabilnímu a tím i biologicky cennému území vyznačujícím se mimořádně vysokou biodiverzitou, navíc s významným podílem vzácných taxonů. Tato skutečnost vyplynula najevo již v 90. letech 20. století krátce po ukončení činnosti armády a zpřístupnění VVP Milovice biologům. V téže době docházelo v ochranářsko-biologické komunitě k zásadnímu filozofickému a koncepčnímu přerodu. Dřívější konzervační přístup založený spíše na bezzásahovosti a prosazování samovolného vývoje bez lidského vlivu, byl ve světle vědeckých poznatků o přirozenosti a potřebnosti disturbancí, nahrazován přístupem aktivního managementu, zejména v případě nelesních stanovišť (Merckx and Pereira, 2015). V souvislosti s VVP obecně, nejen Milovicemi, nastalo období hledání vhodných způsobů managementu rozsáhlých komplexů zejména nelesních stanovišť, která vlivem absence disturbancí rychle ztrácela biologické hodnoty. Významným aspektem zde byla nejen vojenská minulost a s ní související ekologická specifika VVP, ale také enormní rozloha území vyžadujících péči, která se pohybovala řádově výše, než byla dosavadní praxe a zkušenost tuzemské ochrany přírody. Bylo předem jasné, že omezené prostředky ochrany přírody nemohou na tak velká a různorodá území stačit.

Hlavními faktory, které ohrožují existenci xerothermních travinobylinných společenstev jsou: ponechání území ladem, resp. sukcese, změna stanovištních podmínek (pokles vodního sloupce, eutrofizace) a fragmentace krajiny (Lindborg and Eriksson 2004). Absence pravidelného hospodaření/disturbancí posiluje nadzemní kompetici, jež v důsledku vede k převládnutí vysokobylinných druhů (Weiner, 1996; Schwinning and Weiner, 1998). Na neobhospodařovaných loukách zůstává stařina, která výrazně zhoršuje podmínky pro vyklíčení semen a přezívání semenáčků mnoha druhů. Fragmentace krajiny vede k izolaci jednotlivých stanovišť (např. fragmentů řídkých trávníků), což má negativní vliv na fungování společenstev (Skalický et al. 2007), zbytkové populace zůstávají izolované, jejich diaspory nejsou schopny překonat velké vzdálenosti mezi vyhovujícími stanovišti. Ohroženy jsou tedy především malé populace, druhy s krátkým životním cyklem a s nízkým dispersním radiem diaspor.

V případě VVP Milovice se v literatuře nejdříve objevuje návrh asanačního managementu (Němec, Petříček and Plesník, 2001), spočívající v zarovnání terénu s následným pokosením porostu a následným mulčováním ploch bez vegetačního krytu. V rámci následného regulačního managementu pak byla navrhována na místech již zarovnaného terénu pastva ovcí. V částech s převahou expanzivních druhů (třtiny křovištní, pcháče osetu,

svěrepu vzpřímeného a ostružiníku) se doporučovala údržba kosením podle stavu porostů. Za účelem zamezení expanzi náletových dřevin byla za vhodnou považována kombinovaná pastva ovcí a koz v poměru 5:1.

Problematikou managementu bezlesí se zabýval také floristicky průzkum v roce 2007. Kosení s následným odvozem pokosené hmoty, příp. mulčováním, se zde uvádí jako nezbytný způsob managementu na většině lokalit pro zabránění expanze *C. epigejos*. Z pohledu dnešních znalostí a standardů se jeví jako nevhodný návrh zalesnění východního okraje lokality Traviny, největšího bezlesí VVP Milovice, jako ochrany před pronikáním plevelných ruderálních druhů a agrochemie z přilehlého pole (Skalický *et al.*, 2007).

V doporučovaných managementových opatřeních se v minulosti často vyskytuje tzv. extenzivní pastva ovcí či ovcí a koz, jako vhodné, efektivní a z hlediska ekonomické výtěžnosti ideální varianta (Wild, 1996). Z dnešního pohledu lze konstatovat, tento způsob managementu má řadu nevýhod. Za prve extenzivní pastva sama o sobě je ekonomicky nerentabilní – malý počet zvířat z hlediska provozu se nevyplatí, zejména pak na tak velkém území jak bývalý VVP. I v dnešní době má často pastevní management pomocí ovcí a koz charakter spíše krátkodobé intenzivní rotační pastvy v ohrádkách a musí být výrazně datován. Uvedená doporučení zdá se nezohledňují skutečnost, že pastva ovcí nemůže fungovat celoročně a má nutně sezonní charakter. Ovce a kozy je navíc nutné v období vegetačního klidu ustájit a krmit, a provádět s nimi řadu dalších chovatelských opatření, zejména pravidelně odčervovat, stříhat atd. V případě doporučované pastvy ovcí je cítit podcenění nezanedbatelných nákladů na chovatelská opatření omezující udržitelnost pastvy ovcí (nehledě na omezený tržní potenciál ovčích produktů u nás), stejně jako negativní dopad některých z nich na pastviny (toxická rezidua antiparazitik atd.). V neposlední řadě je z dřívějších doporučení pastvy malých přežvýkavců patrná neznalost jejich potravní ekologie. Ovce se specializují na dvouděložné a nežádoucí hrubé trávy odmítají, nejsou-li jejich porosty kultivovány. To je poměrně zásadní problém, bereme-li v úvahu potřebu odstraňování hrubé travní biomasy a zároveň podpory dvouděložných, navíc ve členitém terénu VVP. V literatuře se rovněž uvádí zcela mylný předpoklad, že ovce nežerou druhy s odpornou chutí a druhy jedovaté, které obsahují alelopatické látky např. hořec křížatý (*G. cruciata*) (Slavíková, 1986). Není tomu tak, například právě hořec křížatý ovce žerou a prokazatelně dokáží jeho populace vážně ohrozit (vlastní pozorování). Z uvedených důvodů nelze z dnešního pohledu v podmínkách VVP Milovice ani jiných suchých lokalit považovat pastvu ovcí za vhodný způsob managementu.

Postupem času se podařilo počínaje lety 2009-2010 zavést tehdy alternativní způsob managementu pomocí pojezdů vojenské a offroadové techniky (Jongepierová *et al.*, 2012),

který dnes již patří mezi konvenční způsoby managementu. Vzhledem k dlouhodobé existenci pojezdů těžké techniky na území VVP a jejich efektivitě při vytváření ranných sukcesí ploch je jejich využití pro VVP jistě vhodné. Cílem by přitom nemělo být rovnoměrně narušení celé plochy, ani dlouhodobé pojezdy trvalých tras, nýbrž mozaika různě intenzivně narušených plošek sousedících s plochami bez disturbancí. Takové narušování pojezdy vhodně přispívá k obnovení disturbanční dynamiky, potažmo periodické obnově suchých trávníků a vytváří vhodné biotopy pro kriticky ohrožené lupenonohé korýše (žábronožky, listonohy) vázané na vysychavé (periodické) kaluže. Důležitým předpokladem pozitivního dopadu pojezdů je jejich proměnlivost v prostoru, kterážto podmínka zdaleka není samozřejmostí, protože majitelé strojů mají tendenci dlouhodobě užívat prověřené, rozuměj pro jejich stroje bezpečné, trasy. V neposlední řadě je třeba zmínit riziko plynoucí z pojezdového managementu pro některé taxony. Ve VVP Milovice v nedávné minulosti vlivem pojezdů málem zanikla jedna ze dvou zbytkových mikro-populací kriticky ohroženého vstavače kukačky, přičemž druhá je jimi ohrožena nadále a možná již zanikla (D. Číp 2019, pers. com.). Důvodem je patrně křehkost pahlíz orchidejí resp. jejich náchylnost k mechanickému poškození, na které jsou orchideje citlivé. Podobně jsou pojezdy nejednoznačné z hlediska obojživelníků. Někteří obojživelníci se velmi ochotně rozmnožují v loužích vytvořených pojezdy (ropuchy zelená a krátkonohá), samotné pojezdy však snůškám i larvám obojživelníků vysloveně vadí a dokáží se proto rozmnožit jen v kalužích, kterým se pojezdy vyhnou (V. Zavadil 2019, pers. com.).

Současně se zaváděním pojezdového managementu bylo zkoušeno i využití řízeného vypalování. Z legislativních důvodů však dodnes nedošlo k zavedení vypalování do praxe, přitom v některých zemích EU jde o legální a dobře fungující metodu péče o bezlesí (Bruce *et al.*, 2010; Deak *et al.*, 2014; Sedláček, Marhoul and Dušik, 2015).

Jak je vidět z přehledu výše, navrhované managementové postupy pro bezlesí VVP Milovice se od spíše agronomických postupů jako je kosení, pastva ovcí, příp. zalesňování v 90. a „nultých“ letech, přesunuly po roce 2010 k alternativnímu, dnes již vlastně konvenčnímu, disturbančnímu managementu pomocí pojezdů techniky. V současnosti je platný Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Milovice-Mladá (Spilka and Šašek 2013) zahrnující celé spektrum konvenčních typů opatření (kosení, péče o mokřady, šetrné lesní hospodaření), ale také některé např. lení pastva a disturbance. Podobně se tato opatření objevují v návrhu plánu péče o připravovanou NPP Mladá (Anonymus, 2017), která by měla být vyhlášena snad v prvním čtvrtletí 2020.

Posledním přírůstkem do skupiny managementových opatření uplatňovaných ve VVP Milovice je tzv. přirozená pastva velkých kopytníků (Jirků and Dostál, 2015). Koncept je

založen na doplnění ochuzeného společenstva býložravců (spárkatá zvěř) o chybějící gildu velkých spásáčů. Jde o celoroční, extenzivní pastvu smíšených stád autochtonních druhů velkých herbivorů, konkrétně dvou velkých turů - zebra evropského (*Bison bonasus bonasus*) a tzv. zpětně šlechtěného pratura (plemeno Tauros) a koní (Exmoorský pony). Právě kombinace různých herbivorních strategií, resp. přežvýkavých turů a monogastričních koní umožňuje plné využití pastevního potenciálu, a tedy vlivu všech složek vegetace. Jedná se o přírodě blízkou formu pastevního managementu, která je v mnoha zásadních ohledech diametrálně odlišná od pastvy domácích zvířat. Odpadá častá manipulace se zvířaty, která se omezuje na nezbytné přesuny zvířat mezi rezervacemi, povinné čipování hříbat apod. Činnost zvířat je pouze usměrňována (např. vyloučení pastvy ve vybrané části pastvin), nikoliv řízena a zvířata tak mají volnost pohybu, výběru potravy, včetně změn potravních preferencí během roku, a mohou realizovat celou škálu interakcí s prostředím, jak s vegetací, tak jinými živočichy i neživým prostředím. Zvířata celoročně nejsou přikrmována (poskytnut je pouze solný liz), nejsou jim aplikována léčiva, zejména toxické přípravky proti parazitům. V neposlední řadě je ohrazení pastvin provedeno tak, aby umožňovalo volný průchod zvěře kromě velkých turů a koní, a nepředstavovalo migrační bariéru. V modelovém území se v současnosti nacházejí dvě pastevní rezervace: Milovice, udržované od r. 2015 činností koní a praturů (= Pod Benátkým vrchem, v analyzovaném období 40 ha, dnes 106 ha) a Travniny, udržované od r. 2016 koňmi a zubry (v analyzovaném období 106 ha, v současnosti 126 ha).

### 3. Metodika

Modelové území, bývalý vojenský výcvikový prostor Milovice-Mladá (přibližné středové souřadnice: 50.2706N, 14.8868E, Obr. 2) se nachází ve Středočeském kraji, asi 40 km severovýchodně od Prahy, v trojúhelníku mezi Lysou nad Labem, Mladou Boleslaví a Nymburkem, resp. dálnicí D10, silnicí č. 38 a železniční tratí Brandýs-Nymburk.

#### 3.1. Změny krajinného krytu

Pro analýzu změn krajinného krytu, (LC, land cover) bylo vymezeno modelové území o celkové rozloze 3575 ha, které bylo zvoleno tak, aby pokrývalo přírodovědecky nejcenější jádrovou část VVP a zároveň zahrnovalo širší krajinný kontext. Pro analýzy LC a jeho změn byly využity podkladové letecké snímky ze šesti vybraných roků: 1950, 1985, 1995, 2004, 2010 a 2017. Souřadnicový systém všech snímků byl S-JTSK Křovák East North. Výchozí prostorové rozlišení se lišilo podle roků následovně: 1950-2004 - 0,5 m, 2010 - 0,25 m, 2017 - 0,2 m. Z let 1950, 1985 a 1995 byly k dispozici snímky černobílé, z let 2004, 2010 a 2017 snímky barevné. Výběr roků z nichž byly analyzovány snímky byl volen tak, aby reprezentovaly významné milníky využívání modelového území. Roky 1950 a 1985

reprezentují období nejaktivnějšího vojenského výcviku, přičemž rok 1950 slouží jako výchozí stav (baseline) pro srovnání změn LC a vývoje bezlesí. Rok 1995 pak zachycuje stav území krátce (cca 6 let) po ukončení aktivního cvičení a jiných disturbančních činností armády, zatím však bez dlouhodobého působení sukcese. Rok 2010 ukazuje stav po dlouhodobém (>20 let) samovolném vývoji, resp. dlouhodobém působení sukcese zejména na bezlesí, a zároveň různých typů hospodářského využívání a developmentu území po opuštění armádou. Naproti tomu rok 2017 již zachycuje také dopad různých typů managementu území – od bezzásahového režimu přes pojezdy vojenskou/offroad technikou, intenzivní pastvu dobytka (ovce, skot), po extenzivní pastvu velkých kopytníků v polodivokém režimu (kůň, zubr, skot). Pro zpřesnění dat bylo při hodnocení roku 2017 hojně využíváno vlastních pozorování, přičemž klasifikace velké části vektorizovaných jednotek byla verifikována v rámci vyšších stovek hodin terénních šetření.

Před samotnou manuální vektorizací krajinného krytu a hodnocením jeho změn bylo provedeno georeferencování leteckých snímků z let 1985 a 1995, které georeferencovány nebyly. Je na místě upozornit, že vzhledem k relativně nízké kvalitě některých starších snímků z let 1985 a 1995, absenci barevné informace, stejně jako vlivem značných změn krajiny ve sledovaném období, bylo georeferencování značně obtížné. Na ploše snímků se většinou nacházelo jen málo, pokud vůbec, jasně rozpoznatelných identických bodů, což v kombinaci se zmíněnými kvalitativními nedostatky některých snímků vedlo k posunům v řádu metrů až nižších desítek metrů. Pro potřeby hodnocení celkových změn LC i vývoje bezlesí však byla výsledná vstupní data zcela uspokojivá. Při následné vektorizaci krajinných jednotek byly tyto geometrické nepřesnosti dat zohledňovány, aby nedošlo k chybám. Původní záměr získání základní LC matrice z lesních porostních map ÚHÚL byl zavržen z důvodu enormního podílu nepřesných, překrývajících se a jinak chybných vektorových dat v porostních mapách. Na místo toho byly vytvořeny zcela originální nové vektorové vrstvy, upravené dle leteckých aktuálních snímků k danému roku.

V rámci celkového LC bylo rozeznáno 18 kategorií (Tab. 2). Samotná vektorizace klasifikačních jednotek probíhala v měřítku 1 : 5 000, avšak s pravidelným zvyšováním míry detailů pro zpřesnění detailů a omezení chyb způsobených špatnou čitelností snímků při malém zvětšení. Zvláštní zřetel byl brán na rozlišení různých typů bezlesí a urbanizovaných ploch, stejně jako různých lesních porostů z hlediska jejich prostorového a druhového složení (zápoj, resp. jedno- a vícedruhové) (detaily viz Tab. 2-4 a Obr. 3-4).

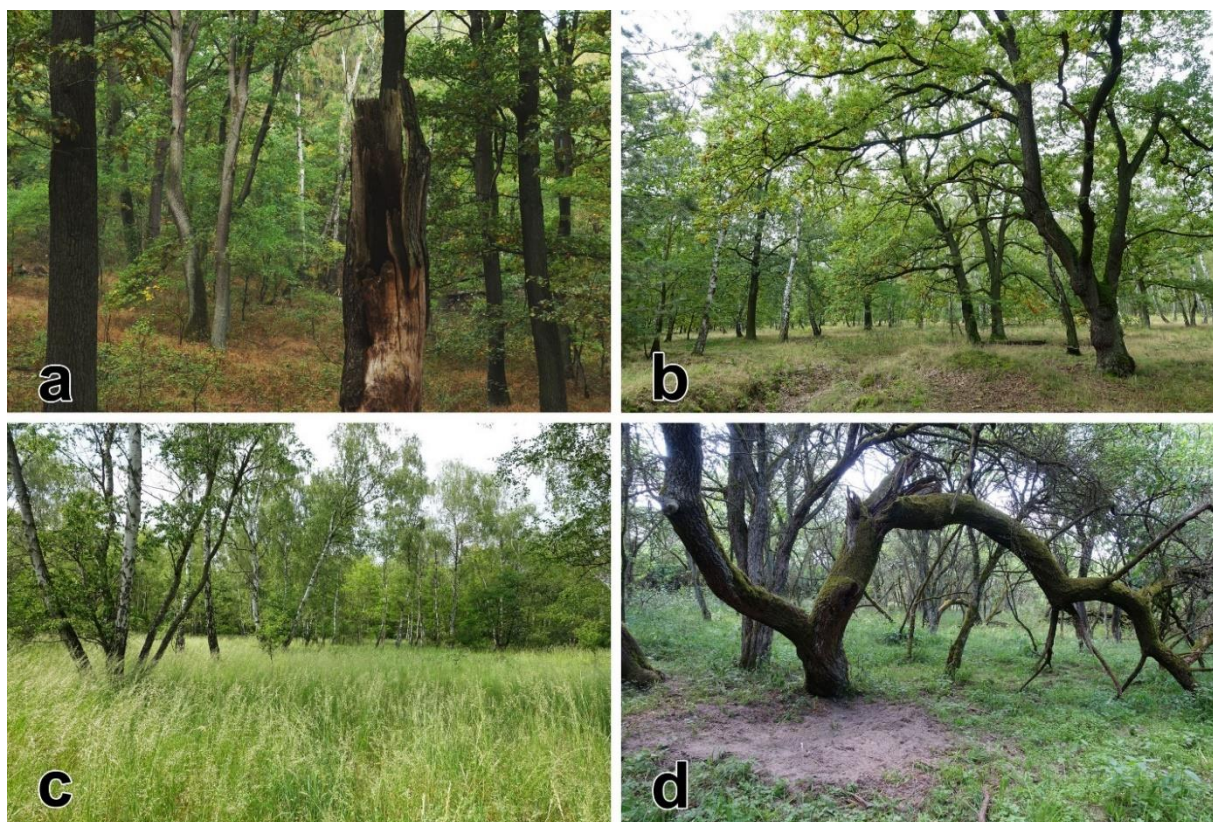


**Tabulka 2.** Kategorie krajinného krytu mapované metodou manuální vektorizace.

Kategorie LC	Specifikace
<b>Nelesní plochy</b>	Plochy s luční a/nebo ruderální bylinnou vegetací či bez vegetace
Velká bezlesí	Nelesní plochy zahrnuté do automatické analýzy LC
Plochy bez vegetace v lese	Disturbované plochy (téměř) bez vegetace v lesních porostech výrazně stíněné po část dne okolním porostem
Nelesní plochy v lese	Nelesní plochy v lesních porostech výrazně stíněné po část dne okolním porostem (např. střelnice, loučky, manipulační plochy kolem budov atd.)
<b>Lesy (Obr. 3)</b>	Vegetace s rozvinutým stromovým patrem
Les zapojený jednodruhový	Vysazený stejnověký jednodruhový porost = plantáž. Pozn.: Může zahrnovat jak porosty ekologicky cenných a stanoviště odpovídajících dřevin (autochtonní duby), tak chudé plantáže autochtonních, avšak stanovištně nevhodných druhů (borovice, smrku), stejně jako plantáže invazního dubu červeného
Les zapojený vícedruhový	Přirozený (sukcesní) či vysazený porost prokazatelně složený z více druhů stromů. Pozn.: Může zahrnovat plantáž bez probírky
Les rozvolněný	Vzdálenost mezi korunami stromů do cca 10 m
Les otevřený	Vzdálenost mezi korunami stromů mezi cca 15-40 m
Paseka	Vytěžené lesní porosty, včetně těch osazených sazenicemi, vždy však bez zapojeného porostu mladých stromků (po zapojení porostu překlasifikovány na zapojený les)
Zapojené křoviny	Zapojené křoviny $\geq 300 \text{ m}^2$ bez stromového patra, bylinný podrost žádný či lesní, vždy bez lučních druhů
<b>Pole</b>	Rozlišována pouze zemědělská mozaika (1950) a velké půdní bloky post-1950ies
<b>Sady a zahrady</b>	Volně v krajině či na okraji intravilánu obcí, nikoliv uvnitř něj
<b>Vodní tělesa</b>	Trvalá
<b>Urbanizované plochy</b>	dle kategorie
Zástavba	Zastavěné plochy s nádvořími
Brownfields	Opuštěné, nevyužívané, většinou zarůstající budovy a zpevněné (beton, asfalt) plochy, vesměs dočasného charakteru
Skládky	Komunální nebo neznámého složení
Golf	-
BMX/motokros	BMX - dlážděný povrch, motokros – trvale neměnné trasy
<b>Cesty</b>	Lesní a zpevněné cesty – v analýzách hrají zcela zanedbatelnou roli, proto nebyly rozlišovány

**Tabulka 3.** Vegetační kategorie bezlesí rozlišované automatickou klasifikací leteckých snímků (K-means).

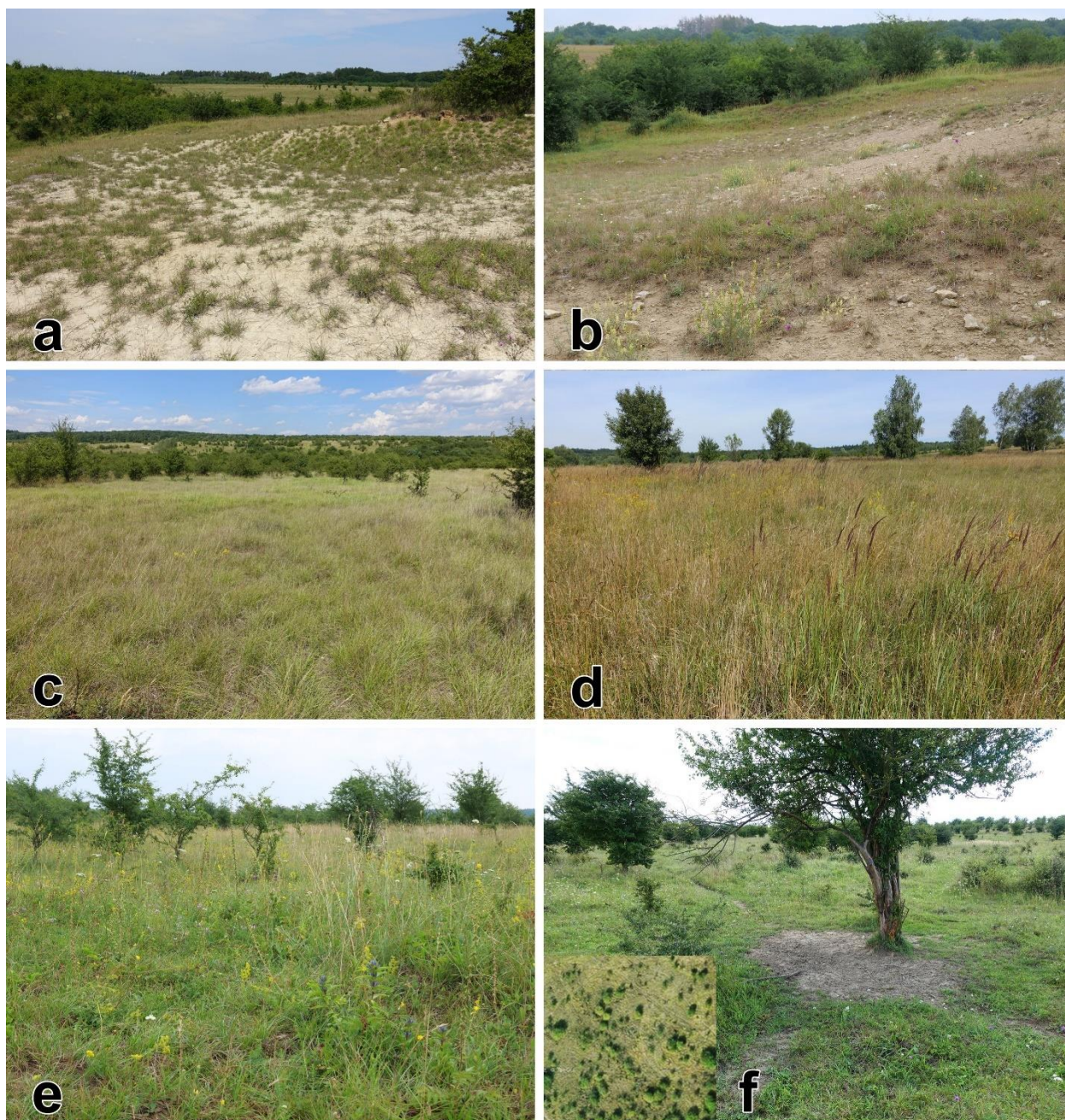
Bezlesí (Obr. 4)	Poznámka
Plochy bez vegetace	-
Řídké trávníky	-
Zapojené krátkostébelné trávníky	-
Vysokostébelné trávníky	Někdy automatickou klasifikací považovány za dřeviny malého vzrůstu vlivem množství malých stínů vrhaných mozaikovitě slehlým vysokostébelným porostem s vysokým obsahem „stojící“ mrtvé biomasy
Roztroušené keře	Automatickou klasifikací spolehlivě rozpoznávány podle stínů, podrost = luční bylinná vegetace bezlesí



**Obr. 3.** Typy lesů rozlišované v rámci kategorie lesy: a. zapojený les (Lipník – Náhon), b. rozvolněný les (Lipník – Náhon), c. otevřený les (Pozorovatelna – východ), d. zapojené křoviny (Traviny – západ).

**Tabulka 4.** Typy změn krajinného krytu.

Změna	Specifikace
Beze změny	Stejný stav jako na začátku, v průběhu sledovaného období však mohlo dojít ke změně kategorie a návratu k výchozímu stavu (např. vykácení a následná obnova lesa)
Zalesnění	Přeměna nelesních kategorií na lesní
Zapojení	Přeměna méně zapojené lesní kategorie na více zapojenou
Intenzifikace	Přeměna nelesních kategorií a zemědělské mozaiky na pole
Lesnická intenzifikace	Přeměna otevřených a rozvolněných lesů na plantáž
Vykácení	Přeměna všech typů lesa na paseky – fakticky podkategorie lesnické intenzifikace
Urbanizace	Přeměna jakékoliv ne-urbánní kategorie na urbanizovanou plochu



**Obr. 4.** Kategorie vegetace rozlišované automatickou klasifikací: a-b. Plochy bez vegetace + řídké trávníky – tyto dvě kategorie se vyskytují zpravidla v mozaice, jak je zde zobrazeno (Traviny – západ, bílé stráně), c. zapojené krátkostébelné trávníky (Traviny – západ), d. vysokostébelné trávníky (JZ Pod Benáteckým vrchem), e-f. Roztroušené křoviny (4e - povšimněte si trsu hořce křížatého v popředí, Traviny – západ), v okénku ilustrační rozložení křovin v ortosnímku.

### 3.2. Prostorové analýzy bezlesí

Mimo celkovou analýzu LC byla samostatně hodnocena bezlesí pomocí neřízené automatické klasifikace K-means. Rozlišované klasifikační jednotky byly stanoveny na základě jejich spolehlivého rozeznávání automatickou klasifikací. Před provedením automatické klasifikace bylo výchozí prostorové rozlišení všech snímků sjednoceno, resp. převzorkováno

na hodnotu 1 m aby byla pro všechny roky stejná míra detailů. Tá byla vybrána na základě srovnání výsledků automatické klasifikace při různých hodnotách prostorového rozlišení s reálnou situací na předem detailně prostudovaných a zmapovaných referenčních plochách. Právě při hodnotě 1 m korelovaly výsledky automatické klasifikace s realitou nejlépe. Při prostorovém rozlišení 1 m bylo zachováno jemné prostorové „rozlišení“ a zároveň byl do značné míry odfiltrován vizuální šum způsobený přirozenou heterogenitou vegetace, který při hodnotách cell size <1 m generoval artefakty. Bylo identifikováno pět reálně existujících vegetačních jednotek, které automatická klasifikace konstantně správně rozlišovala v různých letech: i) plochy bez vegetace, ii) řídké trávníky, iii) zapojené krátkostébelné trávníky, iv) zapojené vysokostébelné trávníky a v) roztroušené křoviny (details viz Tab. 3).

Z důvodu nízké/nestejněné kvality, resp. zkrácené barevné informace podkladových snímků z let 1985 a 2004 byla automatická klasifikace provedena pouze pro roky 1950, 1995, 2010 a 2017. V roce 1950 se podařilo jednoznačně klasifikovat pouze plochy bez vegetace, zbytek nelesních ploch byl klasifikován jako „no data“, aby se předešlo chybám. Vzhledem k citlivosti automatické analýzy byly některé menší nelesní plochy obklopené a výrazně stíněné lesem vymezeny jako zvláštní klasifikační jednotky a vyloučeny z automatické klasifikace (nelesní plochy v lese, plochy bez vegetace v lese). Opět se tak stalo za účelem vyhnutí se chybám a artefaktům, automatická analýza menší plochy bezlesí v lese chybně hodnotila jako stíny dřevin.

