

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA**

DISERTAČNÍ PRÁCE

**Produkční a evapotranspirační funkce jednotlivých kategorií využití krajiny v měnících
se klimatických podmínkách**

Ing. Jan Purkyt

2022

Školitel: Doc. RNDr. Pavel Cudlín, CSc.
Ústav výzkumu globální změny AV ČR, v.v.i.
Oddělení ukládání uhlíku v krajině

Poděkování:

Rád bych poděkoval svému školiteli doc. RNDr. Pavlu Cudlínovi, CSc. za vedení a zajištění této práce a za rady a pomoc v průběhu celého studia. Také bych rád poděkoval doc. RNDr. Vilému Pechancovi, PhD. za pomoc s přípravou modelových výstupů. Dále děkuji RNDr. Magdě Jonášové, PhD. za pomoc při zpracování dat v programu R a Mgr. Petru Štěpánkovi, Ph.D. za poskytnutí dat srážek a teplot. Také bych chtěl poděkovat všem dalším kolegyním a kolegům za pomoc v průběhu studia.

V neposlední řadě děkuji rodině a přátelům za podporu a trpělivost.

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracoval samostatně na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedené literatury.

.....

V Českých Budějovicích dne 16. 2. 2022

Obsah

1. Úvod	5
2. Cíle a hypotézy	7
3. Literární přehled.....	8
3.1 Energetická bilance krajiny	8
3.1.1 Tok sluneční energie.....	8
3.1.2 Distribuce slunečního záření.....	8
3.2 Ekosystémové procesy.....	9
3.3 Ekosystémové funkce	10
3.3.1 Produkční funkce	10
3.3.2 Evapotranspirační funkce	12
3.4 Ekosystémové služby.....	14
3.5 Hodnocení ekosystémových funkcí a ekosystémových služeb	16
3.6 Využití území a krajinný pokryv	18
3.6.1 Hlavní změny krajinného pokryvu a využití území od roku 1990 v Evropě a v ČR a jejich vztah k ekosystémovým službám.....	19
3.6.2 Mapování ES, mapové podklady a využití scalingu.....	20
3.6.3 Mapování využití krajiny a pokryvu krajiny v hrubším měřítku.....	23
3.6.4 Kategorie krajinného pokryvu podle hodnocení biotopů (podrobnější měřítko).....	24
3.6.5 Kombinování mapových vrstev různých měřítek.....	25
3.7 Změna klimatu	26
3.7.1 Vymezení, předpokládané příčiny a předpokládaný další vývoj.....	26
3.7.2 Důsledky změny klimatu	28
3.7.3 Mitigační opatření na změnu klimatu	29
3.7.4 Adaptační opatření na změnu klimatu	32
3.8 Modely a modelování	34

3.8.1 Klimatické modely.....	34
3.8.2 Emisní scénáře	36
3.8.3 Modely predikce využití území a ekosystémových funkcí a služeb.....	36
4. Materiál a metody	40
4.1 Zájmová území	40
4.1.1 Charakteristiky povodí Dřevnice	40
4.1.2 Charakteristiky povodí Všeminky	42
4.1.3 Charakteristiky horní části povodí Stropnice.....	43
4.1.4 Provedené analýzy v jednotlivých povodích	46
4.2 Získané podklady	46
4.2.1 Data z terénního průzkumu a mapování krajiny	46
4.2.2 Mapové podklady	47
4.3 Predikce využití území a krajinného pokryvu modelem Land Change Modeler (LCM)	48
4.4 Stanovení produkční funkce	49
4.4.1 Zásoby uhlíku – databáze uhlíkových zásobníku	50
4.4.2 Predikce zásoby uhlíku pomocí modelu InVEST.....	51
4.4.3 Čistá primární produkce lesních porostů	51
4.4.4 Čistá roční primární produkce na krajinné úrovni	52
4.5 Evapotranspirace na krajinné úrovni	53
4.6 Dynamika změn krajinného pokryvu, fragmentace a sekvestrace uhlíku.....	53
4.6.1 Analýza dat	54
4.6.2 Změny krajinného pokryvu.....	54
4.6.3 Statistické zpracování	54
4.7 Změna klimatu	55
4.8 Výběr území k udržitelnému plnění ekosystémových funkcí pomocí modelu Marxan	56
4.9 Syntéza dat a modelování	57

5. Výsledky	58
5.1 Využití území a krajinný pokryv	58
5.1.1 Využití území a krajinný pokryv – současný stav	58
5.1.2 Predikce využití území a krajinného pokryvu modelem LCM.....	62
5.2 Produkční funkce	66
5.2.1 Zásoby uhlíku spočítané na základě CORINE Land Cover a Detailní kombinované vrstvy.....	66
5.2.2 Predikce zásoby uhlíku pomocí modelu InVEST.....	71
5.2.3 Srovnání zásoby uhlíku vrstev CLC, DKV a BVM.....	75
5.2.4 Čistá primární produkce lesních porostů	75
5.2.5 Čistá roční primární produkce na krajinné úrovni	76
5.3 Evapotranspirace na krajinné úrovni	78
5.4 Dynamika změn krajinného pokryvu, fragmentace a sekvestrace uhlíku.....	80
5.4.1 Změny krajinného pokryvu.....	80
5.4.2 Přejechy kategorií – orné půdy na louky	81
5.4.3 Míra fragmentace a sekvestrace uhlíku	87
5.4.4 Data lesní krajiny (F) a lesozemědělské krajiny (FA)	88
5.5 Změna klimatu	89
5.5.1 Průměrné roční teploty vzduchu	89
5.5.2 Průměrné roční srážkové úhrny	94
5.6 Výběr území k udržitelnému plnění ekosystémových funkcí pomocí modelu Marxan	98
6. Diskuze	100
6.1 Výběr území.....	100
6.2 Scaling na příkladu povodí Všeminky a Dřevnice	100
6.3 Biotopové vrstvy BVM, DKV a CLC	101
6.4 Modely ke stanovení predikce vývoje využití území a krajinného pokryvu (LCM, CLUE).....	102

6.5 Produkční funkce	103
6.5.1 Produkční funkce – sekvestrace – zásoba – predikce	103
6.5.2 Čistá primární produkce lesních porostů	105
6.5.3 Čistá roční primární produkce na krajinné úrovni	106
6.6 Evapotranspirační funkce	106
6.7 Dynamika změn krajinného pokryvu, fragmentace a sekvestrace uhlíku.....	108
6.7.1 Změny krajinného pokryvu.....	108
6.7.2 Přejchod z orné půdy do luk	110
6.7.3 Míra fragmentace a rozdíly sekvestrace uhlíku	111
6.8 Změna klimatu	114
6.9 Výběr území k udržitelnému plnění ekosystémových funkcí pomocí modelu MARXAN.....	115
6.10 Syntéza produkční a evapotranspirační funkce; změna klimatu.....	116
7. Závěr	120
8. Přehled literárních zdrojů.....	123
9. Souhrn.....	163
10. Summary.....	165
11. Přílohy	167