LC data byla analyzována v programu ArcGIS a software SAGA, v němž byl spočítán a vizualizován Simpsonův index heterogenity (Simpson, 1949) pro bezlesí. Simpsonův index je indexem biodiverzity, který v našem případě lze rovněž použít pro kvalifikaci heterogenity zájmových nelesních ploch. Jeho hodnota vždy osciluje mezi 1 a 0 a zjednodušeně řečeno vyjadřuje pravděpodobnost, že dvě náhodně vybrané plošky budou různé kategorie (Miklín and Čížek 2016), kde 0 poukazuje na zcela homogenní prostředí a 1 na nejvíce heterogenní. Pro počítání tohoto indexu byl stanoven buffer kolem pixelu z výchozích rastrových dat o hodnotě 10 m. Tak výsledná hodnota pixelu je mírou heterogenity pro kruhové pole s průměrem 10m.

Jedním z hlavních cílů práce bylo zhodnotit nejpodstatnější, tedy ekologicky relevantní, změny LC v celém sledovaném období 1950-2017. Zvlášť se hodnotilo zmenšení velkých bezlesí na úkor jiných LC kategorií mezi roky 1950-2017 a 1995-2017, tedy zvlášť za celé sledované období a zvlášť po ukončení činnosti armády. V prvním intervalu byl hodnocen osud bezlesí existujících v roce 1950, zatímco v intervalu 1995-2017 byla sledovaná přeměna bezlesí zbývajících po odchodu armády.

## 4. Výsledky

### 4.1. Změny krajinného krytu

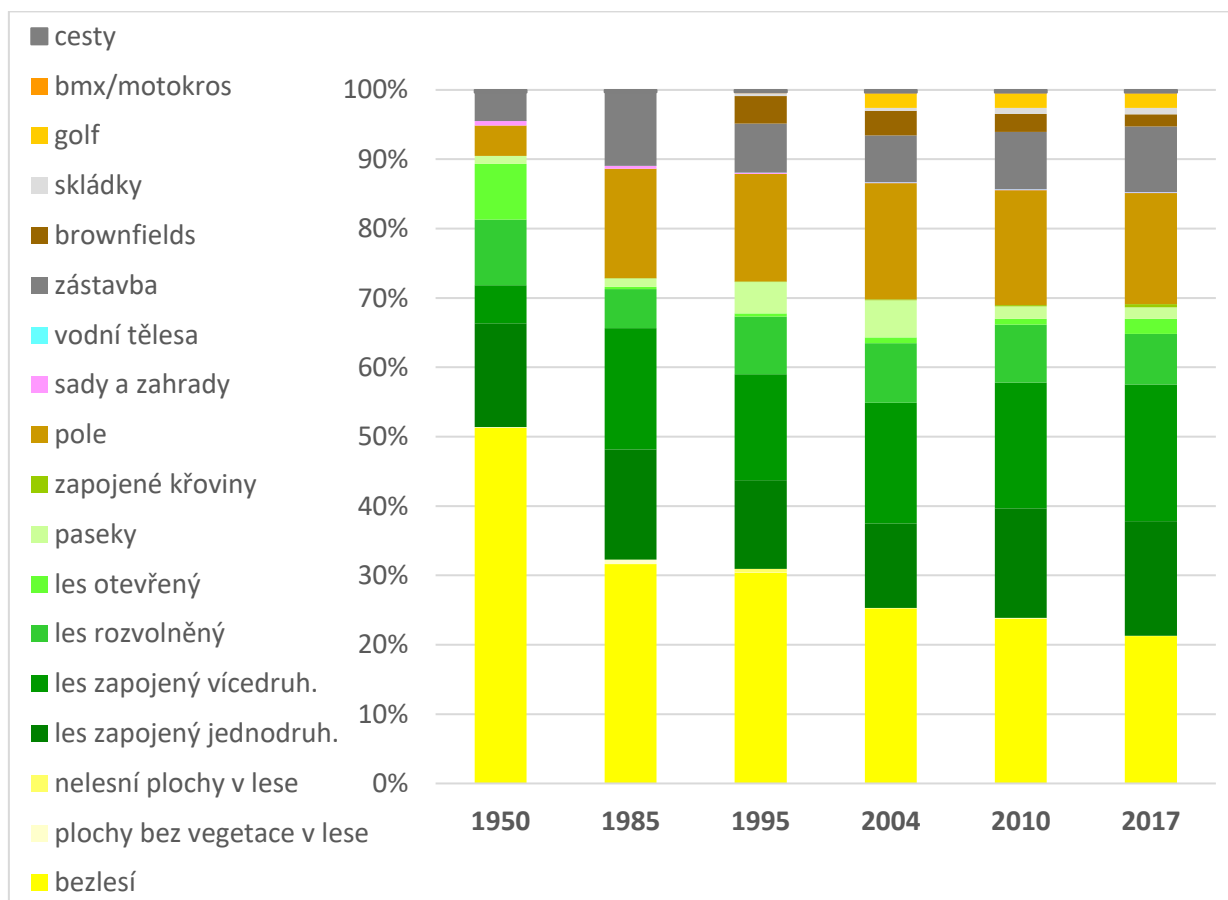
Pro každý z vybraných roků byly s ohledem na stanovenou klasifikaci vytvořeny vektorové vrstvy (Přílohy 5-10), na základě kterých se následně posuzovaly změny LC v modelovém území. Během sledovaného období 1950-2017 prodělala více než polovina území (57%) řadu dramatických změn krajinného krytu (Tab. 5, Obr. 5). Na změnách se nejvíce podílela intenzifikace zemědělství, zodpovědná za 16% změn, zapojení lesů (12%), urbanizace (10%) a zalesnění (9%) (Tab. 6, Obr. 6,7). Nejmarkantnější a v absolutních číslech největší změnou bylo zarůstání dřevinami, které se projevilo jak zarůstáním bezlesí ve prospěch lesa, tak zapojováním dřívě světlých lesů. Ve sledovaném cca 70-letém období došlo k výraznému zmenšení plochy bezlesí z 51,27% celého území v roce 1950 na 21,3% v roce 2017. Celková rozloha původního bezlesí se mezi lety 1950-2017 zmenšila o 59% z 1833 ha na pouhých 756 ha, přičemž neuvěřitelných 327 ha, tedy 43% ztrát neboli 18% původního bezlesí, a zároveň plocha rovnající se >9% celého sledovaného území (sic), byla ztracena za pouhých 22 let v období 1995-2017. Ze všech posuzovaných LC kategorií zaznamenaly větší ztráty plochy (než bezlesí) pouze otevřené lesy.

Plocha lesa se v období 1950-2017 zvětšila o 22%, tedy 8% celého území, zejména na úkor bezlesí. Zapojování lesů znamenalo přerod lesů otevřených v lesy rozvolněné či zapojené, a lesů rozvolněných v lesy zapojené. Zatímco rozloha zapojených lesů vzrostla o závratných 78% (564,2 ha), rozloha rozvolněných porostů poklesla o 23% (76,8 ha), a otevřených lesů dokonce o 73% (209,81 ha). V případě otevřených lesů však byla mezi 1950-2017 zaznamenána nulová kontinuita. Všechny 77,7 ha porostů klasifikovaných jako otevřené lesy v roce 2017 byly totiž porosty vzniklé v posledních cca 30 letech na nelesních plochách, zatímco všechny (sic) otevřené lesy klasifikované v r. 1950 zcela zanikly, resp. změnilly se v lepším případě v lesy rozvolněné.

Z hlediska lesů je pozoruhodná dynamika vývoje plochy pasek, tedy recentně vytěžených lesních holin, indikujících holosečnou těžbu dřeva. Zatímco v letech 1950 a 1985 představovaly paseky shodně 1,2 % (42-44 ha) území, resp. 3 % plochy lesa, po odchodu armády dochází ke strmému růstu jejich rozlohy. V r. 2004 pak rozloha pasek dosahuje závratných 5,4 % (192 ha) celého cílového území, resp. 12 % plochy lesů! V letech 2010 a 2017 sice plocha pasek klesá na 1,7-1,8 % celého území (65 resp. 59 ha), neboli 3,5-4 % lesa, stále však zůstává znatelně vyšší než v letech 1950 a 1985.

Výrazné změny rovněž proběhly z hlediska zemědělství, jak na úrovni dramatického nárůstu plochy polí z 4,3 % na 16% území (155 ha resp. 573 ha), tak z hlediska struktury polní krajiny. V r. 1950 byla prakticky veškerá pole tvořena jemnou zemědělskou mozaikou s různými a různě obhospodařovanými plodinami/kulturami. Snímky z r. 1985 jasně ukazují sloučení dřívějších malých políček do velkých půdních bloků, v důsledku kolektivizace v 50. letech 20. století, stejně jako praktické vymizení zahrad a sadů. Během sledovaného období se rozloha sadů a zahrad se snížila z 0,65 % na 0,10% (23 ha resp. 3,6 ha).

V roce 1950 představovaly urbanizované plochy 4,5% (161 ha), z toho 92% připadalo na zastavěné plochy, zbytek na cesty. V roce 2017 dosáhla míra urbanizace trojnásobné hodnoty 15% (527 ha), většinu opět představovala zástavba (9,5%, 339 ha), přibyla však nová kategorie brownfields (62 ha, 1,7%). Brownfields dosáhly největší rozlohy r. 1995 (4%, 141 ha), poté jejich plocha setrvale klesala. Ostatní kategorie urbanizovaných ploch v r. 2017 zahrnovaly golfové hřiště (2%, 74 ha), velkokapacitní skládku komunálního odpadu (1%, 34 ha) a BMX/motokrosový areál (0,15%, 5,3 ha). Tyto ostatní urbanizované plochy s rozlohou 175 ha představují 33% všech urbanizovaných ploch, resp. 5% celkové plochy území, a není bez zajímavosti, že se všechny nacházejí v katastru města Benátky nad Jizerou.



**Obr. 5.** Zastoupení jednotlivých kategorií krajinného krytu mezi lety 1950 a 2017 (mapové vizualizace viz Přílohy 5-10).

**Tabulka 5.** Rozlohy a změny jednotlivých kategorií krajinného krytu mezi lety 1950-2017; v textu komentované změny viz zvýrazněné poznámky.

Kategorie LC	Rozloha (ha/%)												Změna (ha/%)	
	1950		1985		1995		2004		2010		2017		1950-2017	
<b>Nelesní plochy (celkem)</b>	<b>1837,61</b>	<b>51,394</b>	<b>1153,21</b>	<b>32,26</b>	<b>1106,1</b>	<b>30,94</b>	<b>905,1</b>	<b>25,31</b>	<b>854,3</b>	<b>23,89</b>	<b>761,9</b>	<b>21,31</b>	<b>-1079,14<sup>a</sup></b>	<b>-59<sup>a</sup></b>
Velká bezlesí	1833	51,27	1130	31,61	1086	30,38	899,6	25,16	849,5	23,76	758,9	21,23	-1074,1	-59
Plochy bez vegetace v lese	3,32	0,09	21,72	0,61	1,38	0,04	0	0	3,23	0,09	0	0	-3,32	-100
<b>Nelesní plochy v lese</b>	<b>1,29</b>	<b>0,034</b>	<b>1,49</b>	<b>0,04</b>	<b>18,72</b>	<b>0,52</b>	<b>5,5</b>	<b>0,15</b>	<b>1,57</b>	<b>0,04</b>	<b>3</b>	<b>0,08</b>	<b>+1,72</b>	<b>+33</b>
<b>Lesy (celkem)</b>	<b>1397,22</b>	<b>39,07</b>	<b>1451,57</b>	<b>40,59</b>	<b>1480,94</b>	<b>41,4</b>	<b>1590,23</b>	<b>44,48</b>	<b>1611,7</b>	<b>45,06</b>	<b>1708,06</b>	<b>47,77</b>	<b>+310,84<sup>b</sup></b>	<b>+22<sup>b</sup></b>
Les zapojený jednodruhový	533,1	14,91	568,9	15,91	457,3	12,79	434,4	12,15	562,9	15,74	590,2	16,51	+57,10	+11
Les zapojený vícedruhový	196,5	5,49	624	17,45	546,4	15,28	622,8	17,42	648,3	18,13	703,6	19,68	+507,1	+158
Les rozvolněný	338,3	9,46	201,4	5,63	296,9	8,30	307,6	8,6	299,4	8,37	261,5	7,31	-76,8	-23
Les otevřený	287,5	8,04	12,89	0,36	16,63	0,46	28,82	0,81	29,83	0,83	77,69	2,17	-209,81 <sup>c</sup>	-73 (-100) <sup>c</sup>
Paseka	41,82	1,17	43,87	1,23	161,4	4,51	192,3 <sup>d</sup>	5,38 <sup>d</sup>	64,77	1,81	59,34	1,66	+17,52	+42
Zapojené křoviny	0	0	0,51	0,01	2,31	0,06	4,31	0,12	6,5	0,18	15,73	0,44	+15,73	NA
<b>Pole</b>	<b>155,3</b>	<b>4,34</b>	<b>563,3</b>	<b>15,76</b>	<b>555,3</b>	<b>15,53</b>	<b>598,3</b>	<b>16,73</b>	<b>591,1</b>	<b>16,53</b>	<b>573,5</b>	<b>16,04</b>	<b>+418,2<sup>e</sup></b>	<b>+170<sup>e</sup></b>
Sady a zahrady	23,38	0,65	15,61	0,44	6,37	0,18	4,51	0,13	4,51	0,13	3,64	0,1	-19,74	-84
Vodní tělesa	0,09	0,002	0,39	0,01	0,4	0,01	0,5	0,01	0,5	0,01	0,5	0,01	+0,41	+46
<b>Urbanizované plochy (celkem)</b>	<b>160,76</b>	<b>4,49</b>	<b>390,62</b>	<b>10,923</b>	<b>425,77</b>	<b>11,9</b>	<b>475,93</b>	<b>13,32</b>	<b>512,39</b>	<b>14,32</b>	<b>527</b>	<b>14,74</b>	<b>+366,16<sup>f</sup></b>	<b>+127<sup>f</sup></b>
Zástavba	147,8	4,13	376,2	10,52	252,8	7,07	241,2	6,75	296,8	8,3	339,1	9,48	+191,3	+29
Brownfields	0	0	0,13	0,003	141,4	3,95	127,2	3,56	92,05	2,57	61,71	1,73	+61,71	NA
Skládky	0	0	1,67	0,05	14,97	0,42	15,04	0,42	31,31	0,87	33,63	0,94	+33,63 <sup>f</sup>	NA <sup>f</sup>
Golf	0	0	0	0	0	0	74,14	2,07	74,14	2,07	74,14	2,07	+74,14 <sup>f</sup>	NA <sup>f</sup>
BMX/motokros	0	0	0	0	4,12	0,11	5,19	0,15	5,29	0,15	5,29	0,15	+5,21	NA
Cesty	12,96	0,36	12,62	0,35	12,48	0,35	13,16	0,37	12,8	0,36	13,13	0,37	+0,17	NA
<b>Celkem</b>	<b>3575</b>													

<sup>a</sup>pokles bezlesí o 59%, resp. 1079 ha, představuje největší absolutní a druhou největší relativní (po otevřeném lese) změnu LC ve sledovaném území a časovém intervalu

<sup>b</sup>nárůst plochy lesa o 22% proběhl téměř výhradně na úkor bezlesí, naopak plocha lesů převedených na nelesní kategorie (tedy nejen bezlesí) je zanedbatelná

<sup>c</sup>pokles plochy otevřeného lesa o 73% je artefakt, ve skutečnosti jde o pokles 100%, protože veškeré otevřené lesy se r. 2017 nacházejí na bývalém bezlesí, zatímco původní otevřené lesy zcela zanikly

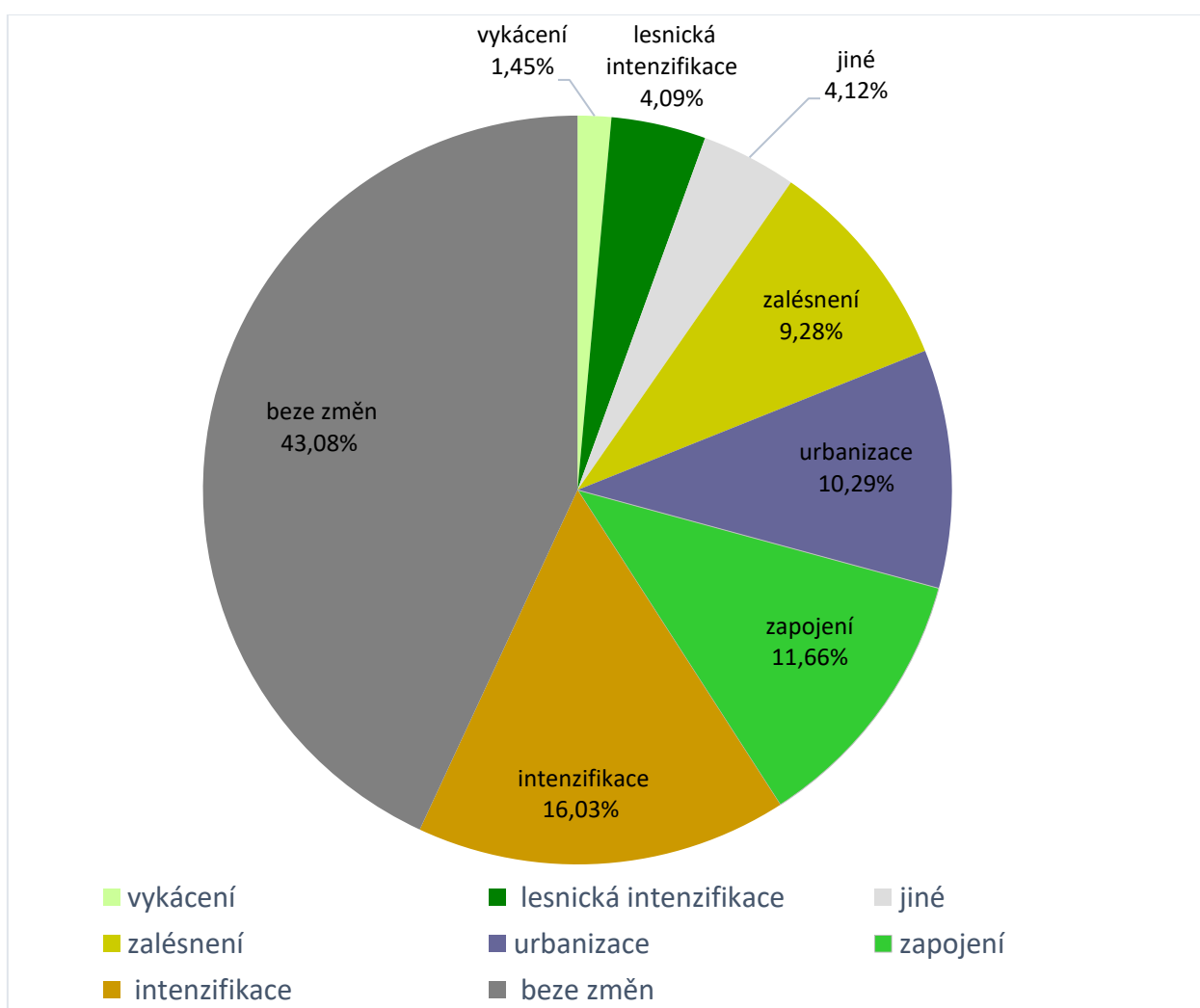
<sup>d</sup>nárůst plochy pasek, potažmo těžby po odchodu armády je markantní v relativních i absolutních číslech – v roce 2004 pokrývají vytěžené plochy více než dvacetinu území, což je historické maximum

<sup>e</sup>nárůst plochy polí o 170% reflektuje obecnou intenzifikaci zemědělské výroby po 2. světové válce, zároveň jde o nahrazení 100% zemědělské mozaiky z 50. let velkými půdními bloky

<sup>f</sup>expanze urbanizovaných ploch ze 4,5% na 14,7% je do značné míry způsobena postradatelnými záborů půdy pro velkokapacitní skládku odpadu a sportoviště představující 175 ha, tj. 33% urbánních ploch

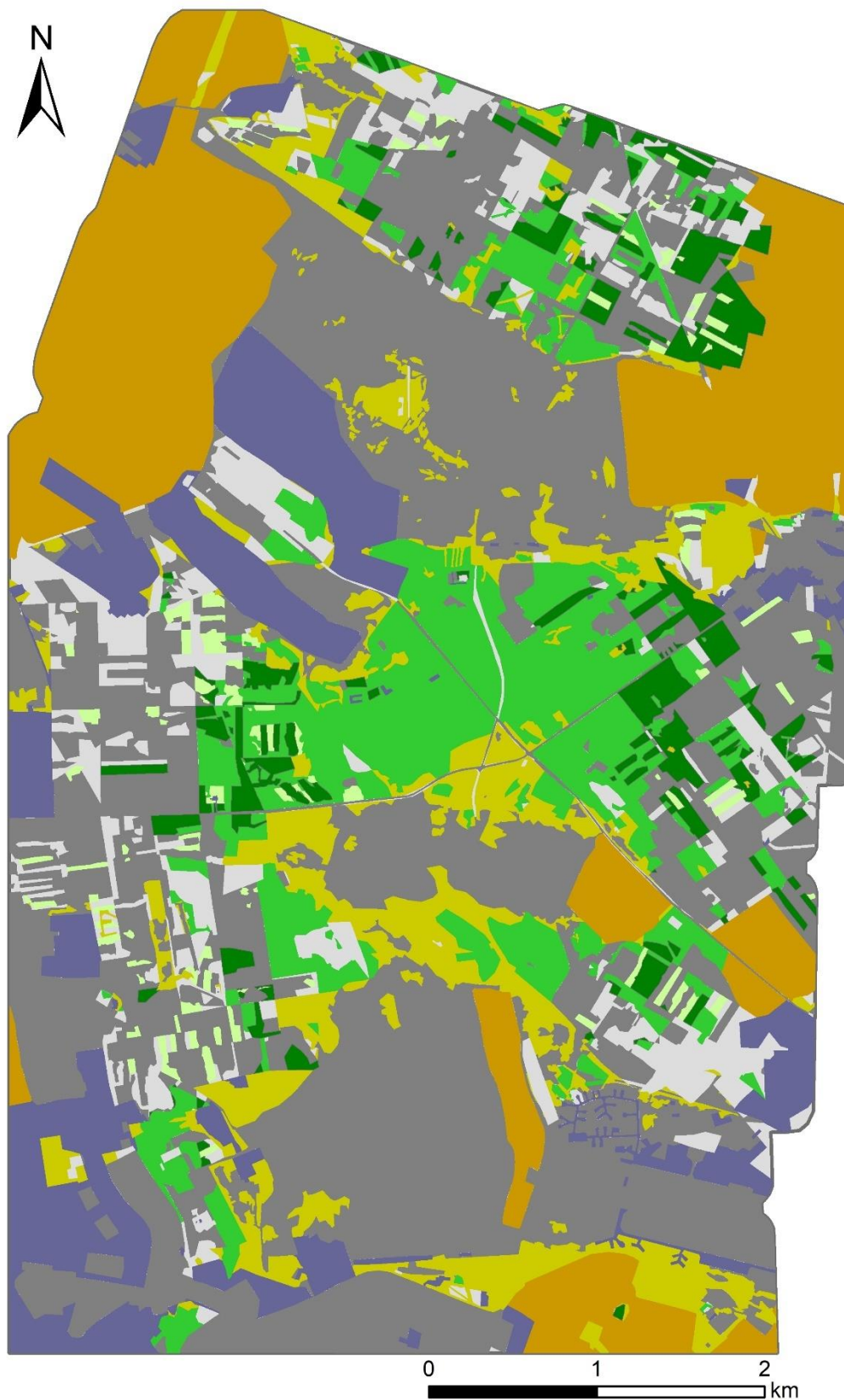
**Tabulka 6.** Procesy změn krajinného krytu (LC) v intervalu mezi lety 1950 a 2017.

Proces	ha	%
vykácení	51,82	1,45
lesnická intenzifikace	146,1	4,09
jiné	147,2	4,12
zalesnění	331,9	9,28
urbanizace	367,9	10,29
zapojení	416,9	11,66
intenzifikace	573,1	16,03
beze změn	1540,07	43,08



**Obr. 6.** Změny krajinného krytu v intervalu mezi lety 1950 a 2017





**Obr. 7.** Změny krajinného krytu v intervalu mezi lety 1950 a 2017.

## 4.2. Vývoj bezlesí

Jak bylo zmíněno výše, rozloha bezlesí se od roku 1950 dramaticky a kontinuálně zmenšovala z 51% na 21% analyzovaného území (Tab. 5). Stejně jako celková plocha se v čase měnilo i relativní zastoupení jednotlivých vegetačních jednotek (Tab. 7, Obr.8). Z těch bylo v r. 1950 možné s jistotou rozlišit pouze plochy bez vegetace, kdy tato jednotka zároveň dosahovala svého maxima rozlohy 209 ha, tedy 11% celkové rozlohy bezlesí (ostatní jednotky nebylo v tomto roce možné s jistotou automaticky klasifikovat). Ačkoliv v roce 1985 dosáhla rozloha ploch bez vegetace srovnatelné rozlohy jako r. 1950, nebylo rozlohu této ani jiných jednotek v tomto roce možné analyzovat z důvodu špatné, resp. kontrastní, kvality dílčích snímků (Příloha 6a). Alespoň rámcovou představu o tehdejším rozsahu ploch bez vegetace poskytuje rozsah řídkých trávníků v r. 1995 (18%), které dřívější plochy bez vegetace z 80. let prakticky přesně nahradily. V tomtéž roce (1995) pokrývají samotné plochy bez vegetace již jen 3,6% bezlesí a dále klesají až na historické minimum 1,8% (15 ha) r. 2010, těsně po zavedení disturbančního managementu (tehdy jen na malé ploše). Již r. 2017 se rozloha ploch bez vegetace zvětšuje na 3,3% (25 ha), zřejmě v důsledku zavedení různých typů managementu. Řídké trávníky, vyskytující se v modelovém území velmi často v mozaice s plochami bez vegetace, vykazují ve sledovaném období setrvalý, i když mezi lety 2010-2017 již jen velmi pozvolný, pokles rozlohy z 18% (191 ha) r. 1995 na 4% (33 ha) r. 2017. Také vývoj zastoupení ostatních vegetačních jednotek v rámci bezlesí se mezi jednotlivými lety značně liší a v případě zapojených krátkostébelných trávníků opisuje podobnou trajektorii jako plochy bez vegetace s poklesem ze 32% (353 ha) r. 1995 na historické minimum 14% (116 ha) r. 2010 a opětovnou, byť mírnou expanzí na 16% (121 ha) r. 2017. Kategorie zapojených vysokostébelných trávníků vykazuje vývoj zcela opačný, tedy strmý nárůst mezi lety 1995 a 2010 ze 42% na 76% (456 ha, resp. 645 ha) a následný pokles na 61% (466 ha) r. 2017.

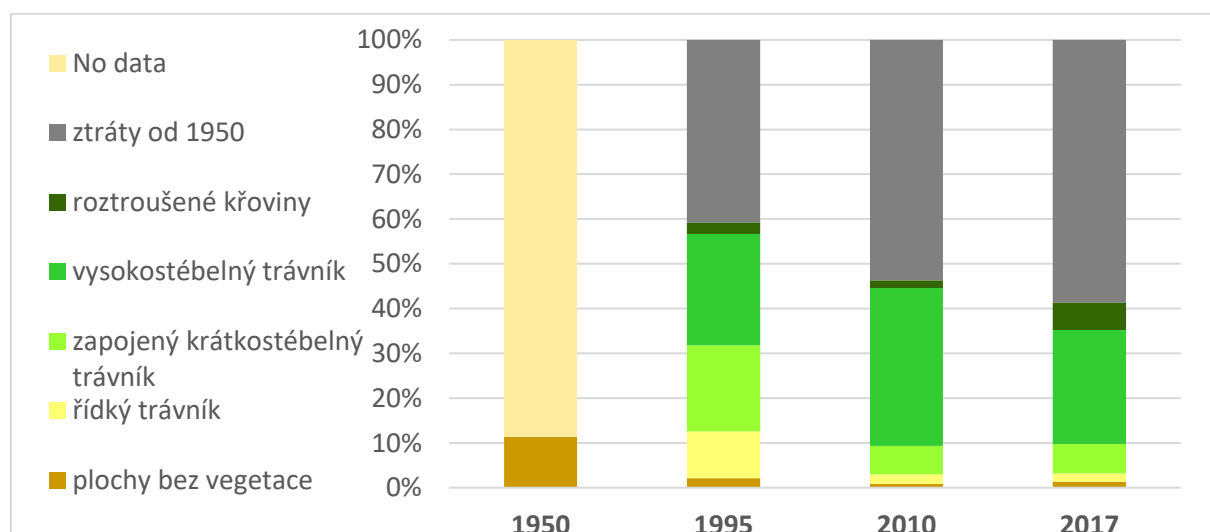
Zvláštním případem jsou rozptýlené křoviny, které z nepříliš významné pozice kolem 4% (33-46 ha) v letech 1995 a 2010 strmě stoupají na 15% (113 ha) v r. 2017. Expanze rozptýlených křovin tak v intervalu 2010-2017 vykazuje téměř 3,5-násobný nárůst během pouhých sedmi let. Takové, a dokonce ani vzdáleně srovnatelné, tempo expanze nevykazuje za celé sledované téměř 70-leté období žádná jiná kategorie vegetace v rámci všech 18 kategorií LC!

Zvláštní pozornost zasluhuje období 2010-2017 obecně. Rokem 2010 vrcholí více než 20-leté období bezzásahovosti, potažmo spontánního vývoje/sukcese. Vegetační kryt bezlesí je proto r. 2010 charakterizován historickým minimem vegetačních kategorií závislých na

disturbancích, konkrétně ploch bez vegetace, s nimi asociovaných řídkých trávníků (i když ty ještě mírně klesnou) a zapojených krátkostébelných trávníků. V tomtéž roce je zaznamenána analogicky největší rozloha bylinné vegetace vznikající při absenci disturbancí, tedy zapojených vysokostébelných trávníků. Oproti tomu vegetační kryt r. 2017 ukazuje zásadní obrat, kdy dochází k nárůstu kategorií závislých na disturbancích a naopak ústupu zapojených vysokostébelných trávníků. Tento trend je znatelný na bylinné vegetaci napříč bezlesými plochami modelového území, ve kterých byl mezi lety 2010-2017 obnoven disturbanční režim pastvou a/nebo pojezdy vojenské/offroad techniky. Rovněž terénní šetření, i analýzy heterogenity v této studii (viz kap. 5.2.) naznačují zlepšení stavu bezlesých ploch mezi 2010-2017 ve smyslu zvýšení podílu vegetačních typů asociovaných s disturbancemi, na které je vázána podstatná část místní biodiverzity. Paralelně s tímto pozitivním vývojem probíhá v rámci bezlesí bezprecedentní expanze rozptýlených křovin, které se zřejmě po r. 2010 lavinovitě šíří nezávisle na vývoji ostatních vegetačních jednotek i managementu.