1. Úvod

Produkční funkce je jednou ze základních funkcí ekosystémů, která nám umožňuje získávat přírodní zdroje, a to ať je využíváme jako potravu, krmivo pro zvířata, technologické a stavební materiály pro stavby, jako zdroj energie či jinak. S touto funkcí, vzhledem k fungování krajiny, je spojena funkce evapotranspirační, která je zásadní pro disipaci sluneční energie, tedy přeměnu sluneční energie na skupenské teplo vypařování, čímž se zabraňuje přehřívání zemského povrchu. Omezení produkční a evapotranspirační funkce v souvislosti s probíhající změnou klimatu je evidentní a zdá se, že bude do budoucna narůstat. Pozornost v této práci byla zaměřena především na produkční funkci, protože funkce evapotranspirační je velice obtížné generalizovat v krajinném měřítku. Jedná se o velmi proměnlivý parametr, kde je méně zjištěných dat, která více kolísají než u produkční funkce. Plnění produkční a evapotranspirační funkce lze studovat z mnoha hledisek, například v různých měřítkách, místech, nebo časových obdobích. Krajinné měřítko je zásadní pro lepší pochopení souvislostí, nad rámcem biotopů, ale zároveň je ještě uchopitelné. Vlastní biotopy jsou naproti tomu snadněji vymezitelné vzhledem k jejich menší velikosti a větší homogenitě ve srovnání s krajinou. Při studiu ekosystémových funkcí má svoje místo biotopové i krajinné měřítko. Často se provádí v malých a středních povodích, která jsou homogenní částečně i z hlediska energo-materiálových toků (tok vody, jeho energie a unášené plaveniny atd.).

V neposlední řadě je třeba zmínit, že naprosto zásadní je i potřeba nejen dále nenarušovat plnění všech významných ekosystémových funkcí v krajině, ale i podporovat jejich obnovu, a to především v místech, kde je daná funkce potřebná z hlediska stability a resilience (schopnost vyrovnat se se změnou a pokračovat v rozvoji) ke změně klimatu. V tomto kontextu je vhodné aplikovat princip multifunkčních krajin (např. Prokopová et al., 2018), kdy multifunkční krajiny budou hrát vzhledem k probíhajícím změnám ve využívání krajiny i změně klimatu čím dál větší úlohu (Jongman, 2002).

V rámci disertační práce jsem samostatně zpracoval mapování krajiny metodou hodnocení biotopů (BVM) v povodí Všeminky a v horní části povodí Stropnice jsem provedl revize a upřesnění biotopů pro Detailní kombinovanou vrstvu (DKV). Ve spolupráci s kolegy jsem zpracoval čistou primární produkci (NPP) pro lesní porosty v horní části povodí Stropnice a vypracoval část práce zaměřenou na dynamiku změn krajinného pokryvu, fragmentace a sekvestrace uhlíku. Přispěl jsem k rozvoji databáze údajů uhlíkových zásobníků a s tím souvisejících prací na modelu InVEST, v neposlední řadě jsem se podílel na práci s modelem

Land Change Modeller (LCM) a MARXAN. Pro predikci dalšího vývoje obou funkcí ve studovaných územích jsem využil výsledky klimatických dat od kolegů z ústavu, a to teplot a srážek a jejich predikce.

2. Cíle a hypotézy

Cílem disertační práce bylo zjistit míru plnění produkční a evapotranspirační funkce v zájmových územích a pomocí modelů odhadnout, jak se budou měnit vlivem změny klimatu, a navrhnout vhodná území k přírodě bližšímu způsobu obhospodařování pro udržitelné plnění ekosystémových funkcí.

Hlavní hypotézou je předpoklad, že míra udržitelného plnění vybraných ekosystémových funkcí závisí na přirozenosti biotopů; přírodní a přírodě blízké biotopy se budou efektivněji podílet na koloběhu látek a energií a mají vyšší resilienci vůči očekávané environmentální změně než biotopy silně přeměněné člověkem. Konkrétně bude testována hypotéza, že dynamika změn krajinného pokryvu, fragmentace, sekvestrace uhlíku a evapotranspirace (míra plnění produkční a evapotranspirační funkce) se odvíjí od krajinných typů dle Löwa, kdy krajinné typy přírodnějšího charakteru, jako například lesní krajiny, vykazují menší změny oproti více antropicky pozměněným či vytvořeným krajinám, jako jsou zemědělské nebo urbanizované krajiny.

3. Literární přehled

3.1 Energetická bilance krajiny

3.1.1 Tok sluneční energie

Tok sluneční energie, která přichází do atmosféry (průměrně 1367 W slunečního záření na 1 m²) a následně dopadá na zemský povrch je závislý na množství parametrů. V mírném pásmu připadá ročně přibližně 1,2 MWh sluneční energie na každý m² plochy. Přes letní slunečný den může být ve střední Evropě maximální sluneční ozáření 0,8–1,0 kW/m² (Pokorný, 2001; Pokorný, 2014). Jinak je tomu v případě husté oblačnosti, kdy slunečního záření prochází jen několik desítek W/m² (Pokorný, 2014). Oblačnost odráží část krátkovlnného slunečního záření a zachytává část dlouhovlnného (tepelného) záření z povrchu Země, které by jinak uniklo do vesmíru, což má za následek oteplování přízemní vrstvy atmosféry. Nízkopoložené kupovité oblaky (cumulus) Zemi ochlazují, zatímco vysokopoložené tenké oblaky (cirrus) ji zahřívají (Kravčík et al., 2007; Schmidt, 2022).

3.1.2 Distribuce slunečního záření

Distribuce slunečního záření závisí na charakteru zemského povrchu. Část záření se po dopadu na zemský povrch odráží; poměr odraženého záření k celkovému dopadajícímu záření vyjadřuje albedo. Vysokých hodnot albeda nabývá světlý a suchý povrch; tmavý povrch, voda, ale i vlhká vegetace má naopak nízké albedo (Pokorný, 2014). Hurina et Pokorný (2010) uvádějí, že v případě Třeboňska bylo albedo vody během vegetační sezóny dvakrát nižší než albedo pole a třikrát nižší než albedo betonového povrchu. Přestože má betonový povrch vysoké albedo, zásadnější skutečností je, že na něm byla naměřena nejvyšší průměrná teplota; naopak nejnižší průměrná teplota byla naměřena na vlhkých loukách (Hurina et Pokorný, 2010). Blíže se hodnotám albeda jednotlivých povrchů a vegetace věnuje například práce Hurina et Pokorný (2016).

Sluneční záření dopadající na porost je tedy částečně odraženo (albedo) a zbytek, který se nazývá čistá radiace (čistý tok záření mezi zemským povrchem a atmosférou), se spotřebovává na evapotranspiraci (výpar vody), přeměňuje se na pocitové (zjevné) teplo, teplo přecházející do půdy a minimální část bilance se spotřebuje na fotosyntézu a ohřev

porostu (Pokorný et al., 2007 in Pokorný, 2014). Na fotosyntézu je potřeba velmi málo sluneční energie; roční produkce biomasy 1–2 kg představuje 5–10 kWh, tj. méně než 1 % průměrného ročního příjmu sluneční energie (Pokorný, 2001).

Pokud sluneční záření dopadá na plochu dobře zásobenou vodou (například mokřad, vlhká louka), většina sluneční energie se spotřebuje na výpar (latentní teplo) a jen malá část na zjevné (pocitové) teplo. Jestliže sluneční záření dopadá na odvodněnou plochu (například betonový povrch), většina sluneční energie se přemění na zjevné teplo. Proto vodní plochy, vodou nasycená půda a vegetace hrají významnou roli v disipaci sluneční energie na souši. Platí, že v krajině nasycené vodou a vodními parami voda cirkuluje v malých množstvích a na krátké vzdálenosti. Většina odpařené vody se tedy opět sráží v dané oblasti, nebo v jejím okolí (Kravčík et al., 2007).