**Tabulka 7.** Rozlohy jednotlivých kategorií vegetace bezlesí mezi lety 1950 a 2017.

Kategorie bezlesí	Rozloha (ha/%)							
	1950		1995		2010		2017	
Plochy bez vegetace	209,1	11,4	39,3	3,62	15,43	1,82	24,89	3,28
Řídký trávník	NA	NA	190,8	17,58	39,69	4,67	33,09	4,36
Zapojený krátkostébelný trávník	NA	NA	352,7	32,49	115,75	13,63	121	15,95
Zapojený vysokostébelný trávník	NA	NA	456,3	42,04	645,7	76,03	466,4	61,47
Roztroušené křoviny	NA	NA	46,29	4,26	32,72	3,85	113,4	14,94
No data	1623,9	88,6	0	0	0	0	0	0
<b>Celkem</b>	<b>1833</b>		<b>1085,39</b>		<b>849,27</b>		<b>758,78</b>	
<b>Ztráty od 1950</b>	-		747,61		983,73		1074,22	



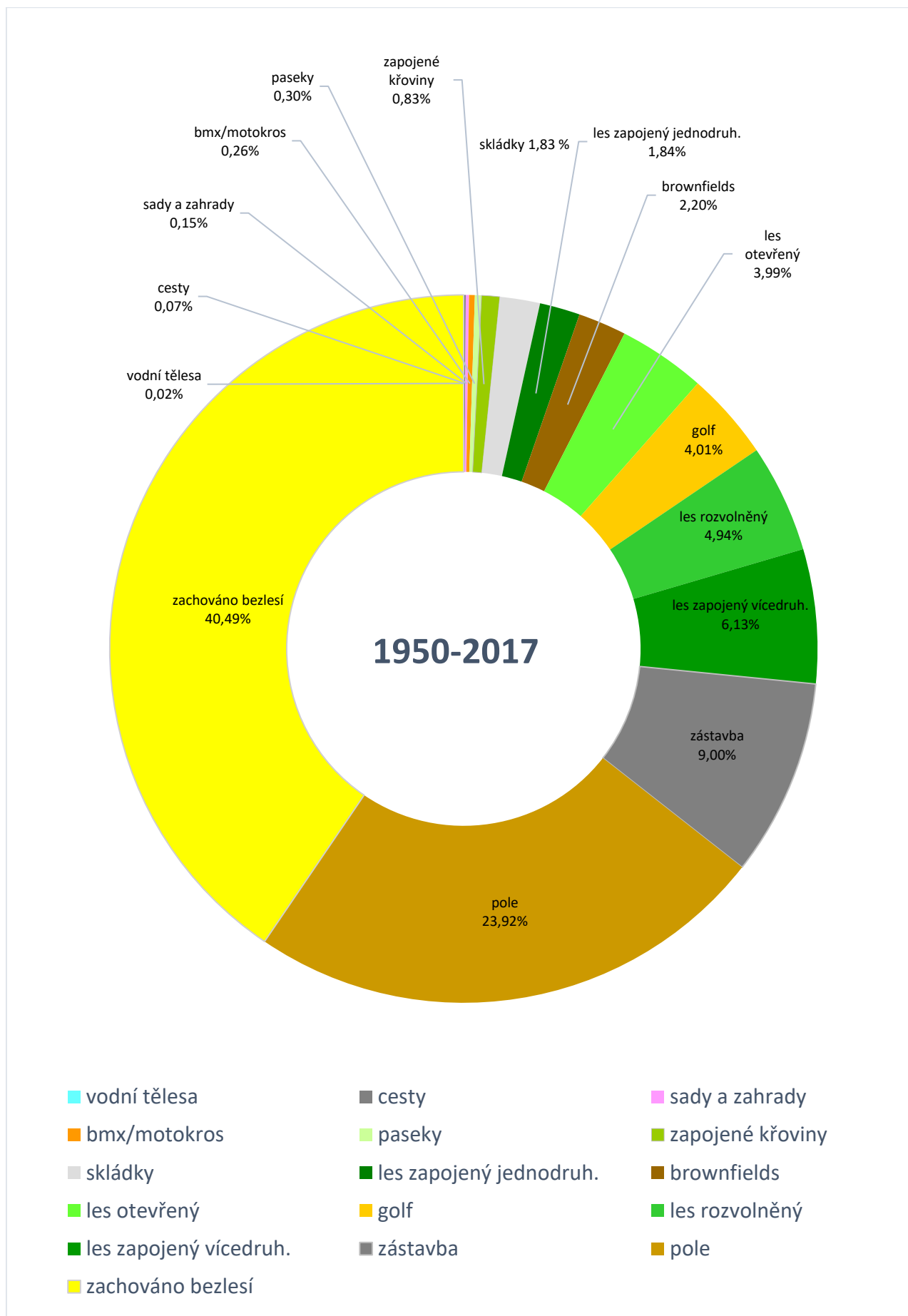
**Obr. 8.** Změny v podílu jednotlivých kategorií bezlesí mezi lety 1950 a 2017.

### 4.3. Přeměna bezlesí v jiné typy krajinného krytu

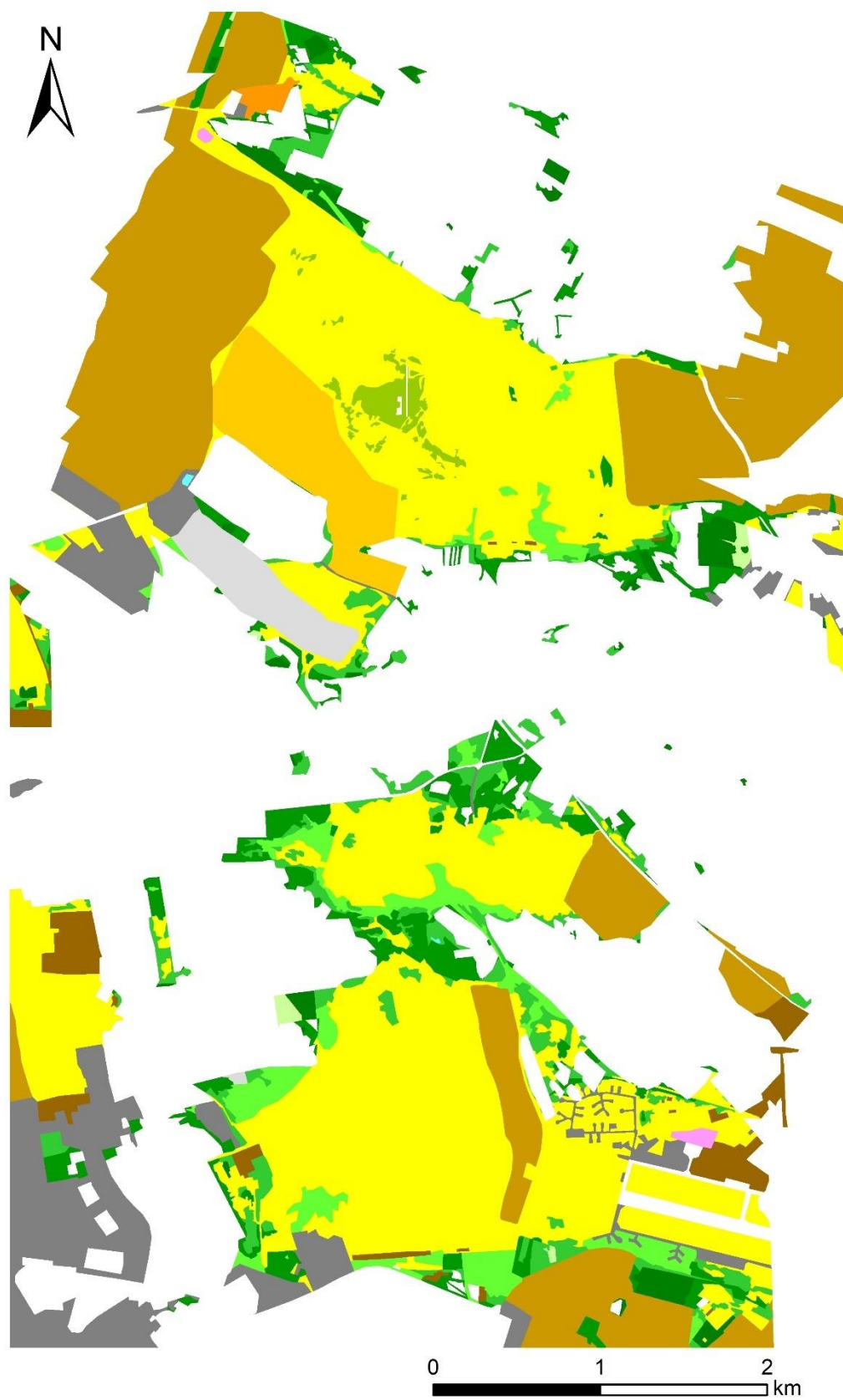
V celém sledovaném intervalu 1950-2017 bylo 24 % bezlesí přeměněno v pole, 17% bylo spontánně či uměle zalesněno a dalších 17% urbanizováno, zachováno zůstalo jen 40% původní jeho rozlohy (Tab. 8, Obr. 9,10). V intervalu 1995-2017 bylo ztraceno 33% bezlesí, které se zachovalo po ukončení činnosti armády, z toho 17% bylo spontánně či uměle zalesněno, 11% urbanizováno a 4,5% přeměněno na pole (Obr. 11,12). Zejména urbanizace v tomto intervalu zaslouží pozornost, protože jen 1,5% bezlesí bylo zastavěno, zatímco 7%, 2% a 0,1% všech ztrát představují (v tomto pořadí) golfového hřiště, velkokapacitní skládka odpadů a částečně dlážděný bmx/motokrosový areál. Samotný golf přitom představuje v intervalu 1995-2017 největší ztrátu plochy bezlesí ze všech LC jednotek. Ačkoliv 8% ztrát bezlesí po r. 1995 představuje otevřený les, nemá tento typ vegetace žádnou prostorovou návaznost na otevřené lesy z minulosti a nepředstavuje jejich substituci.

**Tabulka 8.** Změny bezlesí v jiné kategorie krajinného krytu.

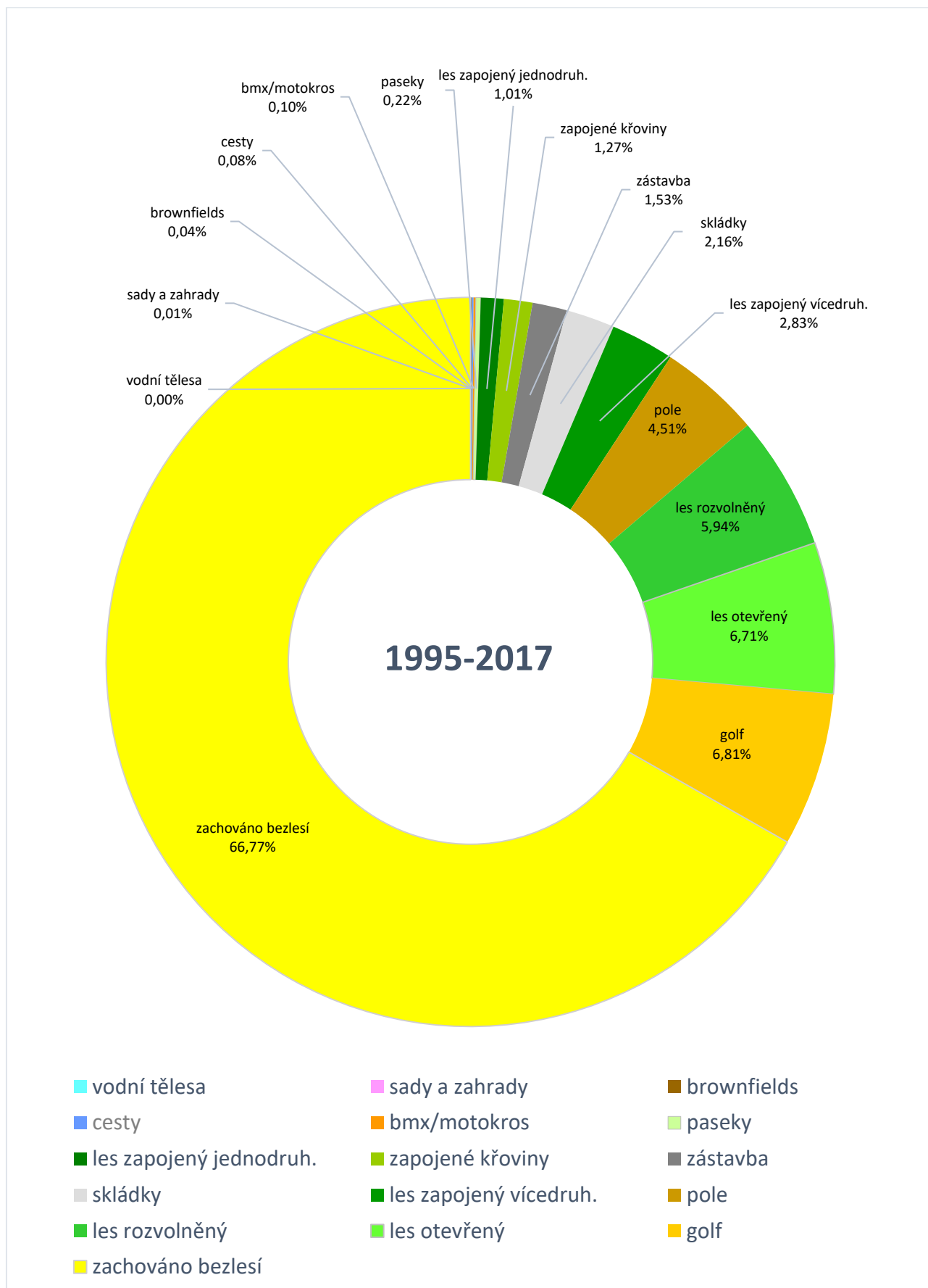
Přeměna na:	Období			
	Rozsah změny (ha/%)			
	1950-2017		1995-2017	
vodní tělesa	0,41	0,02	0,02	0,002
cesty	1,34	0,07	0,89	0,08
sady a zahrady	2,74	0,15	0,09	0,01
bmx/motokros	4,80	0,26	1,08	0,10
paseky	5,49	0,3	2,34	0,22
zapojené křoviny	15,16	0,83	13,75	1,27
skládky	33,63	1,83	23,49	2,16
les zapojený jednopruhový	33,76	1,84	11,00	1,01
brownfields	40,35	2,2	0,46	0,04
les otevřený	73,20	3,99	72,85	6,71
golf	73,56	4,01	73,97	6,81
les rozvolněný	90,49	4,94	64,53	5,94
les zapojený vícepruhový	112,40	6,13	30,69	2,83
zástavba	165,00	9,00	16,59	1,53
pole	438,50	23,92	48,93	4,51
zachováno bezlesí	742,30	40,49	724,90	66,78
počáteční plocha bezlesí	1950: 1832,72		1995: 1085,58	



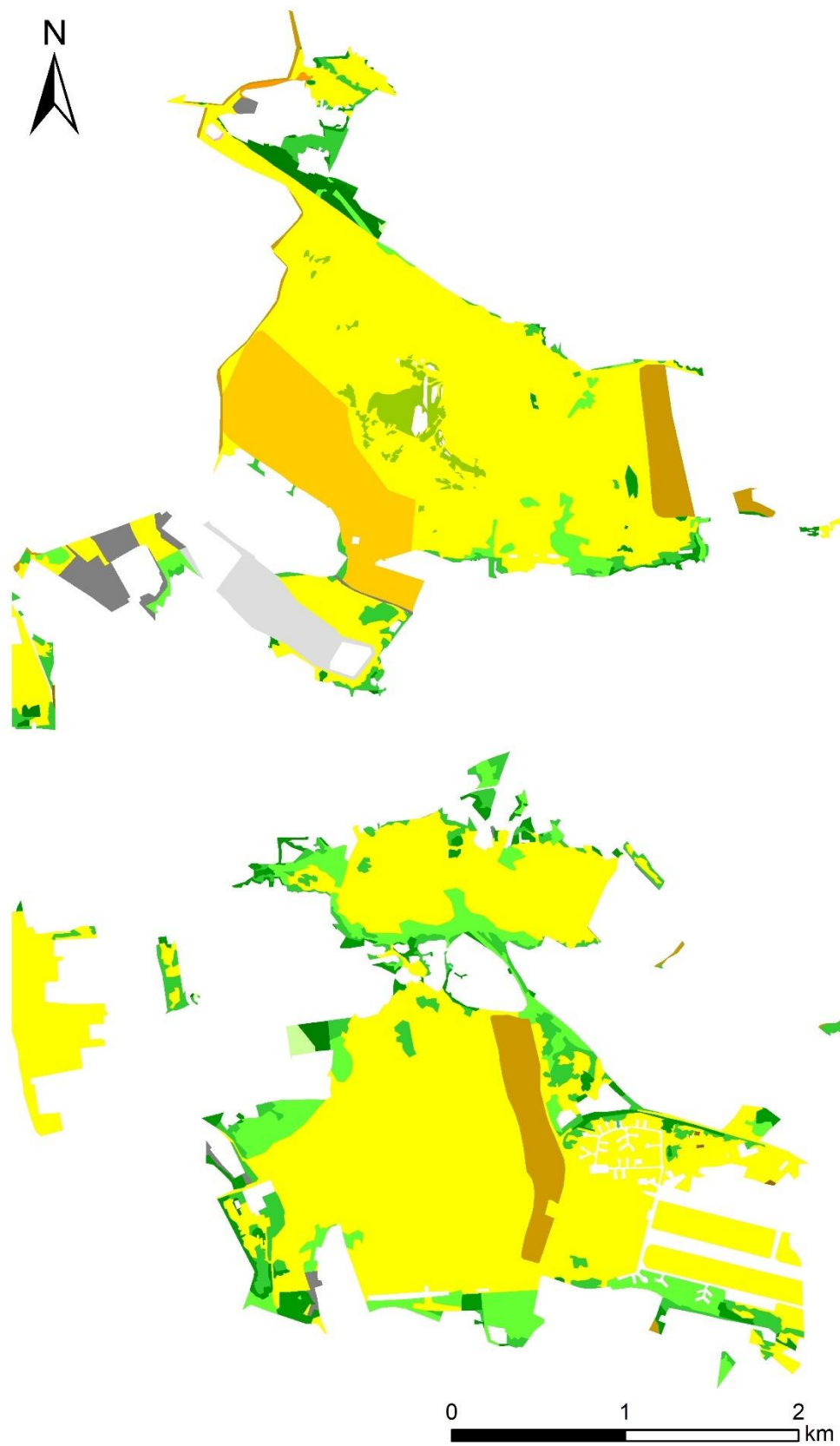
**Obr. 9.** Přeměna bezlesí na jiné kategorie krajinného krytu mezi lety 1950-2017.



**Obr. 10.** Přeměna bezlesí na jiné kategorie krajinného krytu mezi lety 1950-2017.



**Obr. 11.** Přeměna bezlesí na jiné kategorie krajinného krytu mezi lety 1995-2017.



**Obr. 12.** Přeměna bezlesí na jiné kategorie krajinného krytu mezi lety 1995-2017.

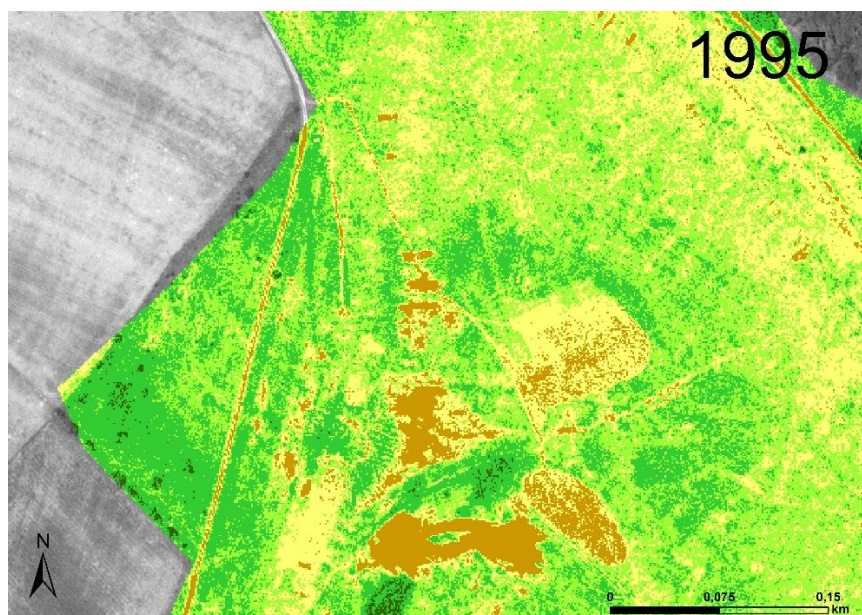
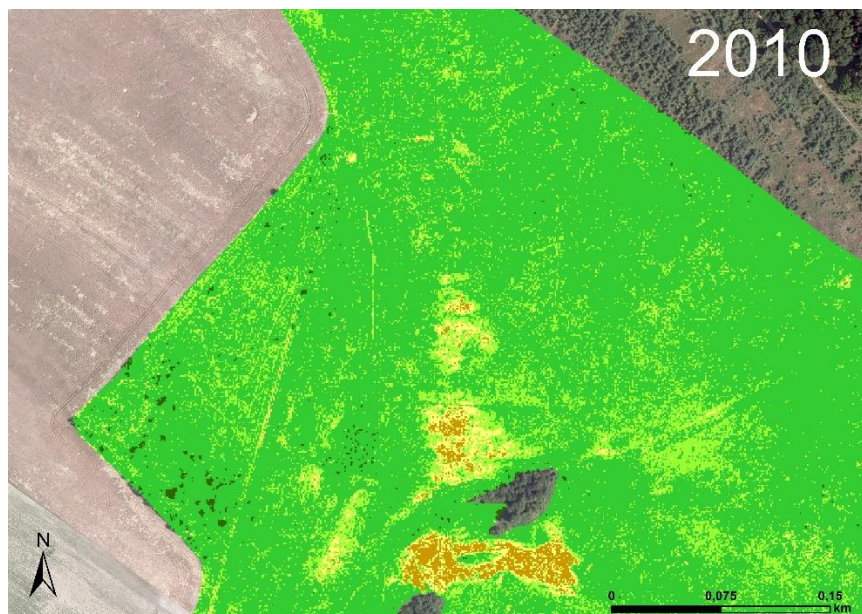
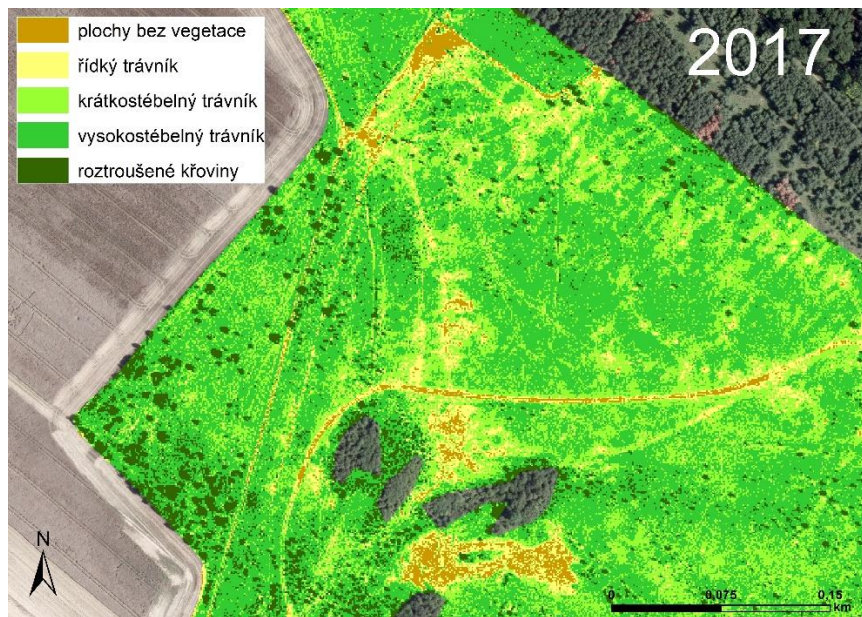


#### 4.4. Vývoj heterogenity bezlesí v období 1995-2017

Na základě provedené automatické klasifikace bezlesí v letech 1995, 2010 a 2017 a získání dat o zastoupení pěti rozlišovaných klasifikačních jednotek (Obr. 13, kompletní získaná data z automatické klasifikace viz Přílohy 11-14) byl následně uskutečněn výpočet a vizualizace Simpsonova indexu (Přílohy 15-17), který v tomto případě charakterizuje heterogenitu vegetace zkoumaného bezlesí. Rok 1985 reprezentující vrchol činnosti armády bohužel nemohl být analyzován z důvodu proměnlivé kvality jednotlivých snímků.

Prostorové rozložení heterogenity vegetace bezlesí vykazovalo ve sledovaných třech letech značnou dynamiku. V roce 1995, tedy relativně krátce po ukončení cvičení armády (cca 6 let), si většina bezlesí zachovávala poměrně vysokou míru heterogenity. Nejvyšší heterogenitu vykazovaly plochy bývalých plošných pojezdů vojenské techniky. Oproti tomu, v roce 2010 je patrná výrazná homogenizace vegetace, která odráží cca 20 let samovolného vývoje, resp. absence disturbancí. Drobné liniové plochy s vysokou mírou heterogenity v roce 2010 můžeme sledovat v severní a středo-východní části bezlesí Pod Benáteckým vrchem severně od Milovic na místě, kde byly v té době nově zaváděny managementové pojezdy těžké techniky. V roce 2017 se heterogenita plošně zvyšuje, do určité míry obnovuje. Děje se tak částečně expanzí rozptýlených křovin v rámci všech bezlesí, částečně vlivem zavedení různých typů disturbančního (offroad, vojenská technika) a pastevního managementu/využití (extenzivní pastva velkých kopytníků, intenzivní pastva domácích zvířat).

V roce 2017 je při malém přiblížení patrný značný gradient heterogenity podél okrajů ploch bez vegetace (bílé stráně, cesty/pojezdy). Tyto vysoce heterogenní plochy jsou v případě pojezdů výrazně liniového charakteru, často vytvářejí prudký gradient heterogenity oproti okolí. Výrazně odlišné je rozložení heterogenity v rámci extenzivních pastvin (Milovice, Traviny-západ), kde mají centra vysoké heterogenity liniový charakter znatelný při velkém měřítku mapy pouze podél cest (nyní udržovaných kopytníky, nikoliv pojezdy), zatímco na zbylých plochách pastvin je struktura heterogenity vegetace více rozptýlená, plošná a výrazně jemnějšího zrna. Místa zvýšené heterogenity jsou stezky vyšlapané velkými kopytníky, vyšlapané plochy kolem napajedel, prachová koupaliště, ale také mozaikovitě spásané plochy se střídajícími se krátko – a vysokostébelnými trávníky. Obecně platí, že heterogenita vegetace generovaná pastvou je jemnozrnná, a tedy viditelná až po patřičném přiblížení snímku. resp. zmenšení měřítka. V řadě případů vykazovaly bezprostředně sousedící plochy kontrastně odlišnou míru a rozložení heterogenity, což bylo v některých případech podmíněno rozdíly v managementu, jinde zas v edafickými a vlhkostními dispozicemi jednotlivých ploch, někde navíc kombinací obojího.



**Obr. 13.** Detailní pohled na SZ část bezlesí Travniny – vývoj vegetačních jednotek v čase: dole značná část zachované heterogenity krátce po odchodu armády v r. 1995, uprostřed stav r. 2010 cca 20 let po ukončení činnosti armády, nahoře částečně obnovená heterogenita dva roky po zavedení pastvy velkých kopytníků.

## 5. Diskuze

Změny hospodaření a využívání krajiny, stejně jako změny na člověku nezávislé se mimo jiné projevují změnami horizontální struktury krajiny, chápané jako mozaiky dílčích plošek (Forman and Gordon, 1993) a často popisované kategoriemi využití krajiny neboli krajinného krytu (land use/land cover, dále jen „LU/LC“). Na změnách LU/LC se podílí přírodní síly i člověk, a jejich dynamika tak vypovídá o procesech a fungování krajiny. V posledních stoletích můžeme ve středoevropském prostoru pozorovat zejména intenzifikaci hospodaření, která se projevuje zhrubnutím krajinného zrna, úbytkem travnatých ploch, roztroušené vegetace a řídkých lesů a zvýšením rozlohy intenzivně obhospodařované orné půdy a lesních plantáží. Tyto změny jsou přímou příčinou výrazného úbytku biologické rozmanitosti na většině území našeho státu i v celé Evropě. Porovnání LU/LC z různých časových období umožňuje kvantifikovat zásadní změny krajiny, stanovit jejich trendy a odhadnout tak i budoucí vývoj krajiny. To je zejména nezbytné v již chráněných územích a rovněž v územích, které mají velký potenciál z biologického hlediska, ale mohou být orgány ochrany přírody podceněná. Jedním z takových území je právě bývalý VVP Milovice, který byl vybrán jako modelové území pro posouzení vývoje jeho krajinné mozaiky v období 1950-2017 v kontextu ochrany jeho přírodních hodnot.

Na víc než polovině (57 %) území bývalého VVP Milovice se mezi lety 1950 a 2017 změnil krajinný pokryv. Výrazně přibylo lesů, zejména zapojených, a na úkor cenných bezlesí značně vzrostla rozloha polí a urbanizovaných ploch. Území původní zemědělské mozaiky se změnilo ve velké půdní bloky. Zatímco zapojených lesů výrazně přibývalo, kontinuálně klesala rozloha lesů otevřených a rozvolněných představujících r. 1950 podstatnou část lesních porostů.