3.2 Ekosystémové procesy

Koncept ekosystému je základem tzv. ekosystémového přístupu (ekosystém byl poprvé definován anglickým ekologem Tansleyem), který poskytuje hodnotný rámec pro analýzu vzájemných vazeb mezi lidmi a životním prostředím. Ekosystémové procesy jsou projevy ekosystémů (Kanianska et al., 2016); jde o přenos energie, látek nebo organismů mezi složkami ekosystémů (Lovett et al., 2006). Podle Sejáka et al. (2010) „za přirozené procesy označujeme komplexní soubor interakcí mezi biotickými a abiotickými složkami ekosystému, podporovaných cyklickými toky energie a látek, tedy biogeochemickými cykly“. Podle jiné definice lze ekosystémové procesy chápat jako jakékoliv fyzikální, chemické a biologické změny, anebo reakce vyskytující se v ekosystémech, které zahrnují rozklad, produkci, cyklus a toky živin a energie (MA, 2005). Další definice za ekosystémové procesy označuje „zejména životní procesy probíhající v populacích a biotických společenstvech, spoluvytvářející daný ekosystém“ (Seják et al., 2017). Mezi ekosystémové procesy můžeme zařadit například fotosyntézu (primární produkci, produkci kyslíku), dekompozici, koloběh vody, koloběh živin a tvorbu půdy (MA, 2005). Z podrobnějšího hlediska ekosystémové procesy zahrnují například i využití energie dopadajícího záření na evapotranspiraci vegetace, příjem a výdej chemických látek organismy a přímé i nepřímé přenosy informace mezi jednotlivými složkami ekosystému (Seják et al., 2017).

3.3 Ekosystémové funkce

Ekosystémové funkce lze chápat jako veškeré projevy ekosystému, vztahů a procesů, které v něm probíhají, až po jeho schopnosti samoregulace a poskytování ekosystémových služeb (Seják et al., 2010). V širším smyslu lze ekosystémové funkce definovat jako přenos energie a látek (Lyons et al., 2005).

Pojmy ekosystémová funkce a ekosystémový proces se od sebe liší; ekosystémové funkce popisují vybrané ekosystémové procesy, případně i soubor procesů, vedoucích k produkci ekosystémových služeb (Bingham et al., 1995; Costanza and Folke, 1997; Daily, 1997b; Daily et al., 2000; Nedkov and Burkhard, 2011). V tomto smyslu definuje ekosystémové funkce i de Groot et al. (1992), jako kapacitu přirozených procesů a součástí ekosystémů poskytovat produkty a služby, které uspokojují přímo či nepřímo lidské potřeby. Příkladem ekosystémových funkcí je např. primární produkce nebo vodní retence. Za jedny z nejdůležitějších funkcí terestrických ekosystémů můžeme považovat produkční a evapotranspirační funkci, protože souvisejí s nejdůležitějším ekosystémovým procesem v terestrických ekosystémech, fotosyntetickou asimilací.

3.3.1 Produkční funkce

Produkční funkce je funkce ekosystému, poskytující využitelnou hmotu (biomasu) či energii v různých formách. Produkční funkce zajišťuje poskytování přírodních zdrojů, které využíváme například jako jídlo, stavební materiály, zdroje pro genetické využití, léčiva, medicínu a okrasné využití (de Groot et al., 2002). Produkční funkci zabezpečují autotrofní organizmy, které přeměňují sluneční nebo chemickou energii, oxid uhličitý, vodu a živiny na rozličné uhlovodíkové struktury, které jsou následně využívány sekundárními producenty k vytváření ještě větší variability živé biomasy (de Groot et al., 2002). Rostlinnou produkcí rozumíme hmotnost sušiny rostlin na jednotku půdy, vytvořenou za určitý časový interval (Nátr, 2011). Produkci dále rozlišujeme na hrubou primární produkci (GPP - gross primary production), která vyjadřuje množství uhlíku fixovaného fotosyntézou za jednotku času, a čistou primární produkcí (NPP - net primary production), kdy $NPP = GPP - \text{respirace}$, případně další ztráty. Dalším termínem je čistá ekosystémová produkce (NEP), vyjádřená vzorcem $NEP = GPP - \text{ekosystémová respirace}$, tvořená autotrofní respirací (respirace rostlin) a heterotrofní respirací (respirace půdy). Dalším pojmem často užívaným ve spojitosti s produkcí je sekvestrace uhlíku, kterou definuje Matthews (2014) jako proces

spojený s ukládáním uhlíku do přírodního nebo umělého zásobníku (pool) a je vždy vztažena k jednotce času. Vztahuje se k přírodnímu i záměrnému (člověkem vykonávanému) odstraňování CO₂ z atmosféry, nebo přímo z emisních zdrojů (Sundquist et al., 2009). Je vnímána jako jedna z nejdůležitějších ekosystémových funkcí (Stern, 2007; IPCC, 2006; Canadell et Raupach, 2008; Capoor et Ambrosi, 2008; Hamilton et al., 2008; Pagiola, 2008). Celkovou zásobu uhlíku lze rozdělit do uhlíkových zásobníků (např. nadzemní a podzemní biomasa). Z produkční funkce lze odvozovat hodnotu řady významných ekosystémových služeb, zejména zásobovacích a regulačních. Jako indikátor pro hodnocení služby regulace klimatu se doporučuje kromě sekvestrace uhlíku (de Groot et al., 2010; Reyers et al., 2010; Maes, 2016) i zásoba uhlíku ve vegetaci a půdě (Burkhard et al., 2014; Kandziora et al., 2013; MEA, 2005; Potschin et Haines-Young, 2016).

Metody hodnocení produkce

Základní metody kontaktního přístupu v hodnocení produkce jsou inventarizace lesa, metoda produkčních tabulek a metoda vířivé kovariance. Inventarizace v lesnictví je velmi rozšířeným způsobem hodnocení zásoby biomasy a uhlíku na základě parametrů zjišťovaných během pozemního průzkumu (Brown et Schroeder, 1999; Jenkins et al., 2004; Zhang et al., 2012). Ponce-Hernandez (2004) podrobně popsal princip alometrie stromů v souvislosti s měřením uhlíku v biomase. Metoda produkčních tabulek, používaná v rámci programu IPCC, je založena na vazbě jednotlivých klasifikovaných kategorií a zjištěných hodnot uhlíkové zásoby nebo produkce, odvozených z předchozích kontaktních měření a literárních znalostí. Tato jednoduchá metoda je implementována několika modely, např. InVEST nebo NLLUF-KP10 (Cruickshank et al., 2000; Kareiva et al., 2011; Kuldeep, 2011; Sanga-Ngoie et al., 2012). Metoda EDDY kovariance je založena na přímém měření toků CO₂ v rámci ekosystémových stanic. Metoda je velmi přesná, ale měří pouze přímý tok CO₂ na malých plochách (Hunt et al., 2002; Zhang et al., 2012).

Metody hodnocení zásob uhlíku se liší podle typu krajinného pokryvu či biotopu, a samozřejmě také v závislosti na zvoleném měřítku. Data získaná metodami dálkového průzkumu Země jsou dnes, za současného využití přesnějších metod měření v terénu pro kalibraci a ověření těchto satelitních dat (Calders et al., 2015), velmi dobře využitelná pro monitorování rozsáhlých ploch (Avitabile et al., 2012). Proto jsou metody terénního měření zásadní pro snížení nepřesností v mapování biomasy a měly by se využívat přednostně před aplikací alometrických rovnic (Asner et al., 2013). Bohužel je toto měření více nákladné a časově náročné a je aplikovatelné jen na malých plochách (Vashum a Jayakumar, 2012).

Zásoby uhlíku hodnocené inventarizací lesů s čísly odvozenými na základě analýzy satelitních dat srovnávali například Main-Knorn et al. (2011).

Dálkový průzkum Země (DPZ) lze pro hodnocení zásob uhlíku použít dvěma způsoby. Prvním je posouzení nadzemní biomasy z odvozených vybraných morfologických a ekologicko-fyziologických parametrů (např. výška stromu, hrubá primární produkce, čistá primární produkce, fotosynteticky aktivní záření), ze kterého se vypočítá množství uhlíku (Field et al. 1995; Patenaude et al., 2005; Awange et Kyalo Kiema, 2013; Brovkina et al., 2017a). Druhým je mapování krajinného pokryvu a odvození základních charakteristik (typu, prostorového rozložení a struktury) jeho kategorií a jejich kombinace s pozemní inventarizací lesů (Pachavo a Murwira, 2014; Iizuka a Tateishi, 2015; Zheng et al., 2008). V DPZ široce používaný index pro hodnocení vegetace NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) se osvědčil například pro odhad čisté primární produkce (NPP) v různých vegetačních typech Box et al. (1989), nebo pro odhad trendu globální NPP (Ichii et al., 2001). Úvahami při používání NDVI, jeho kritickým rozbořem, možnostmi používání a postupem získávání tohoto indexu se zabývá například práce Huanga et al. (2021). Podrobný souhrn metod odhadu nadzemní biomasy pomocí DPZ je například v práci Pikla (2018).