### 5.1. Přeměny lesů

Jednou z nejmarkantnějších změn lesů VVP Milovice je ve sledovaném cca 70-letém období jejich zapojení. To se projevilo výrazným nárůstem plochy zapojených lesů na úkor lesů rozvolněných a zejména otevřených. O to překvapivější bylo zjištění nárůstu plochy otevřených lesů po r. 1995 (viz Tab. 5). Samotné absolutní rozlohy otevřených lesů po r. 1995 jsou však zavádějící hned ze dvou důvodů. Za prvé, nové otevřené lesy nemají žádnou prostorovou návaznost na otevřené lesy 50. let 20. stol. Nejde o mozaikovitě plochy různě hustých/řídkých porostů stromů uvnitř lesních komplexů, ale o mladé sukcesní prostory (cca 20-30 let věku) na místě bývalých bezlesí, vesměs podél okrajů lesních komplexů. Za druhé se novodobé otevřené lesy s velkou pravděpodobností od těch z 50. let liší značně odlišným

druhovým složením. Jsou to většinou porosty pionýrských měkkých dřevin (např. břízy, topoly, vrby), někdy i borovice, javoru mléče, třešně ptačí, hrušně polničky aj. Navíc současné otevřené lesy vzniklé v blízkosti sídel příp. bývalých komplexů vojenských budov, mívají významnou příměs invazního akátu příp. javoru jasanolistého, jelikož právě tam se nacházely jejich semenné stromy. Oproti tomu otevřené lesy v letech padesátých byly patrně minimálně z části rozptýlenými porosty dubů, jelikož na jejich místě dnes často rostou rozvolněné až zapojené lesy s roztroušenými duby odpovídajícího stáří a matricí starých měkkých dřevin mezi nimi, které jsou často v (rovněž časově odpovídajícím) stadiu rozpadu. Bylo by samozřejmě zajímavé potvrdit tohle tvrzení dendrochronologickými metodami. Zvláštní otázkou je, co tyto (dubové?) porosty v první půlce 20. století udržovalo v otevřeném stavu. Možná zde občas shořelo bylinné patro i se semenáči dřevin, možná zde byly dostatečně intenzivní plošné pojezdy vojenské techniky, možná se zde i páslo, možná to bylo ještě jinak, nevíme. Nyní na místě těchto lesů můžeme vidět porosty starých dubů, ne nutně vyložené velkých rozměrů, s širokými korunami, které se již zapojily, nebo byl prostor mezi nimi vyplněn měkkými dřevinami. Právě vyplnění mezer v těchto původně otevřených lesích měkkými dřevinami, někdy i borovicí, třešní ptačí aj. a postupným zvětšením korun dubů bývá příčinou jejich zapojení od r. 1985 dále. Platí to napříč všemi ve sledovaném časovém období člověkem neovlivněnými porosty v rámci celého modelového území.

Podobný obrázek se ukazuje rovněž v případě s rozvolněných lesů. V roce 1985 jejich rozloha oproti roku 1950 klesla z 338 ha na 201, v letech 1995 až 2004 však jejich plocha vzrostla. Pozitivní dynamika je to jen zdánlivě, šlo vesměs o důsledek hospodářských úprav lesa (probírky, těžba), příp. zapojením otevřených lesů vzniklých zarůstáním nelesních ploch. Některé rozvolněné lesy vypadající na ortofotografiích jako potenciálně hodnotný biotop jsou ve skutečnosti sukcesní stadia porostů invazních druhů.

Podstatné změny prodělaly rovněž lesy zapojené, u nichž byly v rámci práce rozlišovaly porosty jednodruhové a vícedruhové. Během manuální vektorizace občas nebylo jednoduché rozlišit jednodruhový lesní porost od vícedruhového, obzvláště u starších černobílých snímků z let 1950-1995. Často bylo potřeba ověřovat složení konkrétního porostu kontrolou starších a mladších snímků, podle toho, které byly v daném místě lepší kvality. V roce 1950 zdá se jednodruhové lesy převažovaly nad vícedruhovými. V r. 1985 se situace obrátila, vícedruhových lesů bylo výrazně více než jednodruhových a tato situace přetrvává do současnosti. Mohlo se tak stát z několika důvodů. Vícedruhové zapojené lesy většinou vznikaly na místě mozaikovitých rozvolněných a otevřených porostů v rámci lesních komplexů. Taková situace v kombinaci s minimální intenzitou lesnického hospodaření

(probírky apod.) předvídatelně nahrávala vzniku vícedruhových porostů díky semennému dešti z okolních porostů. Tato situace měla poměrně dlouhého trvání, neboť lesní hospodaření bylo podle konstantně malého rozsahu pasek vždy velmi nízké intenzity a jeho intenzifikace nastala až v 90. letech po odchodu armády. Oč déle však trvalo období z hlediska těžby dřeva velmi relaxované, o to razantnější byl nástup průmyslové těžby po odchodu armády. O bezprecedentní intenzitě těžby od 90. let 20. stol. svědčí ohromující nárůst plochy pasek. Ten vzrostl z 1,2% celého území resp. 3% lesa, v období 1950-1985 na závratných 5,4% (192 ha) celého cílového území, resp. 12% plochy lesů (sic) v roce 2004. Jinými slovy, více než desetina celé plochy modelového území, resp. více než dvacetina lesů byly r. 2004 čerstvě vytěžené paseky! V letech 2010 a 2017 sice plocha pasek klesá na 1,7-1,8% celého území (3,5-4% lesa), stále však zůstává znatelně vyšší než v letech 1950 a 1985. Bohužel byly v tomto období zlikvidovány četné mimořádně cenné porosty.

Na místě pasek byly vesměs založeny borové, v menší míře dubové plantáže, ve značné míře jde dokonce o výsadby dubu červeného (*Quercus robur*). Je na místě upozornit, že tyto nově vzniklé plantáže se zásadním způsobem liší od jednodruhových lesních porostů vzniklých v rámci VVP Milovice zjevně rovněž výsadbou před začátkem sledovaného období. Tyto lesy se od recentních plantáží liší druhovým složením, neboť jde buďto o doubravy s dlouhou kontinuitou a tedy i vyšší biotopovou variabilitou s hojnou přítomností starých stromů, mrtvého dřeva stojícího i ležícího, mnohdy s rozvinutým keřovým podrostem, tedy vesměs vysokou biologickou hodnotou. Tyto hodnoty patrně do určité míry vznikly v důsledku zmírnění lesnického hospodaření v 50-80. letech, to však nijak nesnižuje jejich enormní význam.

Závěrem lze dodat, že některé lesy klasifikované jako vícedruhové jsou ve skutečnosti monotultury/plantáže v roce snímkování bezprostředně před probírkou. Plocha vícedruhových lesů tím byla mírně nadhodnocena. Z výše zmíněných důvodů je rozlišení na lesy jednodruhové a vícedruhové poněkud nedostatečné. Z hlediska biologických hodnot bude nezbytné zahrnout do navazujícího výzkumu druhové složení jednotlivých lesních porostů, stejně jako původ (sukcese vs. výsadba) a kontinuitu. Ačkoliv data o aktuálním složení lesních porostů byla získána v rámci terénní verifikace výsledků této práce, neobejde se zevrubná analýza lesů bez dat z vůbec prvního leteckého focení r. 1939 (snímky již byly pořízeny), ale také z mezidobí nezahrnutého v této práci, tj. let 60. a 70. minulého století.

Bohužel v rámci VVP Milovice minimálně do nedávné minulosti docházelo, a možná stále dochází, ke zcela nepochopitelné a v rámci tak cenného území absolutně nepřijatelné výsadbě plantáží silně invazního a velmi rizikového dubu červeného (*Quercus robur*). V některých

částech hospodářských lesů VVP Milovice je dub červený dokonce jednou z dominantních dřevin. Nejde však jen o intenzivní hospodářské lesy ve spíše okrajových částech VVP. V rámci terénního mapování byly zjištěny výsadby dubu červeného i v biologicky nejceněnějších jádrových částech VVP. Dubem červeným jsou zalesňovány nejen paseky po těžbě, ale také malé palouky rozestě v přírodě blízkých lesích. Tyto palouky, jenž donedávna vítaným způsobem zvyšovaly heterogenitu lesních porostů se tak staly nástrojem zbytečného pronikání jedné z nebezpečnějších invazních dřevin do nejceněnějších částí VVP Milovice. Na řadě míst bylo navíc zjištěno přirozené zmlazení dubu červeného uvnitř přírodě blízkých lesů daleko od semenných stromů. Tato situace si žádá neprodlené aktivní řešení, dokud lze invazi dubu červeného potlačit. Pozitivní je zjištění, že dub červený v modelovém území zatím zmlazuje spíše lokálně a s malou abundancí semenáčů, takže nevznikají rozsáhlé porosty semenáčů běžné u této dřeviny ve vlhčích typech lesů. Důvodem je snad suchý charakter zdejších lesních půd.

Ztráta přírodě blízkých otevřených a rozvolněných lesů může mít zásadní vliv na složení biodiverzity. Tato stanoviště se charakterizují jako velmi cenná, protože hostí jak druhy asociované s otevřenými, tak s lesními habitaty (Miklín and Čížek, 2014). Nedílnou a velmi podstatnou součástí takových lesních porostů jsou staré stromy a torza odumřelých dřevin (Miklín *et al.*, 2018). Během Holocénu byly takové (polo)otevřené lesy se starými stromy udržovány přírodními fenomény jako například požáry, vichřice, sníh, povodně, a spásání/okus velkými herbivory či gradace hmyzích herbivorů (Miklín *et al.*, 2018). Podobnou roli měli přibližně od středního holocénu zemědělci skrze lesní pastvu, i lesníci resp. lidské komunity prostřednictvím různých typů výmladkového hospodaření. Během posledních dvou století byly v rámci přechodu na intenzivní lesnictví přírodní faktory jako požáry, stejně jako pastva divoké zvěře i zvířat domácích systematicky potlačovány. Lesy se zapojily, zmizely staré a odumřelé stromy a tím začala mizet podstatná část naší biodiverzity. Právě VVP, včetně Milovic, jsou v tomto směru unikátní, neboť se jim neblahý vývoj nastíněný výše do určité míry vyhnul a přírodě blízké lesy se starými stromy si uchovaly. Je proto nezbytné urgentně zrevidovat způsoby obhospodařování lesů VVP, identifikovat biologicky nejcenější lesní porosty, a zajistit jejich neprodlenou přísnou ochranu včetně vhodného managementu příp. hospodaření. Právě podrobné zhodnocení současného stavu a biologické hodnoty (staré stromy, bylinný podrost atd.) jednotlivých porostů v kontextu historie a následná identifikace těch nejhodnotnějších by mělo být cílem projektu navazujícího na výzkum prezentovaný v této diplomové práci.

## 5.2. Přeměny bezlesí

Rozloha bezlesí během celého sledovaného období progresivně zmenšovala. Celkem 59% bezlesí se ztratilo mezi lety 1950-1995, v absolutních číslech 748 ha. Jde o plochu prakticky odpovídající součtu veškerého dnešního bezlesí VVP Milovice dohromady! Tyto změny však probíhaly skoro 50 let, navíc v období překotných krajinných, politických a socioekonomických změn na úrovni celé Evropy. Svým způsobem je proto z hlediska ztrát bezlesí zajímavější období 1995-2017, tedy po odchodu armády. V této nepoměrně kultivovanější a informované době, kdy byla přírodovědná hodnota VVP objevena, chápána a oceňována, totiž bylo během pouhých 22 let ztraceno 330 ha cenných bezlesí. Šlo o celou třetinu bezlesí, které přežilo překotné změny posledních sto let a které jsme zdědili po armádě. Jde mimochodem o plochu větší než Traviny, nejrozsáhlejší dochované bezlesí VVP Milovice. V jistém smyslu jde o selhání státních úřadů a institucí, které měly celé čtvrt století neblahý trend ztát biologicky cenného bezlesí zvrátit.

Porevoluční příběh VVP Milovice má však i svá světlá období. Kolem roku 2000 byl záměr vybudovat v centrální části VVP Milovice, přibližně v prostoru bezlesí Pozorovatelna, zkušební okruh Škoda Auto. Proti tomuto záměru se zmobilizovala poměrně masivní občanská, a je potěšující že i úřední, iniciativa. Hlavními aktéry byli dle online materiálů Josef Matouš (Občanské sdružení Mladá), Roman Žáček (Občanské sdružení Obrubce), Vladimír Vrabec (Společnost pro ochranu motýlů), Jan Vitner (Česká společnost entomologická) a Václav Petříček (AOPK ČR) (Karlík 2002). Díky úsilí těchto a dalších lidí nebyl záměr realizován a právě jim do značné míry vděčíme za to, co se z VVP Milovice dochovalo.

V roce 2017 zůstalo jen 40 % původní nelesní rozlohy v roce 1950. Paradoxně největší ztráty nebyly způsobené sukcesním zarůstáním dřevinami (i když tento faktor hrál také nemalou roli), ale rozšířením zemědělských ploch a zástavbou. Zcela zbytečná se jeví přeměna cenných nelesních ploch na zařízení, která mohla vzniknout kdekoliv jinde. Jsou jimi golfový areál v lokalitě Traviny a zejména velkokapacitní skládku komunálního odpadu na lokalitě Benátecký vrch (251 m), tedy na jednom z nejvýše položených míst modelového území. V obou případech šlo o nemalé ztráty, golfiště zabralo 73 ha, skládka 33 ha. V případě skládky zanikla veškerá přírodní společenstva, v případě golfu zůstaly v golfovém trávníku zachovány alespoň ostrůvky polopřirozené luční vegetace. Lokalita, ve které vznikla skládka byla přitom biologicky velmi cenná. Vyskytoval se zde mj. v Milovicích dnes již vyhynulý hořeček nahořklý a další vzácné druhy. Jako pokus o zmírnění negativních dopadů zbudování skládky byly provedeny transfery rostlin (snad ve formě strženého drnu?) na lokalitu Traviny. Petříček (1995) sice uvádí, že 1-2 roky pro provedení transferu lze akci považovat za

úspěšnou, nicméně hořeček nahořklý byl v místě transferu naposledy zjištěn r. 2004 (J. Brabec 2015, pers. com.) a další možné indikátory eventuální úspěšnosti transferu nejsou známy, stejně jako rozsah, způsob provedení a přesné umístění přeneseného materiálu.

V roce 1950 byla všechna tři hlavní bezlesí funkčně propojena. Buď navzájem přímo navazovala (Pod Benáteckým vrchem + Pozorovatelna), nebo byla propojena otevřenými lesy a liniovými bezlesími v lese (široké tankové cesty apod.), kterými patrně mohla velká část nelesní bioty dispergovat (Trviny + Pozorovtlna) (viz Přílohy 5a). V období 1950-1995 postupně došlo k vzájemné izolaci hlavních bezlesí stále zapojenějšími lesy, po roce 1995 zanikly i zbývající koridory podél tankových cest (srovnej Přílohy 5a-10a celé 1950-2017). Výsledkem byla faktická ztráta konektivity musela nutně mít negativní vliv na metapopulace nelesních organizmů.

Velké změny postihly nejen rozlohu bezlesí, ale také složení jeho vegetace. Kvůli nedostatečné kvalitě podkladových snímků z padesátých a osmdesátých let se bohužel nepovedlo v plné míře zhodnotit změny vegetační mozaiky ve zmíněných letech, dostatečně kvalitní snímky z let 1995, 2010 a 2017 však hlavní trendy změn dokumentují dobře. Konkrétně se jedná o pokles rozlohy ploch bez vegetace, stejně jako řídkých a zapojených krátkostébelných trávníků v důsledku cca 20-letého bezzásahového období po ukončení činnosti armády (reprezentováno snímky z let 1995 a 2010), a následně částečné obnovení plochy těchto kategorií r. 2017, tedy po zavedení různých typů managementu bezlesí, zároveň však také bezprecedentní expanze roztroušených křovin v období 2010-2017.

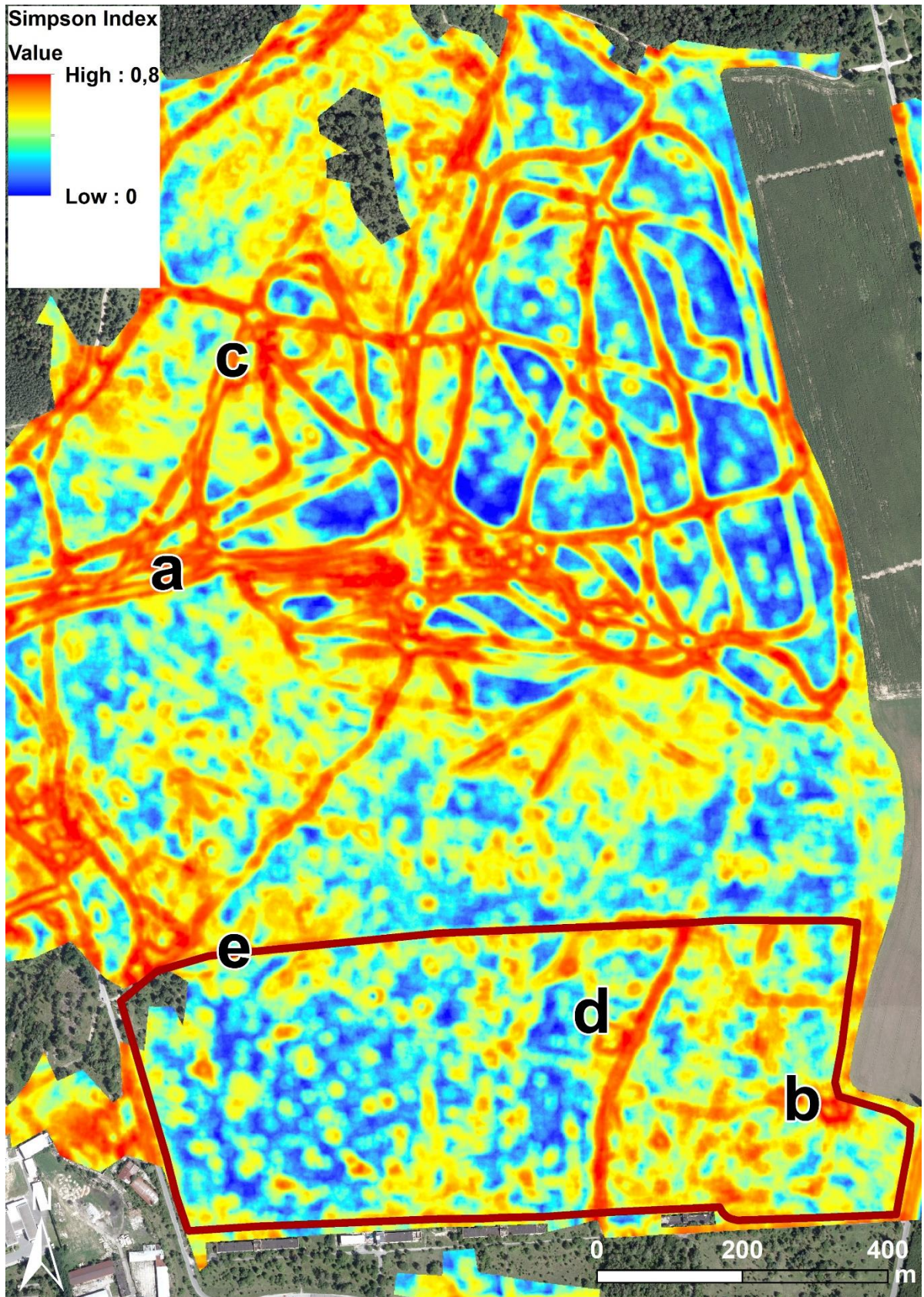
Zvláštní pozornost zasluhuje období 2010-2017 obecně. Rokem 2010 vrcholí 20-leté období bezzásahovosti, potažmo spontánního vývoje/sukcese. Vegetační kryt bezlesí je proto r. 2010 charakterizován historickým minimem vegetačních kategorií závislých na disturbancích, konkrétně ploch bez vegetace, s nimi asociovaných řídkých trávníků (i když ty ještě mírně klesly) a zapojených krátkostébelných trávníků. V tomtéž roce je zaznamenána analogicky největší rozloha bylinné vegetace vznikající při absenci disturbancí, tedy zapojených vysokostébelných trávníků. Oproti tomu vegetační kryt r. 2017 ukazuje zásadní obrat, kdy dochází k nárůstu kategorií závislých na disturbancích a naopak ústupu zapojených vysokostébelných trávníků. Tento trend je znatelný na bylinné vegetaci napříč všemi nelesními plochami modelového území, ve kterých byl mezi lety 2010-2017 obnoven disturbanční režim pastvou a/nebo pojezdy vojenské/offroad techniky. Naopak v plochách bezlesí, kde management zaveden nebyl k výrazným změnám nedochází (např. Pozorovatelna východ, Trviny východ, dílčí plochy Pod Benáteckým vrchem). Rovněž terénní šetření, i analýzy heterogenity v této studii naznačují zlepšení stavu bezlesých ploch mezi 2010-2017

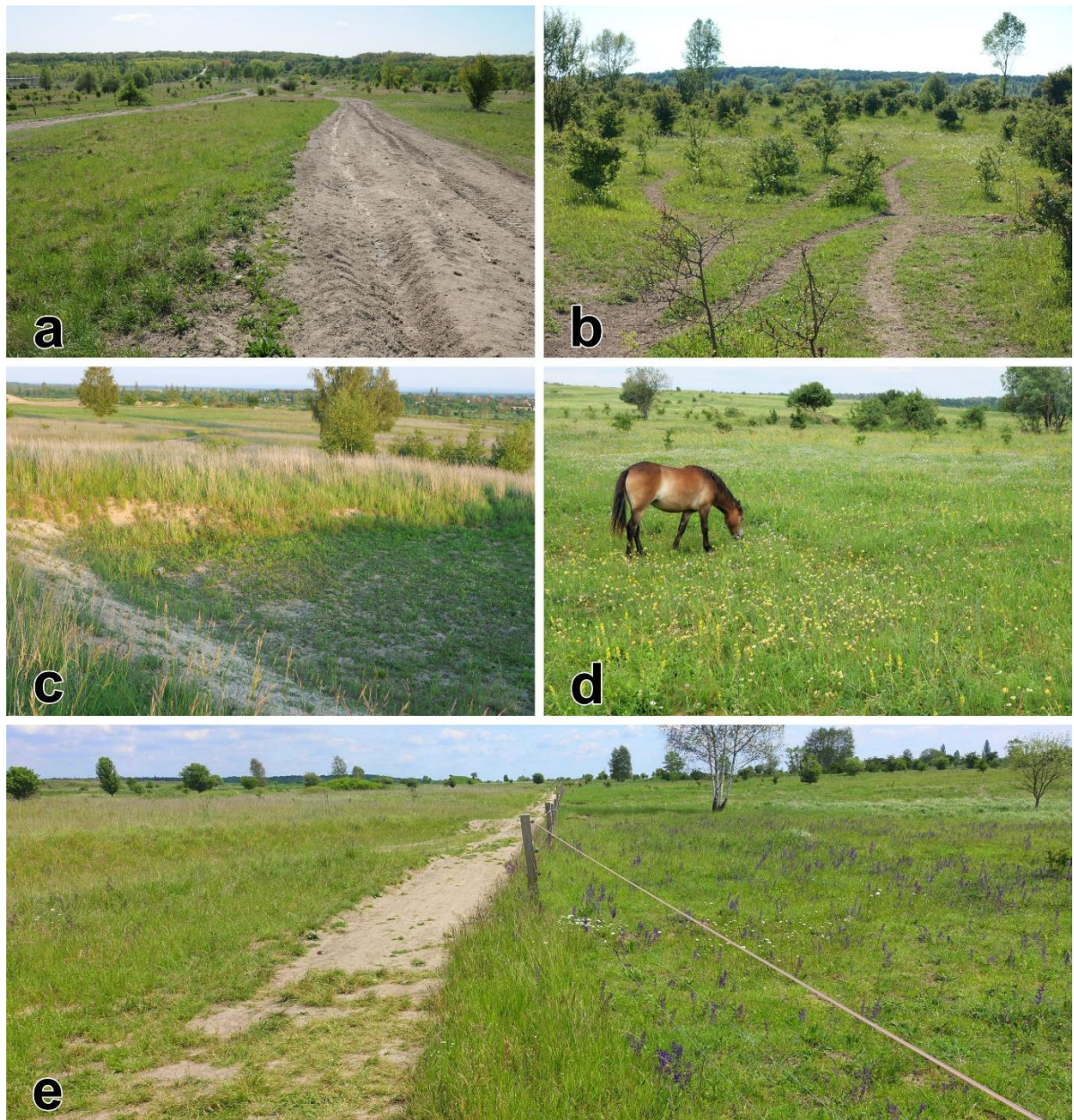


ve smyslu zvýšení podílu vegetačních typů asociovaných s disturbancemi, na které je vázána podstatná část místní biodiverzity (viz kap. 4.4.).

Prostorové rozložení a pokryvnost jednotlivých vegetačních kategorií bezlesí byl do značné míry závislý na typu managementu či jeho absenci (příklad s dokumentačními foto viz Obr. 14). Plochy bez vegetace jsou zpravidla produktem disturbancí a vykazovaly kontinuitu v čase jen v pojezdových a pasených plochách, naopak v bezzásahových plochách po výpadku disturbancí až na výjimky (např. bílé stráně) velmi rychle zanikaly. V pojezdových zónách mají plochy bez vegetace charakter sítě až kolem 20 m širokých linií, v plochách pasených jde spíše o mozaiku velmi malých plošek (metry až ary) propojených úzkými liniemi (<1 m) stezek zvířat. Plošky bez vegetace přitom vznikají na místě prachových koupališť, na svazích rozrytých rohy turů, kolem napajedel, na křižovatkách stezek apod. Mozaika těchto raně sukcesních ploch bez vegetace vzniklých pojezdy a pastvou se tedy diametrálně liší velikostí zrna – ty pojezdové jsou viditelné i při velkém měřítku mapy, resp. malém přiblížení, na pastvinách jsou znatelné až po patřičném přiblížení. Výjimkou jsou v rámci pastvin rozsáhlé plochy bez vegetace na místě opuštěných pojezdových drah/cest, bílých strání atd. Jak ukazují výsledky analýz z let 2010 a 2017, tedy 5-6 let před zavedením pastvy, resp. 2-3 roky po jejím zavedení, bývalé plochy bez vegetace které byly značně či téměř zcela zarostlé, dokáže pastva velmi rychle obnovit a udržet bez dalších mechanických disturbancí technikou (srovnej plochy bez vegetace v prostoru pastvin v letech 2010 a 2017 – viz např. Obr. 13).

Podobný výsledek dává pastva zvláštního typu ploch bez vegetace – sníženin v nichž se vytvářejí periodické tůně. Velcí kopytníci sice tůně sami nevytvářejí (na rozdíl od pojezdů či bagru), ale existující tůně bez problému udržují pastvou a sešlapem nezarostlé, čímž zajišťují jejich trvalou schopnost jímat vodu a udržet ji po dobu dostatečně dlouhou pro vývoj vzácných velkých lupenonožců (žábronožky a listonozi), ve srážkově příhodných letech i pro vývoj žab (ropucha zelená, skokan štíhlý). Pokusné vyloučení přístupu koní a zubrů do dvou prohlubní běžně obsahujících periodické tůně vedlo již po jediné(!) vegetační sezoně (a přestože byly tůně přes zimu spaseny) k zárůstu jejich dna vegetací, přičemž další vegetační sezonu se v nich neudržela voda ani jeden den (na rozdíl od pěti dalších tůní na tomtéž místě). Po zpřístupnění suchých prohlubní kopytníkům došlo v horizontu několika týdnů k obnovení tůní i výskytu lupenonožců.





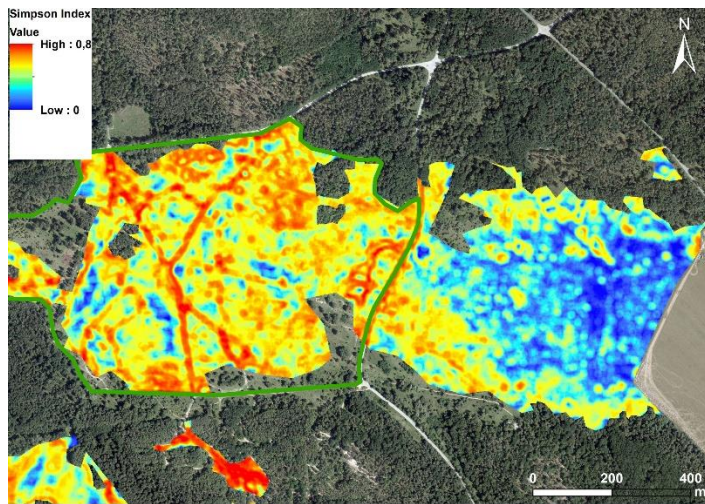
**Obr. 14.** Porovnání charakteru heterogenity vzniklé disturbancemi těžkou technikou a velkými kopytníky (červeně je označena hranice pastviny, všechny fotografie byly pořízeny přibližně ve stejnou dobu (květen-červen), stejná písmena označují obrázky a lokaci v mapě: a. plošný charakter disturbance těžkou technikou, b. jemná síť stezek vyšlapaných kopytníky, c. vysoká míra heterogenity je dána mozaikou vysokého porostu třtiny a zarůstajícím pojezdem, d. na pastvině je vysoká míra heterogenity dána spíše odlišným složením porostů (všimněte si výrazného rozdílu v květnatosti), e. markantní rozdíl v květnatosti a množství mrtvé stojící biomasy v nepasené (vlevo) a pasené (vpravo) části bezlesí.

Porovnání vegetační mozaiky vzniklé pojezdy a pastvou ukazuje ještě jeden podstatný rozdíl. Mezi pojezdovými drahami (liniové plochy bez vegetace a s řídkými trávničky při okrajích) mohou vznikat kontrastní, poměrně velké strukturně homogenní plochy (Obr. 14). Jde samozřejmě o otázku rozvržení pojezdů, aby nebyly dlouhodobě disturbovány tytéž dráhy, nikoliv o technické omezení. Na extenzivních pastvinách naproti tomu bývá heterogenita více rozložená v prostoru a podobných kontrastů je relativně málo, přičemž vznik mozaiky netřeba koordinovat. Mimo tyto rozdíly mezi pasenými a ježděnými plochami viditelnými z automatických analýz, jsou mezi nimi rozdíly zjistitelné pouze terénním šetřením. Jak bylo zmíněno na příkladu intenzivních pastvin ovčí a skotu, míra heterogenity sama o sobě nutně neznamena kvalitní biotop. Tento fenomén je dobře patrný při srovnání míst vykazujících podobnou míru heterogenity na Obr. 14). Dalším pastevním fenoménem který automatická klasifikace klasických leteckých snímků (bez spektrální informace) nemůže postihnout je například gradient výšky a druhové i prostorové struktury týchž vegetačních jednotek v závislosti na intenzitě pastvy např. se vzrůstající vzdáleností od napajedla.

Paralelně s výše komentovaným pozitivním vývojem luční vegetace bezlesí probíhá na těch samých plochách bezprecedentní expanze roztroušených křovin. Důvodem a zároveň způsobem, jak byla kategorie roztroušené křoviny odlišována od otevřených lesů je absence stromů a vyloženě luční bylinné patro. (Souvislé porosty křovin bez bylinného podrostu, nebo s podrostem bez lučních bylin byly klasifikovány jako zvláštní typ lesa - zapojené křoviny - viz níže.) Roztroušené křoviny se mezi lety 1995-2017 masivně šíří nezávisle na vývoji travinobylinných společenstev do nichž pronikají a zřejmě i nezávisle na přítomnosti (či absenci) a na typu managementu. Expanze křovin je značně nerovnoměrná, velmi pravděpodobně v závislosti na vzdálenosti od zdrojů semen (starší porosty křovin), edafických a vlhkostních podmínkách atd. Z hlediska managementu tak na řadě míst dochází k protichůdnému vývoji různých etáží vegetace, kdy luční porost získává díky managementu žádoucí strukturní heterogenitu a květnatost, zároveň však zarůstá křovinami (Obr. 4e). V mnoha případech se jedná o hodnotné květnaté louky s výskytem vzácných taxonů (např. hořec křížatý, kozinec dánský, ledenec přímořský, bílojetel bylinný aj.). Problematika expanze dřevin je v posledních dekádách intenzivně studovaným fenoménem globálního charakteru, protože postihuje otevřené travnaté biotopy a savany napříč bioklimatickými zónami obou Amerik, Austrálie a Afriky. Ve vlhčích oblastech přitom expandují spíše stromy, v sušších keře. Podle Archer et al. (2017), kteří téma tzv. woody plant encroachment (WPE) podrobně shrnují, došlo v posledních 100 letech k dobře zdokumentovanému nárůstu množství dřevin v různých otevřených a polootevřených biotopech v různé době, avšak

s podobnou intenzitou. WPE je vnímáno jako problém z důvodu negativního vlivu na zemědělskou produkci, protože nárůst biomasy dřevin zpravidla vede k poklesu ceněné bylinné biomasy (např. úbytek pastvin). WPE však negativně ovlivňuje i biodiverzitu, vodní režim, místní klima, kvalitu půd a v neposlední řadě znamená významné ekonomické náklady a ztráty. Spouštěcích mechanismů WPE je uváděna řada, často synergicky působících, jedním z hlavních je zřejmě dlouhodobé plošné potlačování požárů, které je vesměs přímo či nepřímo důsledkem nárůstu lidské populace (ochrana zdraví a majetku, lepší infrastruktura a technika, nárůst pastvy dobytka = úbytek paliva pro požáry atd.). Bylo vyvinuto několik komplexních technologií na redukci WPE (v Americe tzv. „brush management“, Austrálii „woody weed management“, Africe „bush clearing“). Tyto strategie zahrnují vypalování, mechanické odstraňování a aplikaci herbicidů, odezva společenstev dřevin je však různá i v rámci podobných lokalit/společenstev a typicky krátkého trvání (maximálně 5-7 let). Univerzální řešení WPE neexistuje a studium tohoto fenoménu v našich podmínkách se jeví být velmi zajímavým tématem.

Jedním z důležitých výsledků je zjištění, že vysoká hodnota vegetační heterogenity nemusí nutně indikovat ekologicky uspokojivý stav vegetace. Příkladem je v modelovém území řada, např. lokalita Pozorovatelná – západ vykazovala v r. 2017 vysokou míru heterogenity vlivem disturbančního pojezdového managementu a pastvy ovcí. Z hlediska vysokých hodnot indexu heterogenity se zdál stav ideální. Terénní šetření však odhalilo, že heterogenita byla do značné míry způsobena mozaikou intenzivně spasených ploch bez dvouděložných (nektarodárných) bylin, střídajících se s ostrůvky expandující třtiny křovištní, kterou ovce nespásly (Obr. 15). Jedinými relativně květnatými plochami zde byly zarůstající pojezdové dráhy. Podobné situace ukazují zásadní význam konfrontace výstupů automatických analýz s reálnou situací v terénu. Podobně r. 2017 na lokalitě Traviny – východ vykazovala velmi nízkou heterogenitu bývalá intenzivní pastvina dobytka (kde se heterogenita ani po roce bez pastvy neobnovila), zatímco zbylá plocha dobyt看kem dosud intenzivně pasená vykazovala naopak heterogenitu vysokou (Obr. 16). Bylo to dáno zatím neúplným spasením porostu (což se za několik týdnů změnilo v úplné), který byl navíc ochuzen o nektarodárné dvouděložné (Příloha 17). Tento případ a jemu podobné navíc poukázaly na další interpretační problém – intenzivní sezónní pastviny je nutno posuzovat jinak než pastviny extenzivní celoroční. Zatímco intenzivní pastvina se zcela jistě brzy změní v homogenní prostředí (vlivem pastvy či jejího výpadku), celoroční extenzivní pastvina si nejspíše svou heterogenitu zachová. Odfiltrování této „falešné“ heterogenity intenzivních pastvin by vyžadovalo opakované snímkování během vegetační sezóny.



**Obr. 15.** Vysoká míra heterogenity způsobná mozaikovitým porostem ploch intenzivně spasených ovce a ostrůvků expandující třtiny křovištní, Pozorovatelna – západ, zeleně hranice ovčí pastviny.



**Obr. 16.** Zdánlivá heterogenita jen částečně spasených intenzivních pastvin. Nahoře homogenní chudé vysokostébelné trávniky bývalé intenzivní pastviny v severní části lokality Traviny – východ rok po ukončení pastvy. Dole dosud intenzivně pasená jihovýchodní část lokality Traviny – východ ve stejném čase. Vysoká heterogenita indexu heterogenity je zde podmíněna neúplným spasením vegetace – za několik dní či týdnů bude heterogenita předvídatelně nízká jako jinde v okolí.

Specifickým a svým způsobem unikátním prvkem vegetace, který v průběhu sledovaného období od 80. let porůstá zvětšující se plochy bezlesí jsou zapojené křoviny (r. 2017 cca 15 ha). Z důvodu absence lučních druhů v podrostu který, je-li přítomen, má spíše lesní/hajní charakter (česnáček lékařský, neurčené zvonky, kapradiny a miříkovité) byl tento typ vegetace řazen mezi lesy, diskutován je však z koncepčních důvodů v kontextu bezlesí. Svým výskytem jsou prozatím tyto zapojené křoviny omezeny na jihovýchodní část lokality Traviny – západ. Jde zcela jistě o mezofilní a suché křoviny nelesního prostředí, svazu *Berberidion vulgaris*, svým složením však neodpovídající žádné z jeho fytoocenologicky definovaných asociací (Chytrý 2013). Paradoxně v nich totiž chybí prakticky všechny hlavní druhy diagnostické, konstantní i dominantní, např. skalník celokrajný (*Cotoneaster integerrimus*), dřín obecný (*Cornus mas*), líska obecná (*Corylus avellana*), svída krvavá (*Cornus sanguinea*) a s výjimkou okrajových částí mnohdy i trnka (*Prunus spinosa*) a růže (*Rosa* spp.). Přesto nejde o společenstva druhově chudá. Přítomny jsou v tomto pořadí významnosti dle abundance: blíže neurčené hlohy *Crataegus* spp. (odhadem 80-90% dřevin), výrazně méně četnými druhy jsou slivoň mirabelka (*Prunus domestica/institiata*), hrušeň polnička (*Pyrus pyrastr*), brslen evropský (*Euonymus europaeus*), dřišťál obecný (*Berberis vulgaris*), řešetlák počistivý (*Rhamnus cathartica*), ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*), sporadicky bez černý (*Sambucus nigra*). Místy se objevují staří jedinci mahalebky (*Prunus mahaleb*), která roztoušně zmlazuje, a významnou komponentou podrostu je pámelník bílý (*Symphoricarpos albus*). Tyto dva poslední druhy jsou pravděpodobně zplanělými okrasnými prvky z jakési dávno zaniklé zahrádky, která údajně uprostřed Travin existovala již v 80. letech a snad i dříve (J. Petráš 2015, pers. com.). Prostorová struktura těchto zapojených křovin je rovněž zajímavá. Zčásti se jedná o nestrukturované a zcela zapojené porosty stáří do 20-25 let, zčásti však z porostů starších 25 let, které mají strukturované, místy mezernaté korunové patro, a jsou v podstatě vysokokmennými hlozinami. Podobná pozdně sukcesní křovinatá společenstva jsou v nížinné střeoevropské krajině vzácná, zpravidla jsou eliminována, než dosáhnou srovnatelného věku. Lze předpokládat, že podobná společenstva jsou v současnosti víceméně specifikem vojenských újezdů, přičemž letecké snímky tuto možnost naznačují v případě VVP Hradiště v Doupovských horách. Zajímavým atributem těchto křovin je prakticky úplná absence stromů, nepočítáme-li „vysokokmenné“ růstové formy starých hlohů a mahalebek, je jediným plošně přítomným stromem hrušeň polnička, která je ovšem malého věku a je tedy součástí korunového patra okolních křovin. Sporadicky se zde vyskytuje pouze jírovec maďal (*Aesculus hippocastanum*, nižší jednotky kusů) a americký dřezovec trojtrnný (*Gleditsia triacanthos*, 2 ks), první druh možná, druhý zcela jistě zde roste v důsledku zavlčení člověkem. Důvod, proč se v těchto společenstvech neuplatňují jiné stromy může být relativně

velká vzdálenost semenných porostů (cca 500 m k okraji nejbližšího lesa). Druhým vážným faktorem blokujícím šíření stromů může být silný tlak zvěře (vysoké stavy srnce, daňka a prasat), který jsou schopny vydržet jen dřeviny chráněné před okusem mechanicky trny/kolci (růžovité), nebo chemicky (brslen) či obojím (dřítál). Například semenáčky dubů jsou zde přitom nacházeny relativně často, semenných porostů je všude kolem dostatek a sojky sem nosí žaludů dostatek (vlastní pozorování), přesto zde za čtvrtstoletí od odchodu armády nepřežil ani jediný dubový odrostek. Lze shrnout, že tato specifická keřová společenstva vykazují řadu odlišností od sukcesních porostů dřevin vznikajících v modelové oblasti kdekoliv v blízkosti lesů, což naznačuje význam společného vlivu vzdálenosti a zvěře na jejich složení.

### **5.3. Managementové implikace**

Vliv pastvy bude možné podrobněji analyzovat až po více letech snímkování - zatím jsou k dispozici dvě sady snímků z let 2015 a 2017 z menší části pastviny Pod Benáteckým vrchem a jedno snímkování z větší části pastviny Travniny. Již z dosavadních výsledků je zřetelné velmi rychlé obnovení heterogenity trávníků pastvou patrné na obou pastvinách bezprostředně po zavedení pastvy (první až druhý rok). Na hodnocení vlivu pastvy na dřeviny je zatím brzy, ale je zjevné, že je různý podle abundance dřevin a jejich druhového složení. Právě interakcím mezi kopytníky, ale také jinými disturbančními činiteli (těžká technika) a dřevinami bude věnována zvláštní pozornost v dalších letech navazujícího výzkumu. Totéž platí pro další typy vlivu velkých kopytníků na bezlesí, konkrétně potlačování sukcese ploch bez vegetace, vytváření raně sukcesních stadií formou prachových koupališť, stezek a strhávání drnu rohy, nebo blokování sukcese a zazemňování periodických tůní. Z pohledu vlivu různých typů managementu na rostliny a živočichy se extenzivní pastva jeví šetrnějším a přirozenějším způsobem obhospodařování krajiny. Pojezdy sice vytvářejí mozaiku a ranných sukcesních stadií, ale také spoustu biotopů fyzicky likvidují což některé skupiny organismů tolerují, jiné však nikoliv, např. z důvodu potřeby kontinuity svých biotopů (orchideje), citlivosti vývojových stadií k mechanickému poškození a stresu (orchideje, larvy a snůšky obojživelníků) apod.

Pokud jde o doporučení ohledně managementu VVP bezlesí, nejen modelové lokality této práce, lze v souladu s dlouhodobou praxí a zkušenostmi v jiných temperátních bezlesích doporučit celoroční extenzivní pastvu velkých kopytníků v kombinaci s občasným lokálním vypalováním. Letité zkušenosti s kombinovaným pastevně-výpalným managementovým režimem jsou k dispozici např. z vysokostébelných prérií výzkumné rezervace Konza Prairie Research Natural Area (3.500 ha) provozované od r. 1972 Kansas State Univeristy. Mezické



vysokostébelné prémie USA jsou z hlediska klimatických poměrů poměrně dobrou analogií našich suchých a mezofilních travinobylinných společenstev. V Severní Americe mají z hlediska managementu temperátního bezlesí a různých typů temperátní savany jednu velkou výhodu. Nikdo nikdy nerozporoval nezbytnost a komplementaritu klíčových disturbančních fenoménů nezbytných pro jejich fungování, pastvy a ohně. Pokud jde o potenciálně přenositelné praktické zkušenosti a možná doporučení pro tuzemskou ochranu přírody, pregnantně je vyjadřuje podtitul článku shrnujícího desítky let zkušeností právě z Konza Priarie (Knap *et al.*, 1999): Ungulate grzing activities and fire are key to conserving and restoring the biotic integrity of the remaining tracts of tallgrass prairie. Bizon americký (*Bison bison*) je spásač specializovaný na spásání C<sub>4</sub> trav, zatímco C<sub>3</sub> a dřevinám se do určité míry vyhýbá, což brání úplné dominanci trav a generuje floristicky pestré trávníky, dalším zdrojem bizonem indukované diverzity trávníků je selektivita pastvy a rozdíly mezi krátkodobými a dlouhodobými dopady jeho činnosti. Pokud jde o oheň, ukazuje s v Konze, že pravidelně zejména na jaře vypalovaným nepaseným trávníkům dominují C<sub>4</sub> trávy, mají nízkou diverzitu a počet druhů rostlin, zatímco méně často hořící pasené trávníky jsou strukturně pestřejší s výrazně vyšším zastoupením dvouděložných. Pastva i oheň odstraňují nadzemní biomasu, pastva však generuje strukturně různorodé porosty, zatímco oheň homogenní, proto je vhodné je kombinovat. Zubr evropský, skot a kůň jsou z hlediska potravní ekologie bizonovi podobní, přičemž podstatnou složkou potravy zubra představuje také okus dřevin, pro účely managementu bezlesí jistě vítaná vlastnost (Cromsight *et al.* 2017).

Herbivorní komponenta managementu je tedy u nás k dispozici, stačí tedy teoreticky „jen“ doplnit oheň. Vypalování se ukazuje jako efektivní management pro odstranění náletových křovin a údržbu bezlesí, avšak většinu dřevin omezí jen dočasně, neboť po požáru opět zmlazují. Avšak tento typ managementu má i svoje specifika z hlediska vlivu na půdu a zvířata. Doporučuje se provádět vypalování v zimním období aby nenarušil hnízdění ptáků, zejména druhů hnízdících na zemi. Jedním z možných důsledků vypalování je také možnost šíření expanzivně se chovajících druhů (Sedláček, Marhoul and Dušek, 2015). Zkušenost záměrného vypálení teplomilných širokolistých trávníků v bývalém VVP Milovice již existuje z roku 2010. Zásah byl situován do východní části PR Pod Benáteckým a jeho rozloha činila 8 ha. Vypáleny byly homogenní porosty s dominancí sveřepu vzpřímeného a mezofilnější porosty s dominancí ovsíku vyvýšeného. Vyšší zastoupení expandujících druhů (především třtina křovištní) bylo zaznamenáno pouze ve východní části vypalované plochy. Ve výsledku vypálení vedlo k otevření hustých porostů a odstranění nashromážděné mrtvé biomasy. Trávníky byly 1-2 rok po vypálení mezernaté s předpokládaným teplejším mikroklimatem.

Na plochách došlo k viditelnému rozvoji dvouděložných rostlin do té doby potlačovaných travinami (např. šalvěj, ledenec přímořský) a nebylo zaznamenáno zvyšování podílu třtiny křovištní. Dopady ohně se velmi rychle stíraly, pokud nebyly kombinovány s jiným typem managementu. Na vypálených částech, které byly využívány na pojezdy těžké vojenské techniky přetrvával otevřený charakter trávníků delší dobu (Sedláček, Marhoul and Dušek, 2015).

Shrňme-li zkušenosti s managementem bezlesí u nás a v zahraničí, jeví se jako ideální kombinace pastvy, jakožto přírodě blízkého nástroje pro odstraňování rostlinné biomasy a zvyšování diverzity trávníků a vytváření jemnozrných disturbancí (= raně sukcesních stadií), s nějakou formou mechanických/fyzikálních disturbancí. Těch se nabízí více typů, vyzkoušené jsou zejména oheň (přírodě blízký, zatím však nelegální) a pojezdy těžkou technikou (legální, ne vždy dostupné, hojně používané). Velmi dobré jsou zkušenosti také s přesně cílenými zásahy pomocí bagru, kterým lze citlivě budovat tůň, strhávat drn i odstraňovat vybrané dřeviny a přitom minimalizovat poškození žádoucích prvků (biotopově cenných dřevin apod.).

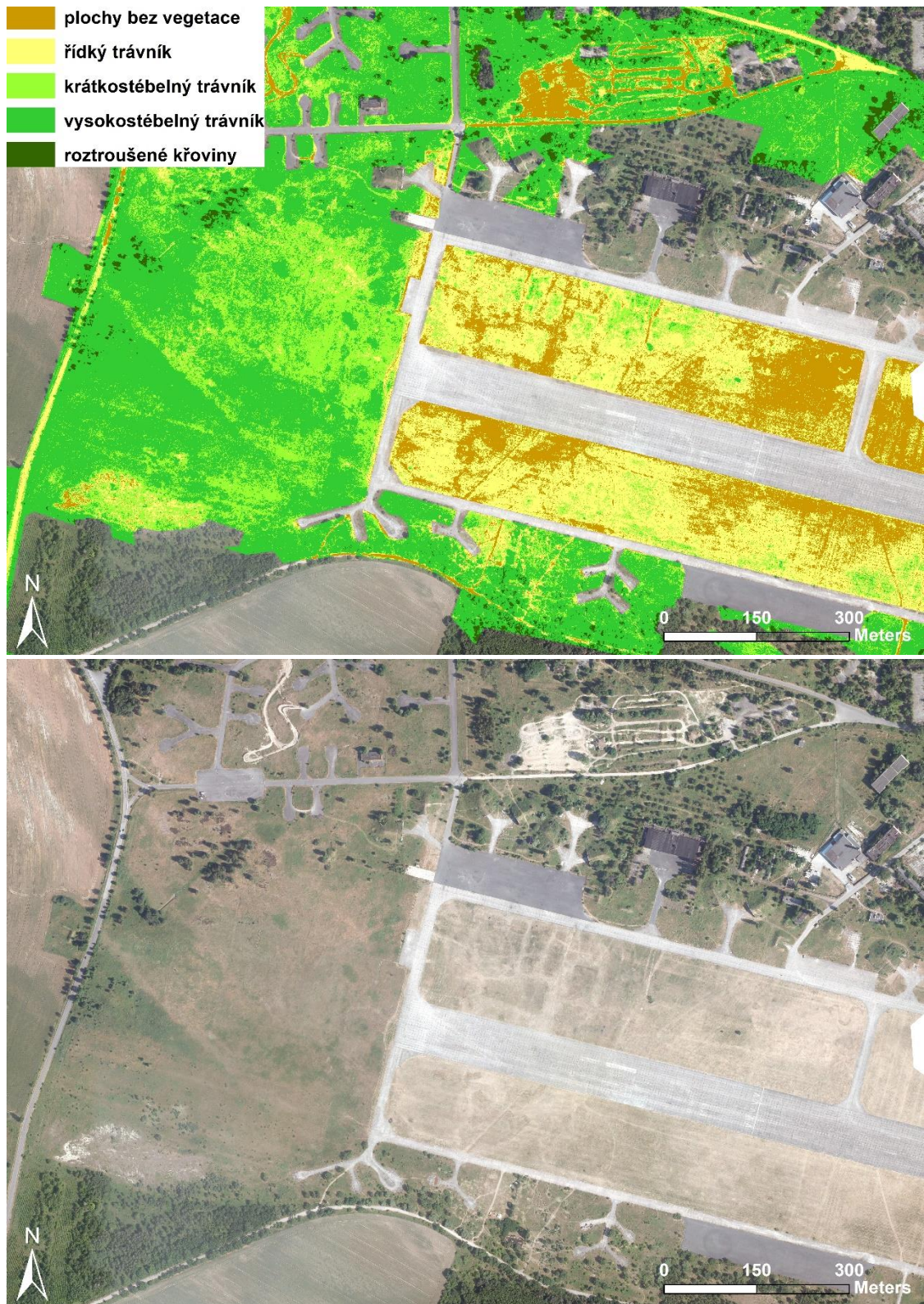
## **5.4. Chyby během zpracování dat a analýz**

Vzhledem ke komplexitě a specifickým zkoumaného území, občas i nepřesnosti podkladových dat, či špatné čitelnosti vizuální informace starších snímků, mohlo dojít k chybám v analýzách. Nejnáročnější na zpracování byly roky, pro které byly k dispozici černobílé snímky (1950-1995). Roky 1985 a 1995 navíc nebyly k dispozici v georeferencovaném formátu a musely být georeferencovány manuálně. Vlivem nepřesností vzniklých manuálním georeferencováním docházelo k posunu jednotlivých snímků. Tyto posuny musely být brány v potaz při vektorizaci klasifikačních jednotek. Některé polygony tak mohly být ve výsledku mírně nepřesné, což mohlo ovlivnit výsledné plochy jednotlivých klasifikačních jednotek. Z těchto důvodů nebyly hodnoceny lesní a zpevněné cesty, protože polohu takto úzkých objektů nelze na posunutých snímcích hodnotit bez vzniku relativně velké chyby. V roce 1950 bylo v některých případech odlišení pole od mozaikovitě kosených luk spíše odhadem z kontextu bezprostředního okolí než jasnou klasifikací. V těchto případech bude dodatečně klasifikace v rámci možností ověřena dotazováním u pamětníků. Ve starších snímcích rovněž nemohly být rozeznány některé vodní plochy vzhledem k jejich velmi malé rozloze, kvalitě snímků, nebo překrytím stromy. V letech 1985 a 1995 bylo přehlédnuto dlouhé úzké severojižně orientované pole Pod Benáteckým vrchem. Teprve ex-post bylo zjištěno, že zde výrazně menší pole existovalo již r. 1985 a r. 1995 již mělo v podstatě současnou rozlohu, ale nebylo vidět pro barevnou podobnost s navazujícími

lučními plochami. Podobně byl v roce 1995 za bezlesí omylem považován úzký pruh pole na východním okraji bezlesí Travin.

Nehledě na uspokojivou reprezentativnost dat získaných automatickou klasifikací se místy vyskytly artefakty různého charakteru. V mnoha případech byl výskyt artefaktů spojen s plochami na opačných koncích škály ovlivnění lidskou činností. Například intenzivně a meziročně stále stejně kosené trávníky mezi přistávacími dráhami letiště automatická klasifikace rozlišovala v r. 2010 těsně po pokosení jako mozaiku ploch bez vegetace a řídkých trávníků (kterou fakticky ve chvíli snímkování byly), v jiných letech zase jako zapojené krátkostébelné trávníky (Obr. 18). Tato disproporce je pak zdrojem zdánlivé heterogenity zcela homogenních letištních ploch. Opačným extrémem byly staré vysokostébelné trávníky s plochami světle zbarvené a/nebo částečně polehlé mrtvé biomasy vrhající stíny. Automat takové porosty v některých případech klasifikoval jako řídké trávníky resp. stíny malých dřevin (Obr. 18).

Výše uvedené nepřesnosti byly v celkovém měřítku modelového území zanedbatelné a neměly tedy vliv na výsledky a jejich interpretaci. Všechny známé chyby ovšem budou dodatečně opraveny, aby se maximálně omezil rozsah chyb v předpokládané publikaci ve vědeckém časopise.



**Obr. 18.** Příklad artefaktů, vytvořených automatickou klasifikací.

## 6. Seznam požitých literatury

- Anonymus (2017) *Plán péče o Národní přírodní památku Mladá na období 2017–2021*. Manuskript.
- Báldi, A. and Batáry, P. (2011) 'Spatial heterogeneity and farmland birds: Different perspectives in Western and Eastern Europe', *Ibis*, 153(4), pp. 875–876. doi: 10.1111/j.1474-919X.2011.01169.x.
- Bruce, M. et al. (2010) *Fire Use Practices for Habitat and Wildlife Management in Scotland and the UK with a Case Study from Glen Tanar Estate, Best Practices of Fire Use - Prescribed Burning and Suppression Fire Programmes in Selected Case-Study Regions in Europe*.
- Cizek, O. et al. (2013) 'Conservation Potential of Abandoned Military Areas Matches That of Established Reserves: Plants and Butterflies in the Czech Republic', *PLOS ONE*, 8(1). doi: 10.1371/journal.pone.0053124.
- Deak, B. et al. (2014) 'Grassland fires in Hungary—Experiences of nature conservationists on the effects of fire on biodiversity', *APPLIED ECOLOGY AND ENVIRONMENTAL RESEARCH*, pp. 267–283. doi: 10.2307/40277927.
- Forman, R. and Gordon, M. (1993) *Krajinná ekologie*. Edited by Academia. Praha.
- Husáková, J. (1992) 'Terrae incognitae prohibita - vojenské výcvikové prostory a příroda', *Ochrana přírody*, pp. 67–71.
- IUCN (1996) *Tanks and Thyme - Biodiversity in Former Soviet Military Areas in Central Europe*. IUCN.
- Jirků, M. and Dostál, D. (2015) *Alternativní management ekosystémů - Metodika zavedení chovu býložravých savců jako alternativního managementu vybraných lokalit*.
- Jongepierová, I. et al. (2012) *Ekologická obnova v České republice*.
- K., K. et al. (1985) *Fytocenologické podklady k biologické asanaci VVP Vyškov, VVP Boletice, VVP Jince, VVP Ralsko a VVP Mladá. Závěrečná výzkumná zpráva*.
- K., K. and M., H. (1987) 'Mizející společenstva svazu Bromion erecti Koch 1926 ve středním Polabí', *Preslia*, pp. 167–172.
- Kim, S. S., Kwon, T. S. and Lee, C. M. (2015) 'Effect of military activity on butterfly (Lepidoptera) communities in Korea: Conservation and maintenance of red listed species', *European Journal of Entomology*, 112(4), pp. 770–777. doi: 10.14411/eje.2015.099.
- Kloubec, B., Hora, J. (2006) *Metodika monitoringu ptáčích oblastí – Boletice*. Praha: AOPK ČR.
- Knap, A. K. et al. (1999) 'The Keystone Role of Bison in North American Tallgrass Prairie', *BioScience*, pp. 39–50.
- Lindborg, R. and Eriksson, O. (2004) 'Effects of restoration on plant richness and composition in Scandinavian semi-natural grasslands', *Restoration Ecology*, pp. 318–236.
- Marhoul, P. and Zámečník, J. (2012) 'Opuštěné vojenské prostory', in *Ekologická obnova v České republice*. Praha: AOPK ČR, pp. 111–119.
- Matějů, J. and Zavadil, V. (2012) 'Současné rozšíření listonoha letního (*Triops cancriformis*) a žábřonožky letní (*Brachipus schaefferi*) v Doupovských horách (Crustacea: Brachiopoda)', *Sborník muzea Karlovarského kraje*, pp. 231–240.
- Matouš, J. (1994) 'Motýli bývalého VVP Mladá Butterflies and moth (Lepidoptera) of the former military area VVP Mladá', *Práce Muzea v Kolíně*, pp. 197–126.
- Merckx, T. and Pereira, H. M. (2015) 'Reshaping agri-environmental subsidies: From marginal

- farming to large-scale rewilding', *Basic and Applied Ecology*. Elsevier GmbH, 16(2), pp. 95–103. doi: 10.1016/j.baae.2014.12.003.
- Miklín, J. *et al.* (2018) 'Past levels of canopy closure affect the occurrence of veteran trees and flagship saproxylic beetles', *Diversity and Distributions*, 24(2), pp. 208–218. doi: 10.1111/ddi.12670.
- Miklín, J. and Čížek, L. (2014) 'Erasing a European biodiversity hot-spot: Open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve', *Journal for Nature Conservation*, 22(1), pp. 35–41. doi: 10.1016/j.jnc.2013.08.002.
- Miklín, J., Miklínová, K. and Čížek, L. (2016) 'Změny krajinného krytu na území národního parku Podyjí mezi lety 1938 a 2014 (Land cover changes in the territory of Podyjí National park between 1938 and 2014)', *Thayensia (Znojmo)*, 13(1), pp. 59–80.
- Němec, J., Petříček, V. and Plesník, J. (2001) *Příroda bývalých vojenských výcvikových prostorů Mladá a Ralsko (deset let od konverze)*. Praha: AOPK ČR.
- Petříček, V. (1995) 'Některé zajímavé floristické nálezy v bývalém vojenském prostoru Mladá', *Zpr. Čes. Bot. Společ.*, pp. 55–58.
- Petříček, V. (1992) *Geobotanická studie lokalit Benátecký vrch a Traviny v bývalém vojenskovýcvikovém prostoru Mladá v okrese Mladá Boleslav*.
- Petříček, V. and Wild, J. (2001) 'Flora a vegetace navržených přírodních rezervací Pod benáteckým vrchem a návrh jejich managementu', *Příroda*, pp. 45–57.
- Petříček, V. and Wild, J. (2007) 'Zpracování návrhu managementu jako odborného podkladu pro plán péče navržených přírodních rezervací Traviny a Pod Benátským vrchem v bývalém vojenském prostoru Mladá', in: Praha: AOPK ČR, pp. 230–236.
- Reif, J. *et al.* (2011) 'Abandoned military training sites are an overlooked refuge for at-risk open habitat bird species', *Biodiversity and Conservation*, 20(14), pp. 3645–3662. doi: 10.1007/s10531-011-0155-4.
- Reif, J. and Marhoul, P. (2010) 'Ptáci v opuštěných vojenských výcvikových prostorech v České republice: Druhová skladba a ochránářská hodnota', *Sylvia*, 46, pp. 87–105.
- Rivers, J. W. *et al.* (2010) 'Long-term community dynamics of small landbirds with and without exposure to extensive disturbance from military training activities', *Environmental Management*, 45(2), pp. 203–216. doi: 10.1007/s00267-009-9421-6.
- Sádlo, J. (2009) 'Bezzásahovost takříkajíc nechtěná', *Ochrana přírody*, pp. 22–25.
- Schwinning, S. and Weiner, J. (1998) 'Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants', *Oecologia*, pp. 447–455.
- Sedláček, O. *et al.* (2006) 'Ptačí společenstva střelnic ve Vojenském výcvikovém prostoru Jince, střední Brdy', in „Srdcem a rozumem“, 80 let České společnosti ornitologické: sborník abstraktů z celostátní ornitologické konference 22. až 24. září 2006, Mikulov na Moravě, zámek. Mikulov.
- Sedláček, O., Marhoul, P. and Dušek, J. (2015) *Využití řízených požárů v ochránářském managementu se zvláštním zřetelem na jeho využití při managementu bezlesí navrhované CHKO Brdy*.
- Simpson, E. H. (1949) 'Measurement of diversity [16]', *Nature*, p. 688. doi: 10.1038/163688a0.
- Skalický, M. *et al.* (2007) 'Floristický průzkum a návrh managementu v bývalém Vojenském výcvikovém prostoru Mladá (střední Čechy) -lokalita V hlinkách', in *Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech*. Praha: AOPK ČR.

Skalický, M., Steklová, J. and Hajzlerová, P. (2007) 'Botanický průzkum v bývalém Vojenském prostoru Mladá ( střední Čechy ) -lokalita Pozorovatelna', in *Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech*. Praha: AOPK ČR, pp. 293–298.

Škapec, L. (1992) *Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČSFR*. 1. Bratislava.

Slavíková, J. (1986) *Ekologie rostlin*. 1. Praha: SPN - Státní pedagogické nakladatelství.

Spilka, J., Pipek, J. and Šašek, J. (2013) *Soubor doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Milovice - Mladá*. AOPK ČR.

Turner, M. G. and Gardner, R. H. (2003) *Landscape Ecology in Theory and Practice, Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer Science & Business Media. doi: 10.1007/978-1-4939-2794-4.

Vitner, Č. (2003) *Botanický průzkum vybraných lokalit bývalého vojenského prostoru Mladá severně od obce Milovice ve Středočeském kraji, Česká Republika*.

Vitner, J. (2005a) *Návrh na vzhlášení přírodní památky Mladá*.

Vitner, J. (2005b) *Návrh na vyhlášení Národní přírodní památky Mladá*.

Vrba, P. et al. (2012) 'Opuštěné vojenské prostory jako významná refugia motýlí fauny Vojenské prostory a posádková cvičiště představují výjimečný fenomén v naší', *Živa*, 5.

Warren, S. D. et al. (2007) 'Biodiversity and the heterogeneous disturbance regime on military training lands', *Restoration Ecology*, 15(4), pp. 606–612. doi: 10.1111/j.1526-100X.2007.00272.x.

Warren, S. D. and Büttner, R. (2008) 'Active military training areas as refugia for disturbance-dependent endangered insects', *Journal of Insect Conservation*, 12(6), pp. 671–676. doi: 10.1007/s10841-007-9109-2.

Weiner, J. (1996) 'Asymmetric competition in plant populations', *Trends in Ecology and Evolution*, pp. 360–364.

White, P. and Jentsch (2004) 'Disturbance, succession, and community assembly in terrestrial plant communities. Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice, pp.342-366.', in, p. pp.342-366.

Wild, J. (1996) *Návrh revitalizace vybraných stanovišť v bývalém VVP Mladá z hlediska ochrany přírody*. ČZU.

Wu, J. and Loucks, O. L. (1995) 'FROM BALANCE OF NATURE TO HIERARCHICAL PATCH DYNAMICS: A PARADIGM SHIFT IN ECOLOGY', *THE QUARTERLY REVIEW OF BIOLOGY*, 70(4), pp. 439–466. Available at: [https://pdfs.semanticscholar.org/3313/1d23f7dfb98b69c9ebad883942fb2e5ce4c3.pdf?\\_ga=2.107655810.103934347.1562698101-507088369.1562698101](https://pdfs.semanticscholar.org/3313/1d23f7dfb98b69c9ebad883942fb2e5ce4c3.pdf?_ga=2.107655810.103934347.1562698101-507088369.1562698101).

Zavadil, V. et al. (2001) 'Kvalitativní výzkum avifauny bývalého VVP Mladá', *Příroda*, pp. 97–121.

Zavadil, V. (2001a) 'Předběžné výsledky výzkumu obojživelníků a plazů ( Amphibia , Reptilia ) bývalého vojenského újezdu Mladá Preliminary results of research on amphibians and reptiles ( Amphibia , Reptilia )', *Příroda*, pp. 75–83.

Zavadil, V. (2001b) 'Výskyt žábřonožky letní - Branchipus schaefferi a listonoha letního Triops cancriformis v bývalém vojenském újezdu Mladá', *Příroda*, pp. 58–64.

## 7. Přílohy

**Příloha 1.** Přehled cévnatých rostlin považovaných různými autory jako ochrannářsky nejvýznamnější ((Vitner, 2005b), kategorie ochrany dle ISOP AOPK 2019, pro referenci jsou krom platných kategorií IUCN uvedeny i nově již neplatné kategorie červeného seznamu C1-4).

česky název	vědecký název	zákonná ochrana	červený seznam
hořeček nahořklý	<i>Gentianella amarella</i>	SO	C1/CR
mateřídouška časná	<i>Thymus praecox</i>	-	C1/-
ovsíček obecný	<i>Aira caryophyllea</i>	-	C1/CR
kamejka lékařská	<i>Lithospermum officinale</i>	-	C2/VU
kostival český	<i>Symphytum bohemicum</i>	O	C2/EN
kruštík růžkatý	<i>Epipactis muelleri</i>	SO	C2/VU
nahoprutka písečná	<i>Teesdalia nudicaulis</i>	-	C2/NT
ovsíček časný	<i>Aira praecox</i>	-	C2/EN
hořec křížatý	<i>Tretorhiza cruciata</i>	O	C2/EN
růže májová	<i>Rosa majalis</i>	-	C2/EN
silenka hajní	<i>Silene nemoralis</i>	-	C2/EN
šater svazčitý	<i>Gypsophila fastigiata fastigiata</i>	SO	C2/EN
vrabečnice roční	<i>Thymelaea passerina</i>	-	C2/EN
vstavač kukačka	<i>Orchis morio</i>	SO	C2/CR
zeměžluč spanilá	<i>Centaurium pulchellum</i>	-	C2/VU
bělolist menší	<i>Filago minima</i>	-	C3/NT
běložáčka liliovitá	<i>Anthericum liliago</i>	O	C3/NT
bílojetel bylinný	<i>Dorycnium herbaceum</i>	-	C3/NT
blatěnka vodní	<i>Limosella aquatica</i>	-	C3/-
černohlávek dřípený	<i>Prunella laciniata</i>	-	C3/NT
černohlávek velkokvětý	<i>Prunella grandiflora</i>	-	C3/NT
černýš hřebenitý	<i>Melampyrum cristatum</i>	-	C3/VU
divizna brunátná	<i>Verbascum phoeniceum</i>	O	C3/NT
hvězdnice chlumní	<i>Aster amellus</i>	O	C3/NT
jalovec obecný pravý	<i>Juniperus communis communis</i>	-	C3/NT
jetel bledožlutý	<i>Trifolium ochroleucum</i>	-	C3/NT
kozinec dánský	<i>Astragalus danicus</i>	O	C3/NT
ledenec přímořský	<i>Tetragonolobus maritimus</i>	-	C3/NT
lomikámen trojprstý	<i>Saxifraga tridactylites</i>	SO	C3/NT
modřenec chocholatý	<i>Muscari comosum</i>	-	C3/NT
okrotice bílá	<i>Cephalanthera damasonium</i>	O	C3/NT
pětiprstka žežulník	<i>Gymnadenia conopsea</i>	O	C3/EN
pcháč bělohavý	<i>Cirsium eriophorum</i>	-	C3/-
prha chlumní	<i>Arnica montana</i>	O	C3/NT
rozrazil časný	<i>Veronica praecox</i>	-	C3/NT
růže galská	<i>Rosa gallica</i>	-	C3/VU
sasanka lesní	<i>Anemone sylvestris</i>	O	C3/EN
snědek chocholičnatý	<i>Ornithogalum umbellatum</i>	-	C3/DD
sporýš lékařský	<i>Verbena officinalis</i>	-	C3/NT
stolístek přeslenitý	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	-	C3/VU
vemeník dvoulistý	<i>Platanthera bifolia</i>	O	C3/VU



vlhice chlupatá	<i>Oxytropis pilosa</i>	-	C3/NT
záraza bílá	<i>Orobanche alba</i>	-	C3/?
žluťucha menší	<i>Thalictrum minus</i>	-	C3/-
bělozářka větevnatá	<i>Anthericum ramosum</i>	-	C4a/-
bodlák níčí	<i>Carduus nutans</i>	-	C4a/NT
bradáček vejčitý	<i>Listera ovata</i>	-	C4a/-
čilimník řezenský	<i>Chamaecytisus ratisbonensis</i>	-	C4a/NT
dřišťál obecný	<i>Berberis vulgaris</i>	-	C4a/NT
dub pýřitý (šípák)	<i>Quercus pubescens</i>	O	C4a/NT
hvozdíček prorostlý	<i>Petrorhagia prolifera</i>	-	C4a/NT
jetel alpský	<i>Trifolium alpestre</i>	-	C4a/-
kostřava sivá	<i>Festuca pallens</i>	-	C4a/-
kozlík ukrajinský chlumi	<i>Valeriana stolonifera angustifolia</i>	-	C4a/-
mochna přímá	<i>Potentilla recta</i>	-	C4a/-
oman vrbolistý pravý	<i>Inula salicina salicina</i>	-	C4a/NT
ostřice nedošáchor	<i>Carex pseudocyperus</i>	-	C4a/NT
pcháč bezlodyžný	<i>Cirsium acaule</i>	-	C4a/NT
pipla osmahlá	<i>Nonea pulla</i>	-	C4a/-
prvosenka jarní	<i>Primula veris</i>	-	C4a/DD
psineček tuhý	<i>Agrostis vinealis</i>	-	C4a/-
radyk prutnatý	<i>Chondrilla junce</i>	-	C4a/VU
rozrazil klasnatý	<i>Veronica spicatum</i>	-	C4a/-
sléz velkokvětý	<i>Malva alcea</i>	-	C4a/NT
smládko jelení	<i>Peucedanum cervaria</i>	-	C4a/-
svízel severní	<i>Galium boreale</i>	-	C4a/-
trávníčka obecná	<i>Armeria vulgaris vulgaris</i>	-	C4a/NT
zeměžluč lékařská	<i>Centaurium erythraea</i>	-	C4a/-
ušnice klínolistá	<i>Otites cuneifolius</i>	-	C4b/-

**Příloha 2.** Denní motýli doložení z mapovacího čtverce 5755 (NDOP AOPK 2019, Beneš 2019 pers. com.).

český název	latinský název	zákonná ochrana	červený seznam	poslední nalez r.	místo
babočka kopřivová	<i>Aglais urticae</i>	-	-		
bělásek řeřichový	<i>Anthocharis cardamines</i>	-	-		
batolec červený	<i>Apatura ilia</i>	O	-		
batolec duhový	<i>Apatura iris</i>	O	-		
okáč prosičkový	<i>Aphantopus hyperantus</i>	-	-		
bělásek ovocný	<i>Aporia crataegi</i>	-	-	1963	Milovice
babočka sítkovaná	<i>Araschnia levana</i>	-	-		
perleťovec prostřední	<i>Argynnis adippe</i>	-	-		
perleťovec velký	<i>Argynnis aglaja</i>	-	-		
perleťovec maceškový	<i>Argynnis niobe</i>	-	CR	1956	Milovice
perleťovec stříbropásek	<i>Argynnis paphia</i>	-	-		
modrásek tmavohnědý	<i>Aricia agestis</i>	-	-		
modrásek bělopásný	<i>Aricia eumedon</i>	-	NT	1996	Milovice
perleťovec nejmenší	<i>Boloria dia</i>	-	-		
perleťovec fialkový	<i>Boloria euphrosyne</i>	-	VU	1977	Milovice
perleťovec dvanáctitečný	<i>Boloria selene</i>	-	NT	1992	Milovice
ostruháček ostružinový	<i>Callophrys rubi</i>	-	NT		
soumračník slézový	<i>Carcharodus alceae</i>	-	NT		
soumračník jitrocelový	<i>Carterocephalus palaemon</i>	-	-		
modrásek krušinový	<i>Celastrina argiolus</i>	-	-		
okáč strdivkový	<i>Coenonympha arcania</i>	-	NT		
okáč třeslicový	<i>Coenonympha glycerion</i>	-	-		
okáč poháňkový	<i>Coenonympha pamphilus</i>	-	-		
žlutásek jižní	<i>Colias alfacariensis</i>	-	VU		
žlutásek čilimníkový	<i>Colias crocea</i>	-	-		
žlutásek čičorečkový	<i>Colias hyale</i>	-	-		
modrásek štírovníkový	<i>Cupido argiades</i>	-	-	50. léta	Lysá nad Labem
modrásek nejmenší	<i>Cupido minimus</i>	-	VU		
modrásek lesní	<i>Cyaniris semiargus</i>	-	-	2009	Milovice
okáč kluběnkový	<i>Erebia aethiops</i>	-	EN	2014	Milovice
okáč rosičkový	<i>Erebia medusa</i>	-	NT		
soumračník máčkový	<i>Erynnis tages</i>	-	-		
modrásek kozincový	<i>Glaucopteryx alexis</i>	-	VU	1928	Milovice
žlutásek řešetlákový	<i>Gonepteryx rhamni</i>	-	-		
pestrobarvec petrklíčový	<i>Hamearis lucina</i>	-	EN	80. léta	Benátky nad Jizerou, 1981-1994
soumračník čárkovaný	<i>Hesperia comma</i>	-	VU		
okáč bělopásný	<i>Hipparchia alcyone</i>	-	CR	1968	Milovice
okáč metlicový	<i>Hipparchia semele</i>	-	CR	1994	Milovice
okáč šedohnědý	<i>Hyponephele lycaon</i>	-	CR	1992	Milovice
babočka paví oko	<i>Inachis io</i>	-	-		
otakárek ovocný	<i>Iphiclides podalirius</i>	O	NT - NÁVRAT PO CCA 25 LETECH	80. léta	

perleťovec malý	<i>Issoria lathonia</i>	-	-		
okáč ječmínkový	<i>Lasiommata maera</i>	-	NT	90. léta	Milovice
okáč zední	<i>Lasiommata megera</i>	-	-		
bělásek Realův	<i>Leptidea juvernica</i>	-	-		
bělopásek dvouřadý	<i>Limenitis camilla</i>	O	NT	2007	Milovice
bělopásek topolový	<i>Limenitis populi</i>	O	VU	2002	Milovice
okáč jílkový	<i>Lopinga achine</i>	KO	CR	1968	Milovice
ohniváček modrolesklý	<i>Lycaena alciphron</i>	-	VU	2009	Milovice
ohniváček černočárny	<i>Lycaena dispar</i>	SO	-		
ohniváček modroleký	<i>Lycaena hippothoe</i>	-	NT	1956	Vlkava
ohniváček černokřídý	<i>Lycaena phlaeas</i>	-	-		
ohniváček černoskvrnný	<i>Lycaena tityrus</i>	-	-		
ohniváček celíkový	<i>Lycaena virgaureae</i>	-	NT		
modrásek hořcový Rebelův	<i>Phengaris alcon f. rebeli</i>	-	EN		
modrásek bahenní	<i>Phengaris nausithous</i>	SO	NT	90. léta	Jizbice
modrásek očkovaný	<i>Phengaris teleius</i>	SO	VU	1969	Milovice
okáč luční	<i>Maniola jurtina</i>	-	-		
okáč bojínkový	<i>Melanargia galathea</i>	-	-		
hnědásek jitrocelový	<i>Melitaea athalia</i>	-	NT		
hnědásek černýšový	<i>Melitaea aurelia</i>	-	EN	1962	Milovice
hnědásek kostkovaný	<i>Melitaea cinxia</i>	-	VU	2002	Milovice
hnědásek květeloý	<i>Melitaea didyma</i>	-	CR	1966	Milovice
okáč ovsový	<i>Minois dryas</i>	-	VU	1968	Milovice
ostruháček dubový	<i>Neozephyrus quercus</i>	-	-		
babočka osiková	<i>Nymphalis antiopa</i>	-	-		
babočka jilmová	<i>Nymphalis polychloros</i>	-	-		
soumračník rezavý	<i>Ochlodes sylvanus</i>	-	-		
otakárek fenýklový	<i>Papilio machaon</i>	O	-		
okáč pýrový	<i>Pararge aegeria</i>	-	-		
bělásek zelný	<i>Pieris brassicae</i>	-	-		
bělásek řepkový	<i>Pieris napi</i>	-	-		
bělásek řepový	<i>Pieris rapae</i>	-	-		
modrásek černolemý	<i>Plebeius argus</i>	-	NT		
modrásek podobný	<i>Plebeius argyrognomon</i>	-	-		
babočka bílé C	<i>Polygonia c-album</i>	-	-		
modrásek ušlechtilý	<i>Polyommatus amandus</i>	-	NT EX/VU - NÁVRAT PO >30 LETECH		
modrásek jetelový	<i>Polyommatus bellargus</i>	-	!!!	1967	Milovice
modrásek vikvicový	<i>Polyommatus coridon</i>	-	VU		
modrásek hnědoskvrnný	<i>Polyommatus daphnis</i>	-	VU		
modrásek jehlicový	<i>Polyommatus icarus</i>	-	-		
modrásek vičencový	<i>Polyommatus thersites</i>	-	EX/VU	90. léta	Milovice
bělásek rezedkový	<i>Pontia edusa</i>	-	-		
modrásek východní	<i>Pseudophilotes vicrama</i>	-	EX/CR	1969	Lysá nad Labem
soumračník podobný	<i>Pyrgus armoricanus</i>	-	EX/EN	1990	Milovice
soumračník jahodníkový	<i>Pyrgus malvae</i>	-	-		
ostruháček kapiniový	<i>Satyrium acaciae</i>	-	EXP/-		
ostruháček česvinový	<i>Satyrium ilicis</i>	-	EX/EN	1966	Milovice

ostruháček švestkový	<i>Satyrium pruni</i>	-	NT		
ostruháček trnkový	<i>Satyrium spini</i>	-	EX/VU	1956	Milovice
ostruháček jilmový	<i>Satyrium w-album</i>	-	NT		
modrásek rozhodníkový	<i>Scolitantides orion</i>	-	EX/VU	1967	Milovice
soumračník skořicový	<i>Spialia sertorius</i>	-	VU		
ostruháček březový	<i>Thecla betulae</i>	-	-		
soumračník žlutoskvrnný	<i>Thymelicus acteon</i>	-	EX/EN	90. léta	Milovice
soumračník čárečkovaný	<i>Thymelicus lineola</i>	-	-		
soumračník metlicový	<i>Thymelicus sylvestris</i>	-	-		
babočka admirál	<i>Vanessa atalanta</i>	-	-		
babočka bodláková	<i>Vanessa cardui</i>	-	-		

**Příloha 3.** Přehled nejvýznamnějších druhů obojživelníků ((Vitner, 2005b), kategorie ochrany dle ISOP AOPK 2019, nomenklatura dle číselníků AOPK).

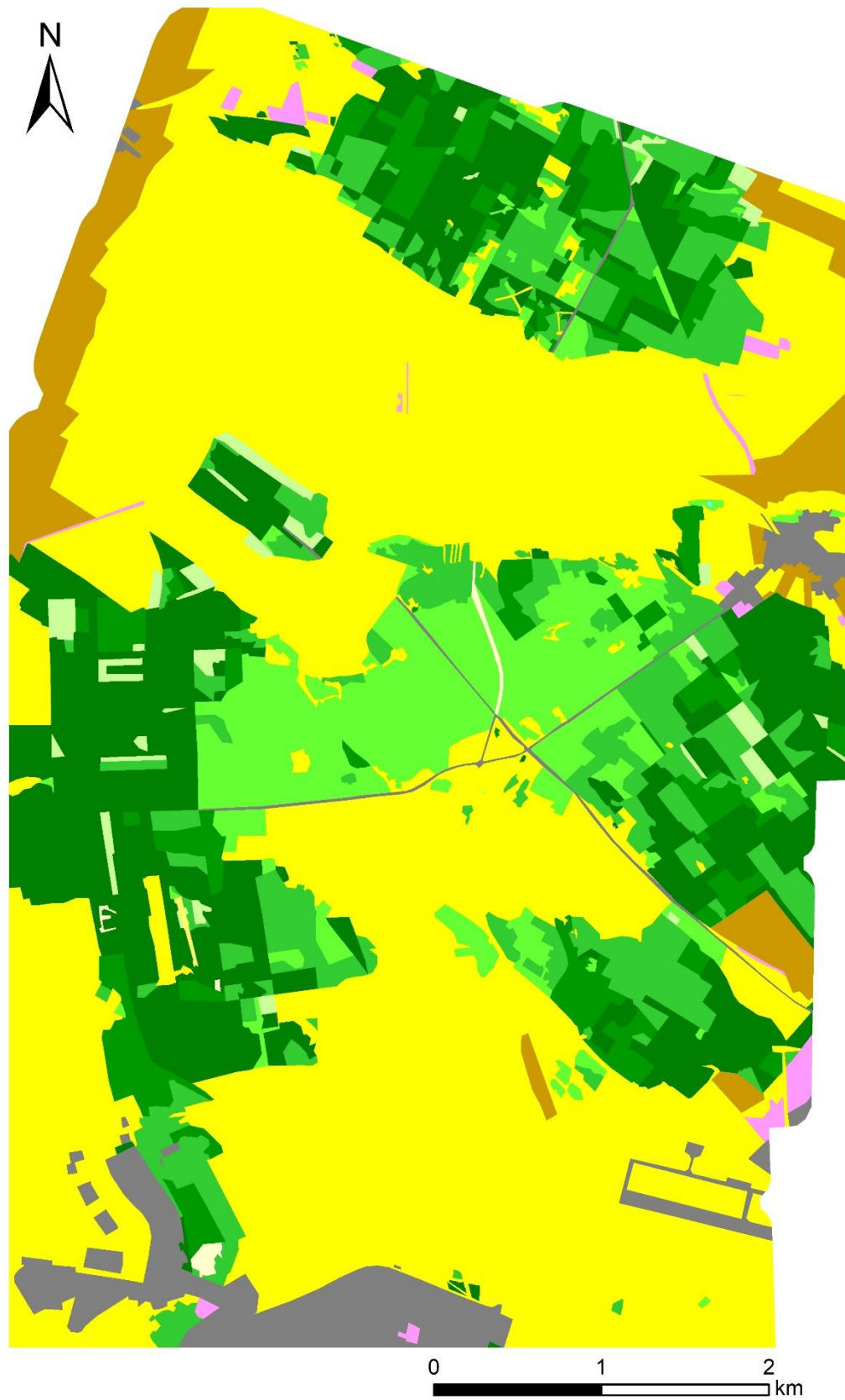
česky název	latinský název	zákonná ochrana	červený seznam	evropská směrnice
blatnice skvrnitá	<i>Pelobates fuscus</i>	SO	NT	4
čolek velký	<i>Triturus cristatus</i>	SO	EN	2 a 4
čolek obecný	<i>Lissotriton vulgaris</i>	SO	VU	4
ropucha krátkonohá	<i>Epidaalea calamita</i>	KO	CR	4
ropucha zelená	<i>Bufo viridis</i>	SO	EN	4
ropucha obecná	<i>Bufo bufo</i>	O	VU	-
skokan skřehotavý	<i>Pelophylax ridibundus</i>	KO	NT	5
skokan štíhlý	<i>Rana dalmatina</i>	SO	NT	4
rosnička zelená	<i>Hyla arborea</i>	SO	NT	4

**Příloha 4.** Přehled nejvýznamnějších z hlediska ochrany přírody druhů ptáků (Vitner, 2005b).

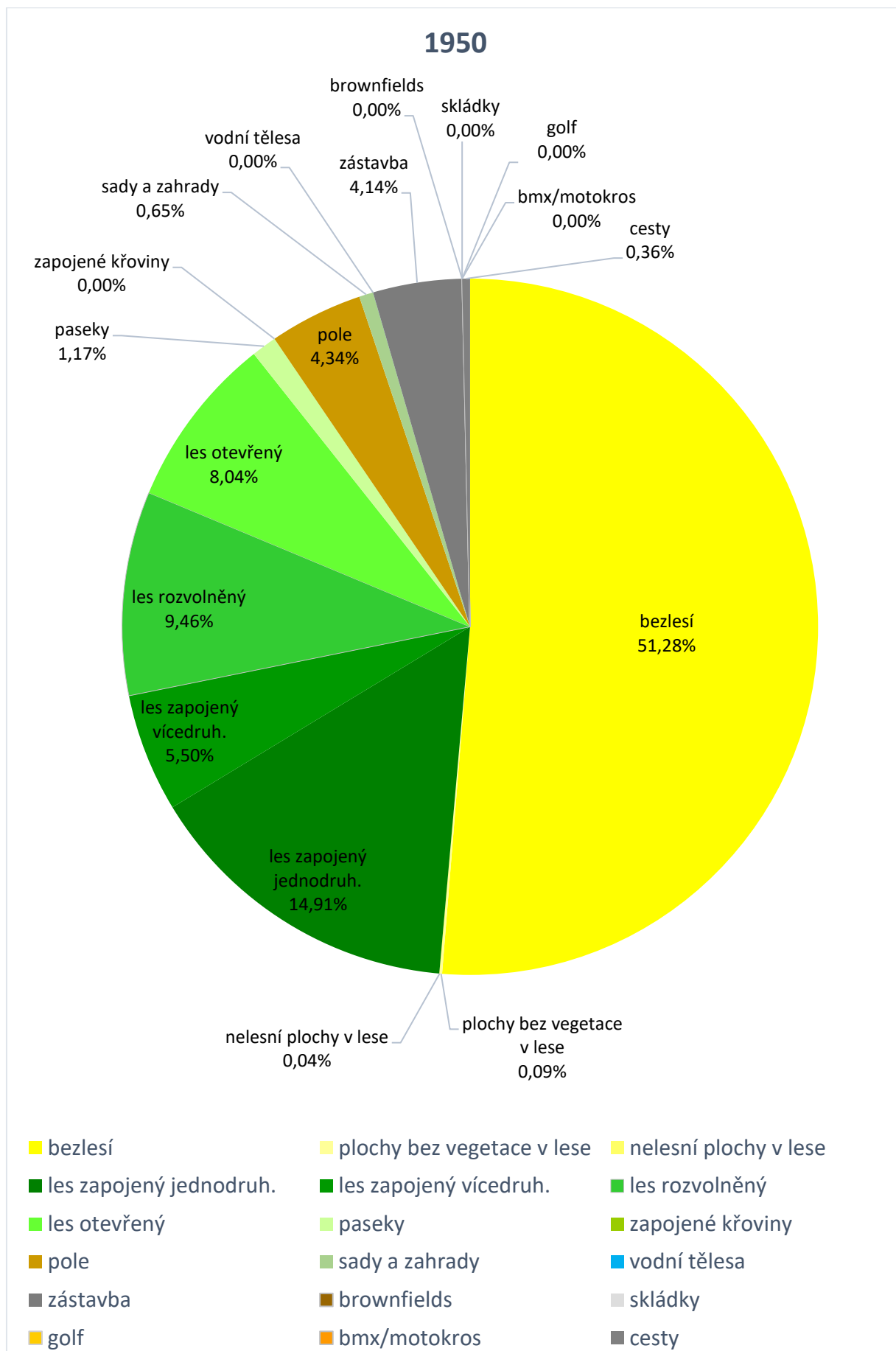
česky název	latinský název	zákonná ochrana	červený seznam	evropská směrnice
luňák červený	<i>Milvus milvus</i>	KO	CR	1
strnad luční	<i>Miliaria calandra</i>	KO	VU	
bělořit šedý	<i>Oenanthe oenanthe</i>	SO	EN	
čáp černý	<i>Ciconia nigra</i>	SO	VU	1
drozd cvrčala	<i>Turdus iliacus</i>	SO	NA	
dudek chocholatý	<i>Upupa epops</i>	SO	EN	
chřástal polní	<i>Crex crex</i>	SO	VU	1
kalous pustovka	<i>Asio flammeus</i>	SO	NA	1
konipas luční	<i>Motacilla flava</i>	SO	VU	
krahujec obecný	<i>Accipiter nisus</i>	SO	VU	
krutihlav obecný	<i>Jynx torquilla</i>	SO	VU	
křepelka polní	<i>Coturnix coturnix</i>	SO	NT	
lelek lesní	<i>Caprimulgus europaeus</i>	SO	EN	1
linduška úhorní	<i>Anthus campestris</i>	SO	CR	1
moták lužní	<i>Circus pygargus</i>	SO	EN	1
moták pilich	<i>Circus cyaneus</i>	SO	CR	1
pěnice vlašská	<i>Sylvia nisoria</i>	SO	VU	1
sova pálená	<i>Tyto alba</i>	SO	CR	
skřivan lesní	<i>Lullula arborea</i>	SO	EN	1
včelojed lesní	<i>Pernis apivorus</i>	SO	EN	1
žluva hajní	<i>Oriolus oriolus</i>	SO	-	
bramborníček černohlavý	<i>Saxicola torquata</i>	O	VU	
bramborníček hnědý	<i>Saxicola rubetra</i>	O	-	
brkoslav severní	<i>Bombycilla garrulus</i>	O	-	
chocholouš obecný	<i>Galerida cristata</i>	O	CR	
jestřáb lesní	<i>Accipiter gentilis</i>	O	VU	
koroptev polní	<i>Perdix perdix</i>	O	NT	
krkavec velký	<i>Corvus corax</i>	O	-	
lejsek šedý	<i>Muscicapa striata</i>	O	-	
moták pochop	<i>Circus aeruginosus</i>	O	VU	1
rorýs obecný	<i>Apus apus</i>	O	-	
slavík obecný	<i>Luscinia megarhynchos</i>	O	-	
strakapoud prostřední	<i>Dendrocopos medius</i>	O	VU	1
ťuhýk obecný	<i>Lanius collurio</i>	O	NT	1
ťuhýk šedý	<i>Lanius excubitor</i>	O	VU	
vlaštovka obecná	<i>Hirundo rustica</i>	O	NT	



**Příloha 5a.** Letecký snímek modelového území z r. 1950.



**Příloha 5b.** Mapa krajinného krytu pro r. 1950, legenda viz 5c.

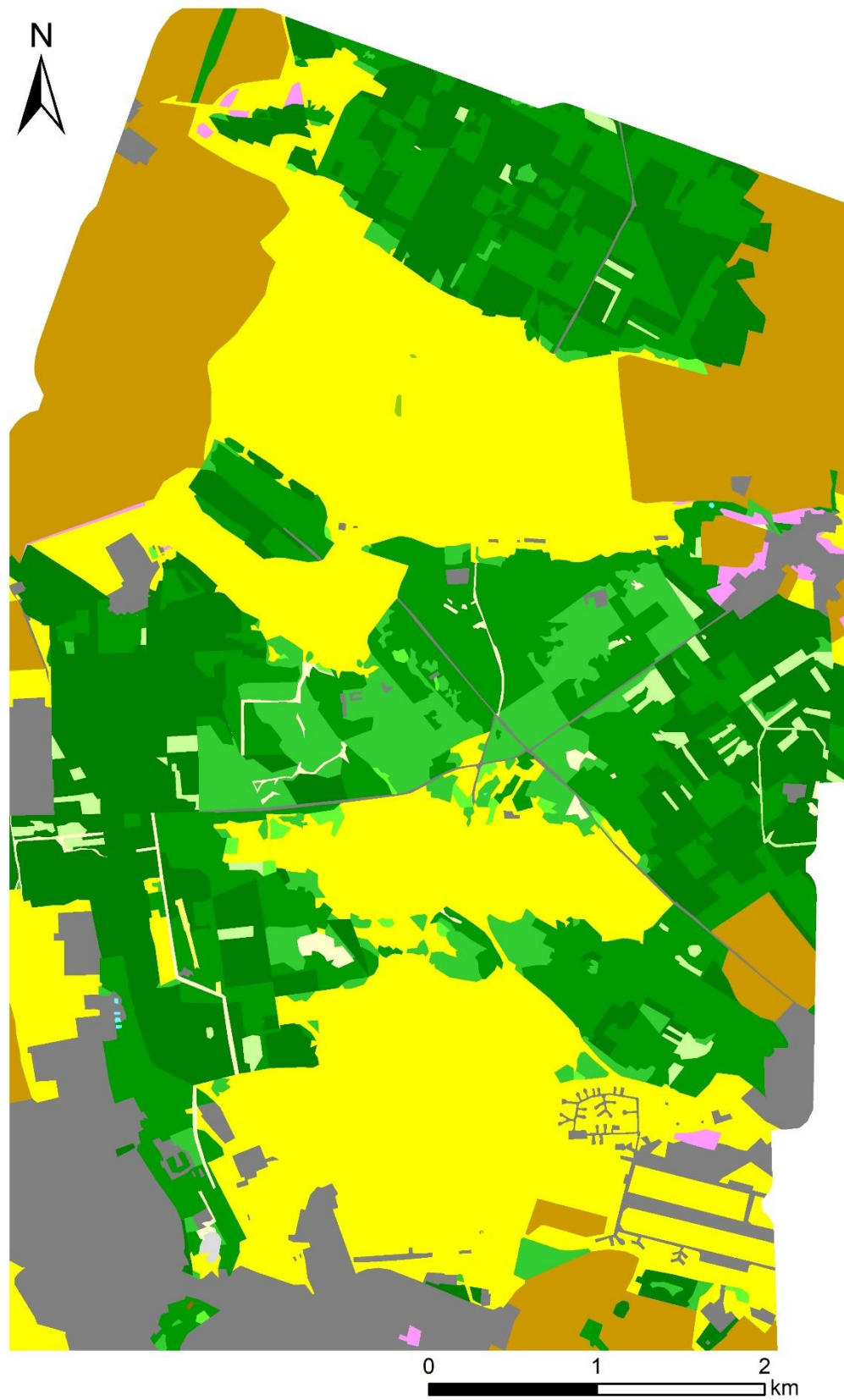


**Příloha 5c.** Podíl jednotlivých kategorií krajinného krytu v r. 1950.

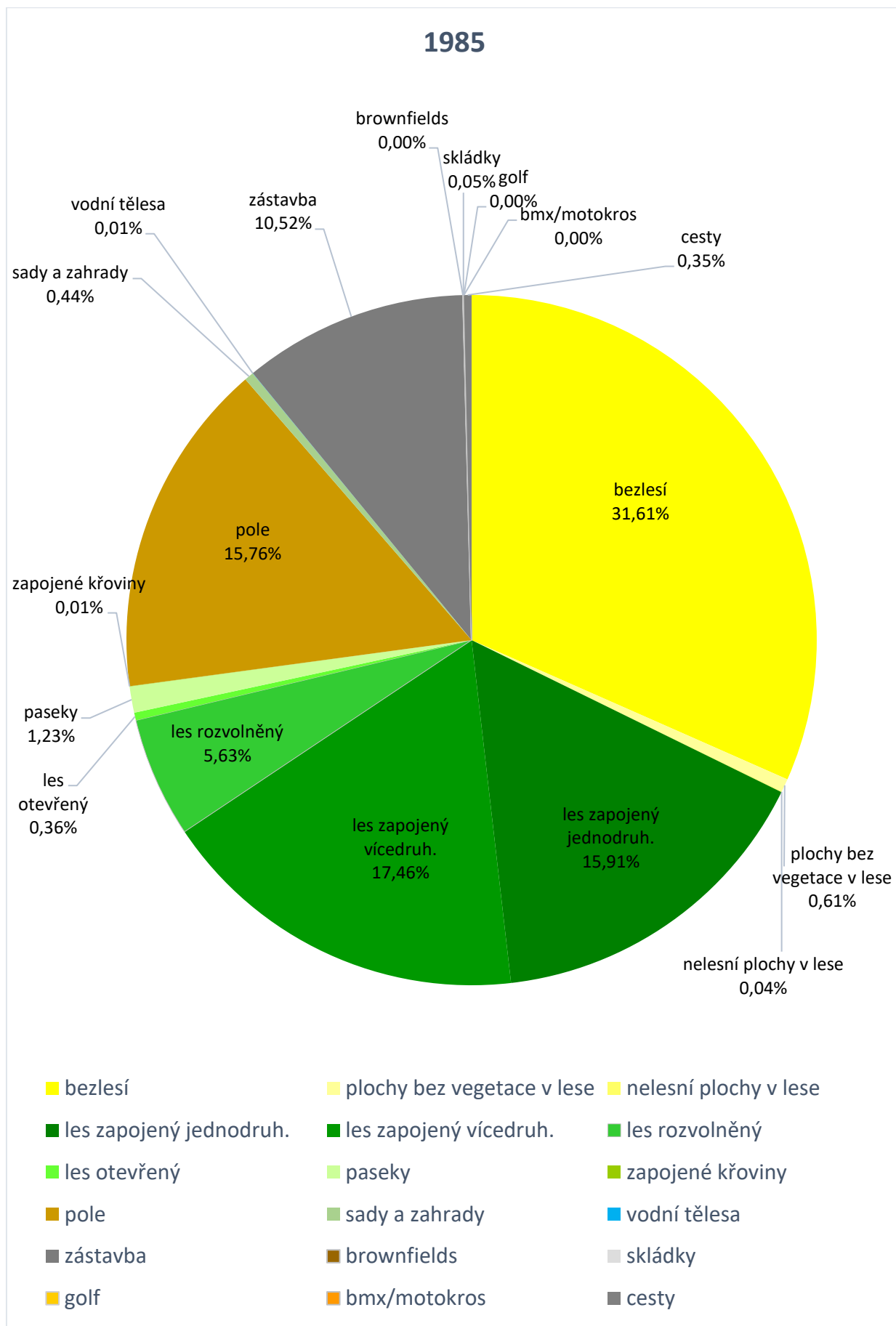




**Příloha 6a.** Letecký snímek modelového území z r. 1985.



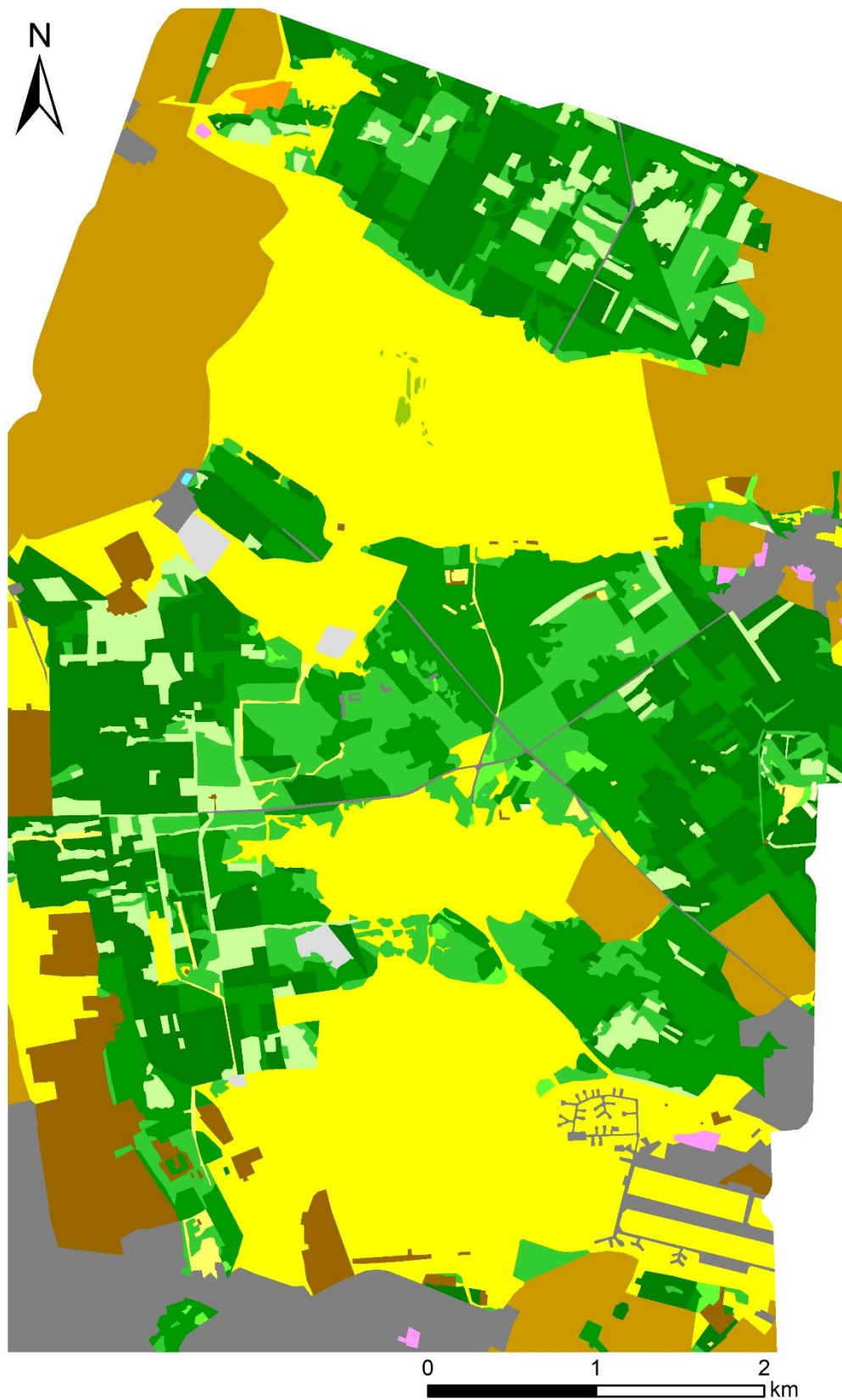
**Příloha 6b.** Mapa krajinného krytu pro r. 1985, legenda viz 6c.



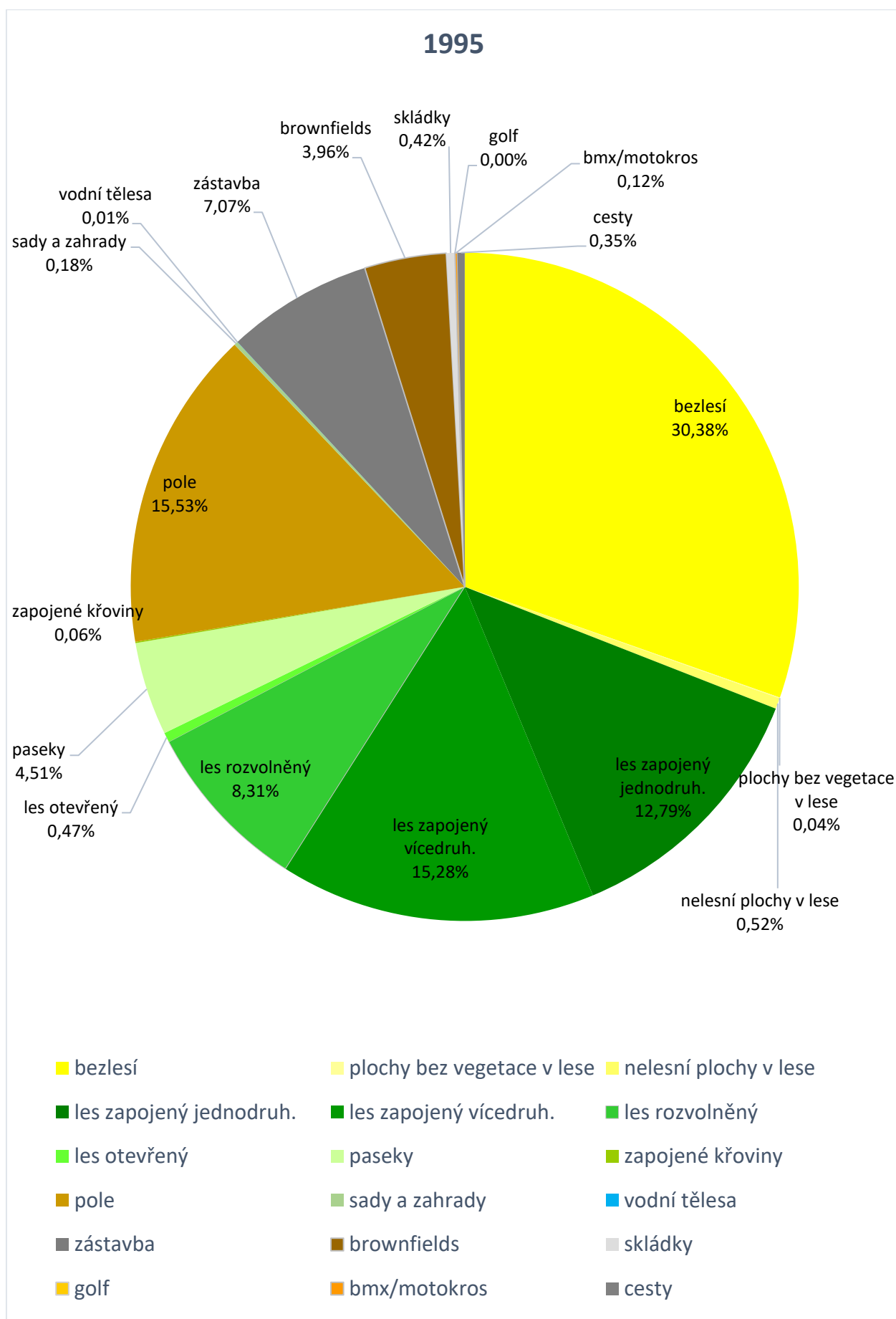
**Příloha 6c** Podíl jednotlivých kategorií krajinného krytu v r. 1985.



**Příloha 7a.** Letecký snímek modelového území z r. 1995.



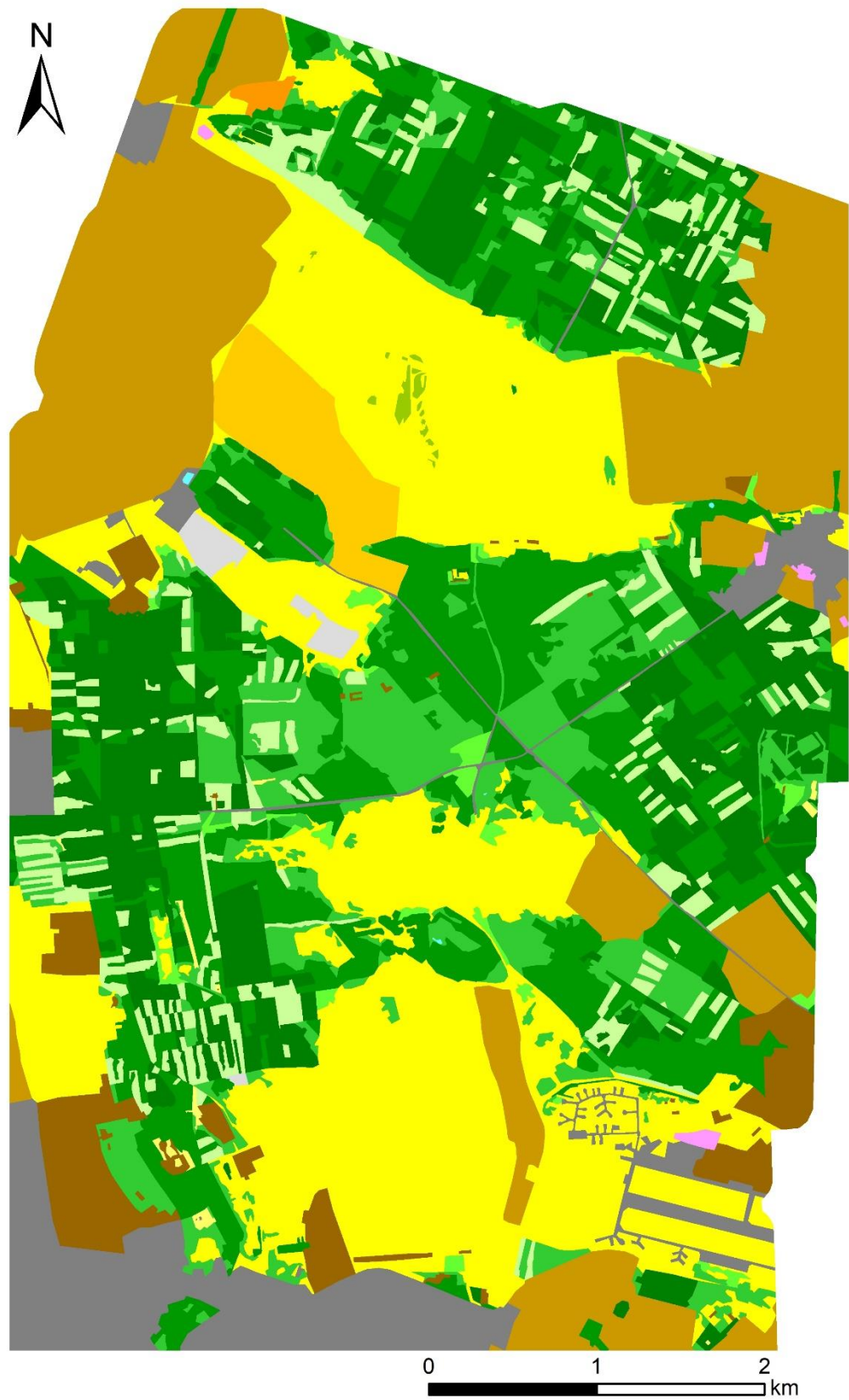
**Příloha 7b.** Mapa krajinného krytu pro r. 1995, legenda viz 7c.



**Příloha 7c.** Podíl jednotlivých kategorií krajinného krytu v r. 1995.

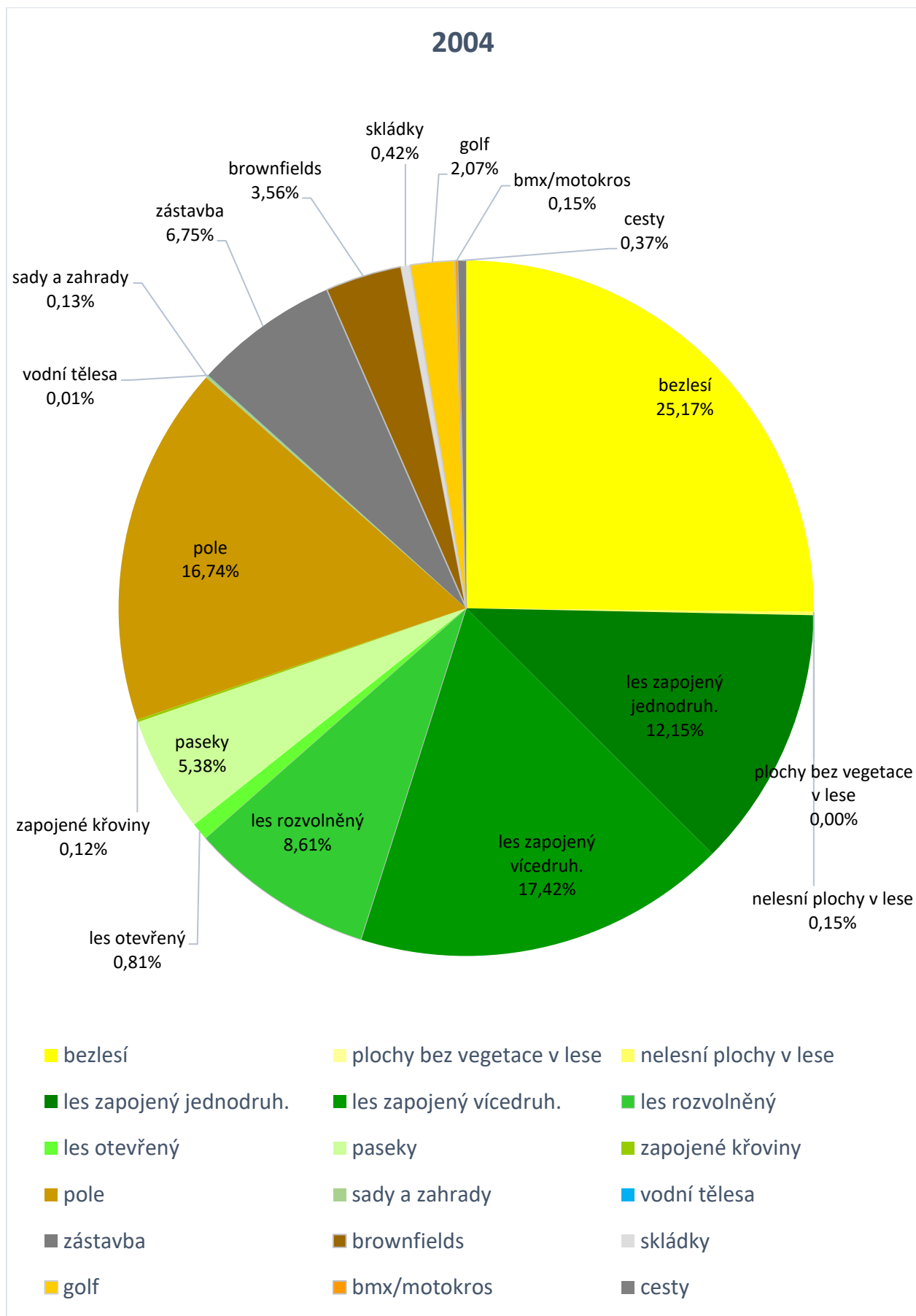


**Příloha 8a.** Letecký snímek modelového území z r. 2004.



**Obr. 8b.** Mapa krajinného krytu pro r. 2004, legenda viz 8c.

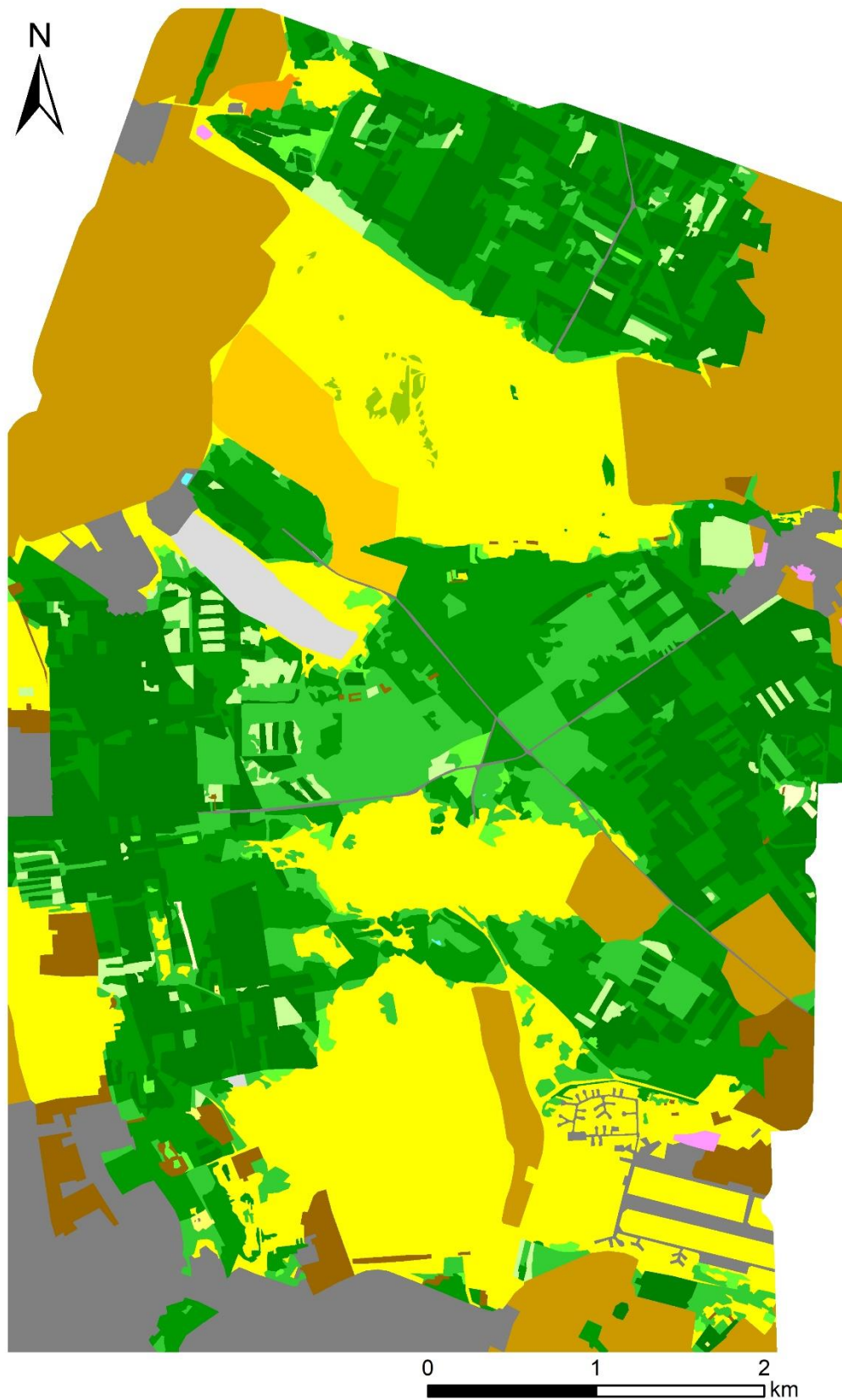




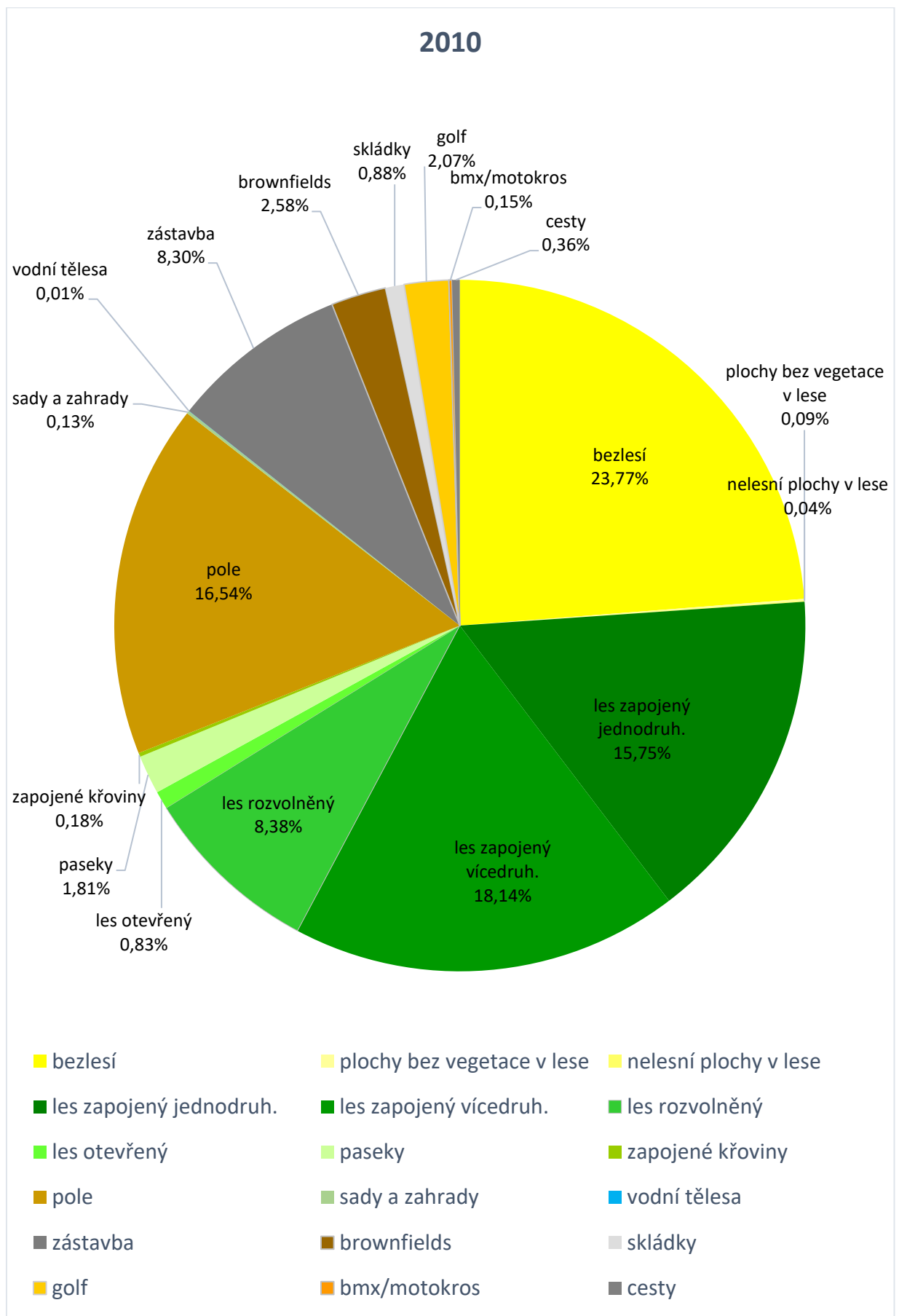
**Příloha 8c.** Podíl jednotlivých kategorií krajinného krytu v roce 2004.



**Příloha 9a.** Letecký snímek modelového území z r. 2010.



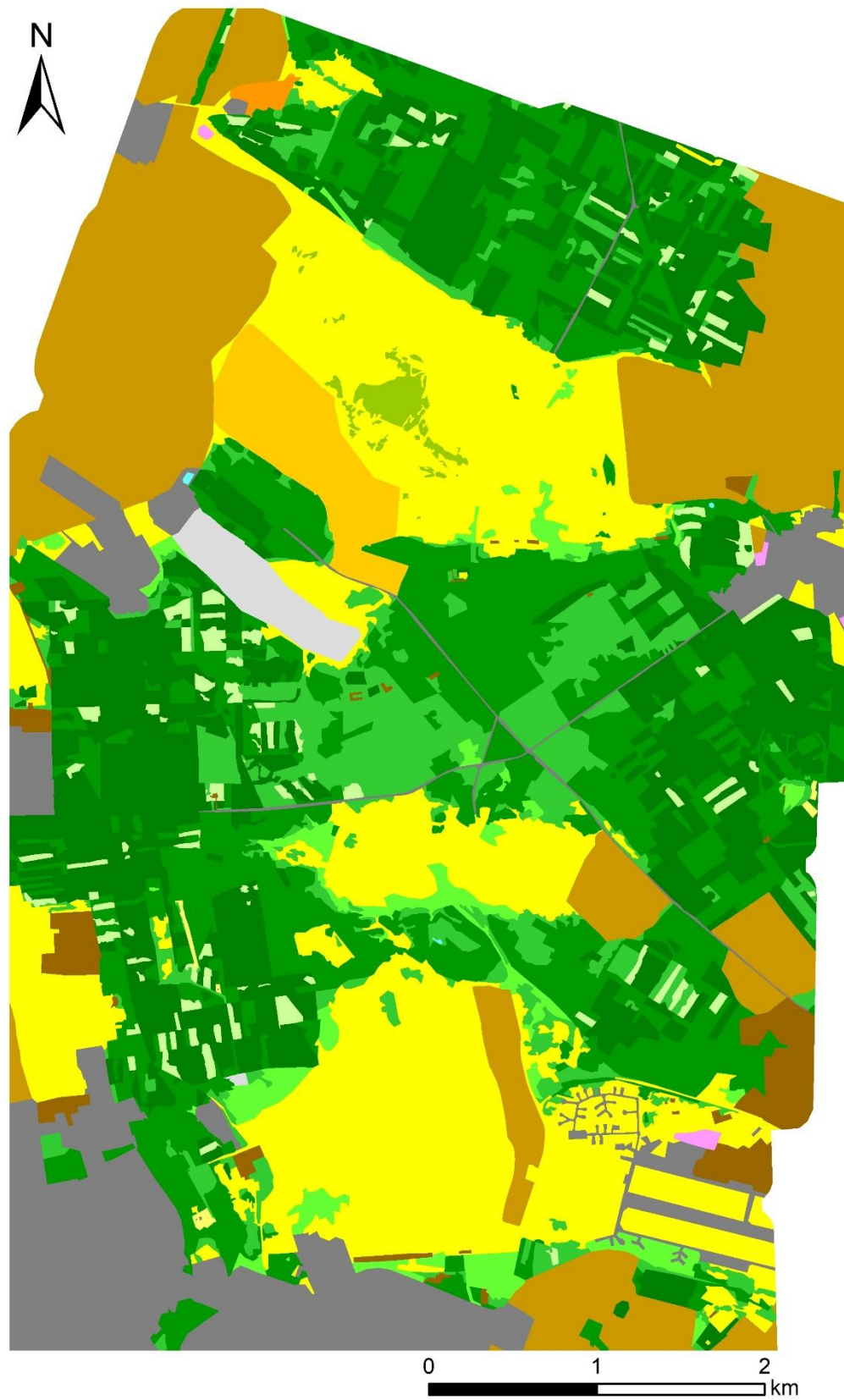
**Příloha 9b.** Mapa krajinného krytu pro r. 2010, legenda viz 9c.



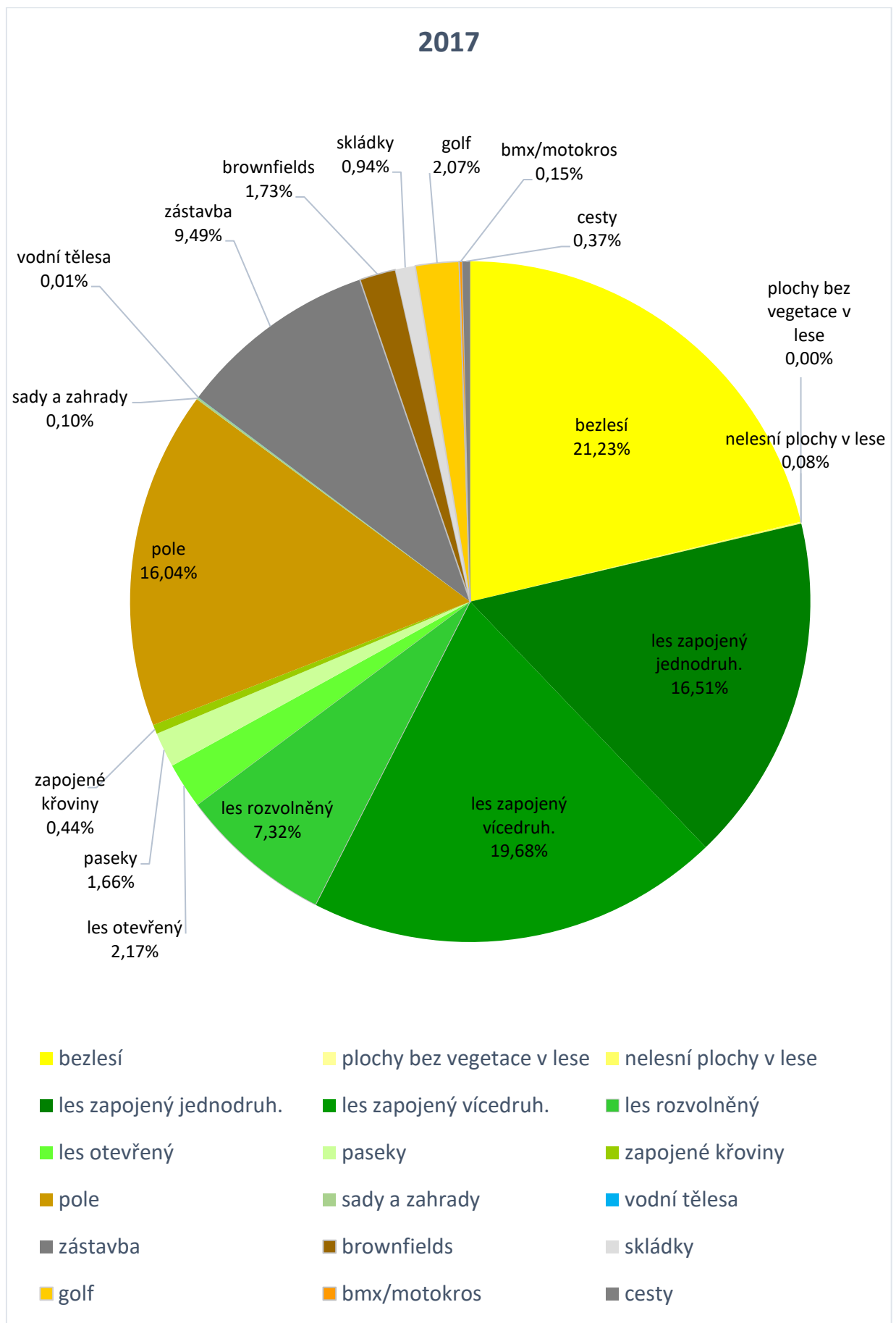
**Příloha 9c.** Podíl jednotlivých kategorií krajinného krytu v r. 2010.



**Příloha 10a.** Letecký snímek modelového území z r. 2017.



**Příloha 10b** Mapa krajinného krytu pro r. 2017, legenda viz 10c.



**Příloha 10c.** Podíl jednotlivých kategorií krajinného krytu v r. 2017.

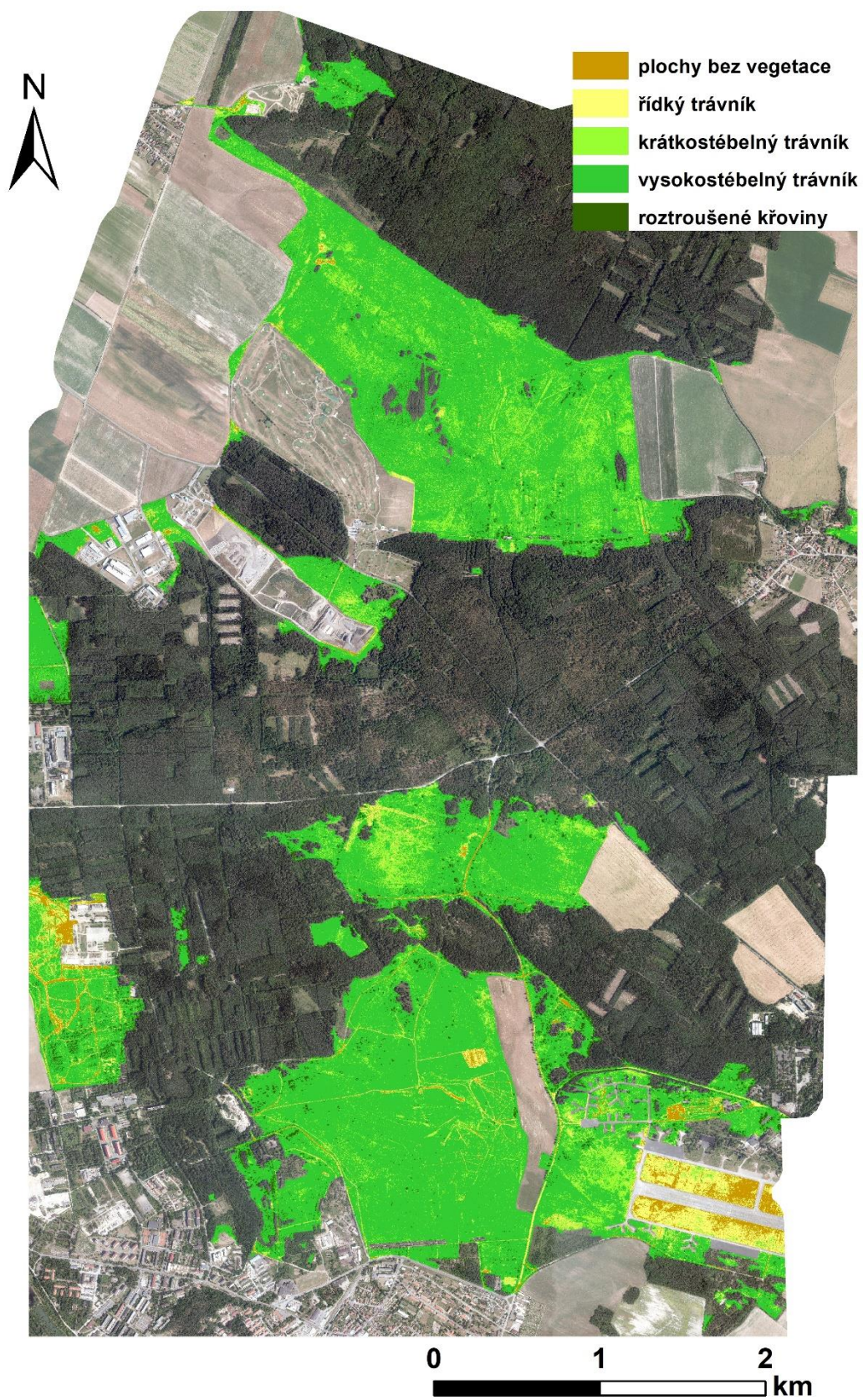


**Příloha. 11.** Automatická klasifikace jednotlivých vegetačních jednotek bezlesí pro r. 1950, tmavě hnědou jsou vyznačené plochy bez vegetace, béžovou – No Data.

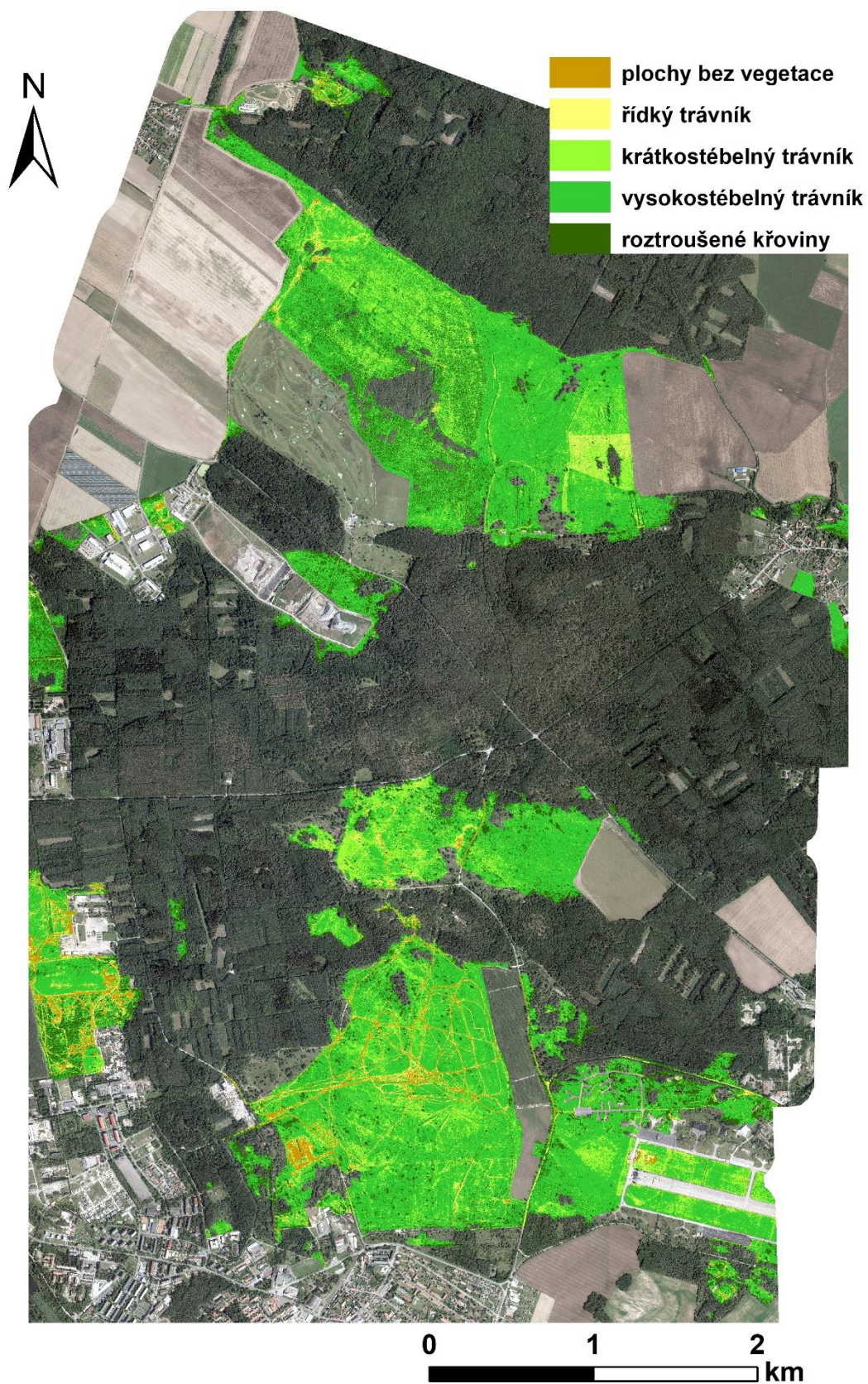




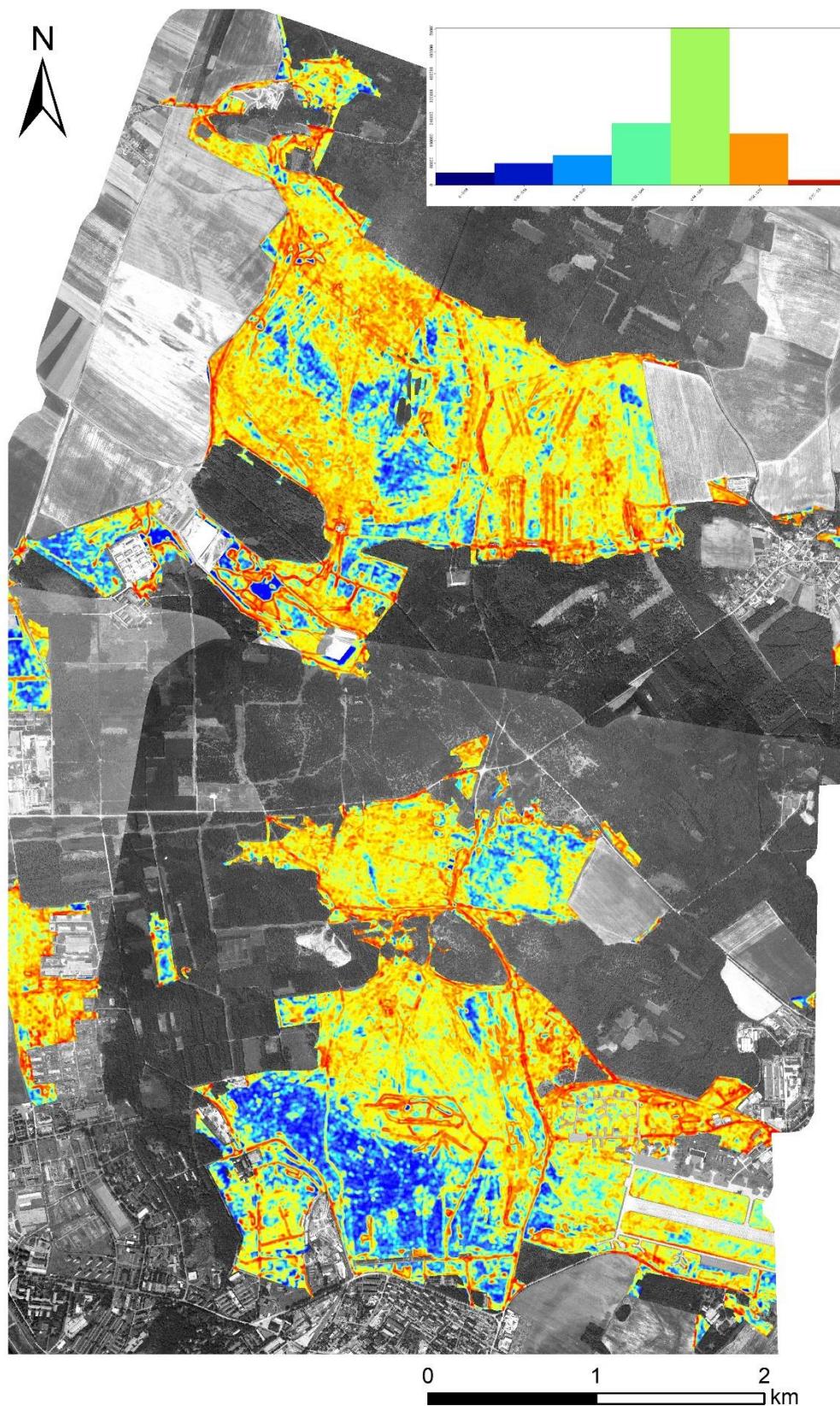
**Příloha. 12.** Automatická klasifikace jednotlivých vegetačních jednotek bezlesí pro r. 1995.



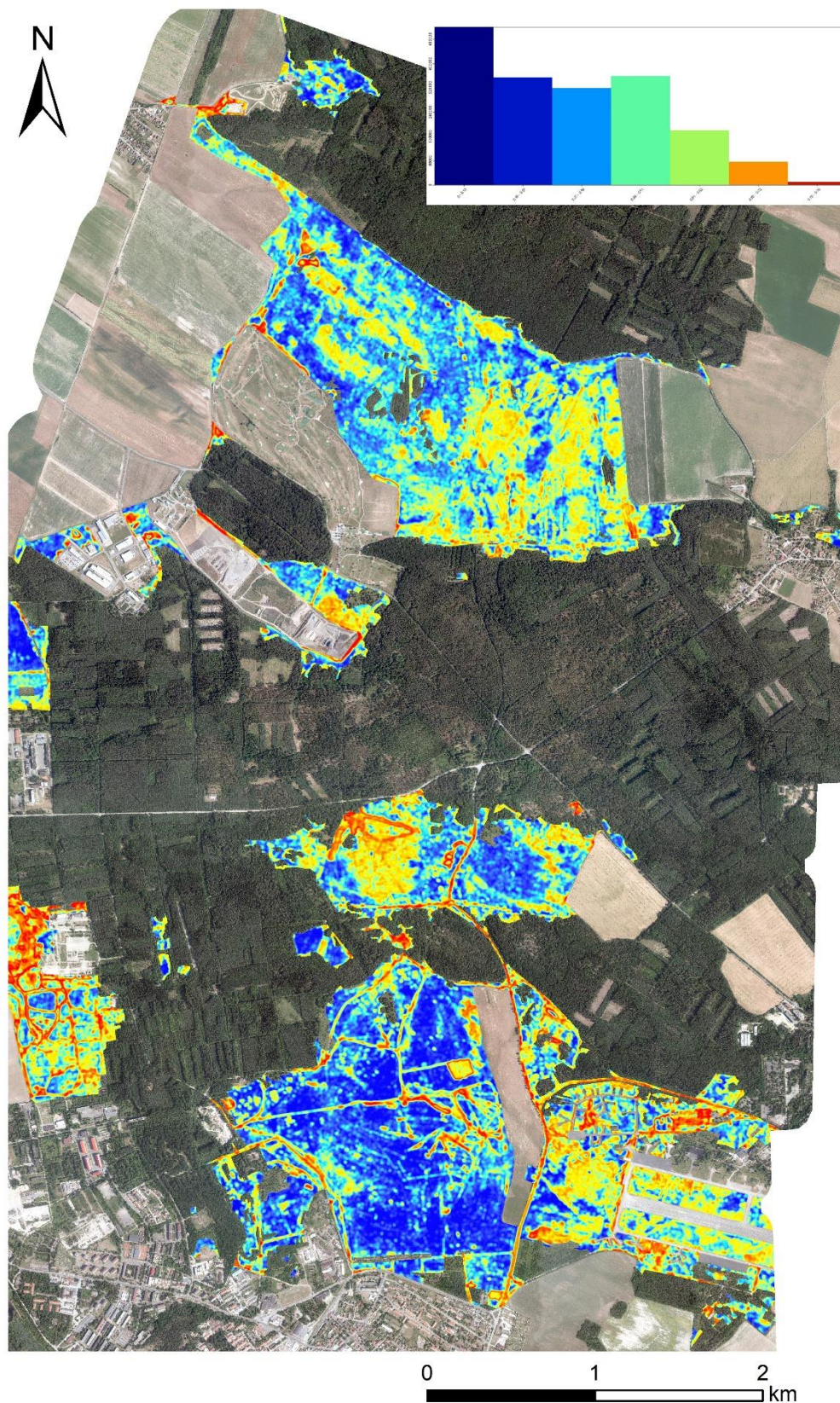
**Příloha. 13.** Automatická klasifikace jednotlivých vegetačních jednotek bezlesí pro r. 2010



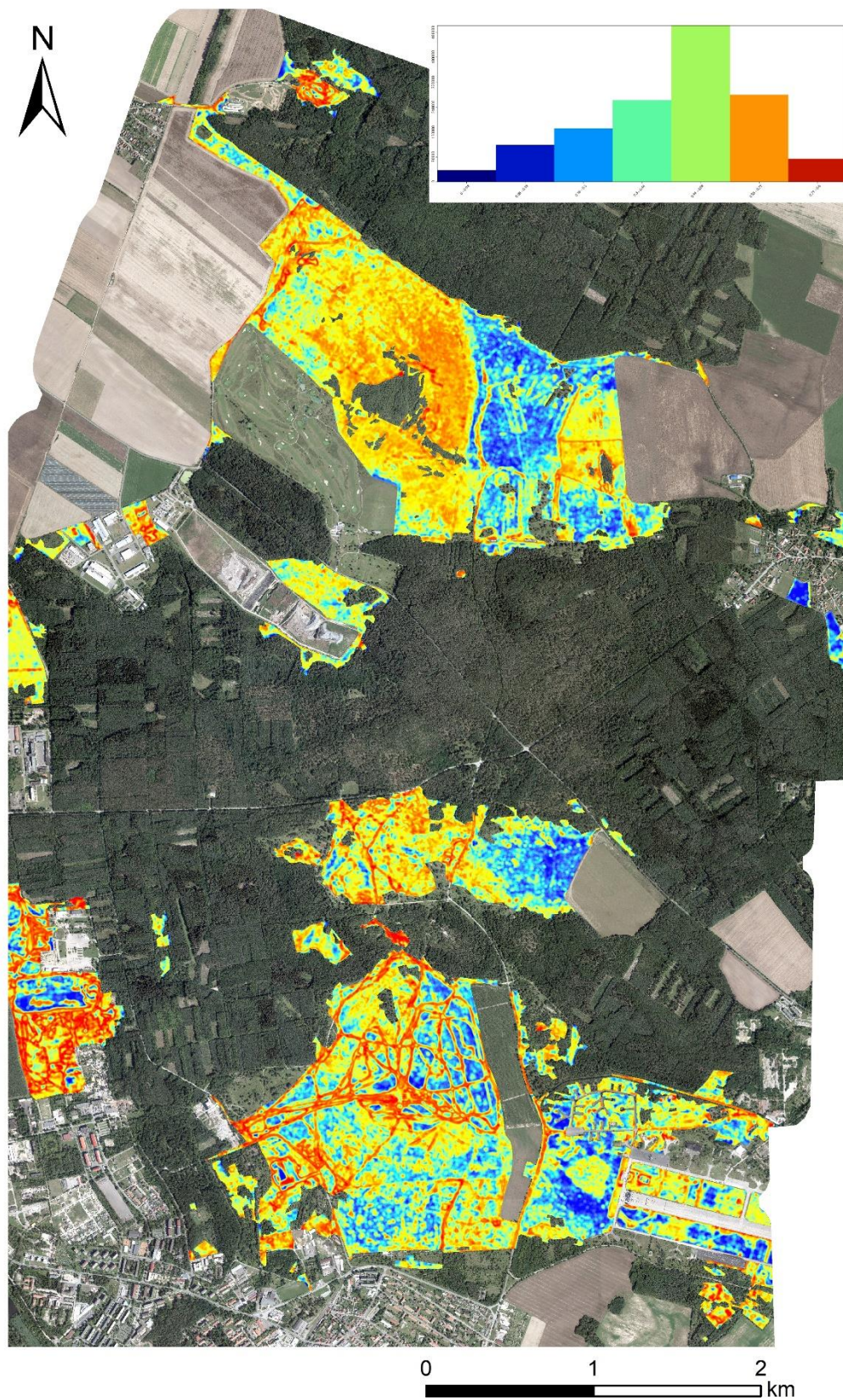
**Příloha. 14.** Automatická klasifikace jednotlivých vegetačních jednotek bezlesí pro r. 2017.



**Příloha. 15.** Hodnoty a rozložení Simpsonova indexu v r. 1995.



**Příloha. 16.** Hodnoty a rozložení Simpsonova indexu v r. 2010.



**Příloha. 17.** Hodnoty a rozložení Simpsonova indexu v r. 2017.