3.3.2 Evapotranspirační funkce

Evapotranspirace představuje klíčový faktor funkčnosti ekosystémů, propojující změny produkce a regulace klimatu, zemědělský management a vodní zdroje (Fisher et al., 2017). Je jednou z hlavních součástí disipace sluneční energie (Ripl, 2003; Bonan, 2008). Evapotranspirace představuje veškerý výpar ze zemského povrchu (z půdního povrchu a povrchu rostlin – evaporace a z průduchů rostlin – transpirace), který je zajišťován fyzikální a fyziologickou přeměnou slunečního záření na skupenské teplo páry při současném ochlazení povrchů v určitém území. Energie se následně převede ve formě skupenského (latentního) tepla na místa, kde se vodní pára kondenzuje a tím se uvolňuje latentní teplo (Seják et al., 2010). To znamená, že evapotranspirace má dvojnásobný klimatizační efekt, kdy ochlazuje výparem a následně ohřívá svojí kondenzací na chladných místech (Pokorný, 2014). Díky tomuto fyzikálnímu principu termoregulace má vegetace potenciál zmírňovat teplotní extrémy (Sodhi et al., 2007). Evapotranspirace na úrovni rostlin, porostu či krajiny ovlivňuje vodní cyklus, a to v globálním, kontinentálním, regionálním a lokálním měřítku (Cudlín et al., 2011). Jako zásadní stabilizační proces funguje malý koloběh vody mezi evapotranspirací a srážkami, kdy ke kondenzaci vodní páry dojde v těže oblastí, kde se voda

odpaří. Narušení tohoto koloběhu způsobuje nejen přehřívání povrchu, větší rozdíly teplot v průběhu dne i roku, ale i ztráty živin vyplavováním z půdy (Pokorný, 2001; Ripl, 2003). Množství odpařené vody v procesu evapotranspirace ovlivňují stanovištní podmínky (sklon, půdní typ apod.), vlastnosti porostu a stav porostu (Pokorný, 2014). Dále evapotranspirace závisí především na solární radiaci, půdní vlhkosti, a také na schopnosti vegetace transportovat vodu z kořenů do průduchů (Huryňa et Pokorný, 2016). V případě kulturní krajiny je evapotranspirace za slunečného dne většinou omezována nedostatkem vody, kdy hodnoty evapotranspirace aktuální jsou výrazně nižší než potenciální evapotranspirace (Kravčík et al., 2007). Konkrétně dochází v odvodněné krajině k přehřívání suchých ploch, suchý teplý vzduch stoupá a zjevné teplo zde převažuje nad latentním teplem výparu, které má naopak převahu v porostu dobře zásobeném vodou (Pokorný et Hesslerová, 2018).

West et al. (2011) se rovněž zabývali evapotranspirací jako jednou ze základních funkcí, která spolu s albedem přispívá k regulaci klimatu. Vytvořili model zemského povrchu, který pomáhá stanovit energii povrchu a rovnováhu vody a jejich ovlivnění, způsobené změnami krajinného pokryvu a projevující se změnami teploty a vlhkosti vzduchu.

Evapotranspiraci můžeme rozlišovat na evapotranspiraci potenciální, kterou počítáme pro plně zapojený porost, optimálně zásobený vodou a dosahující maximálních možných hodnot. Hodnota potenciální evapotranspirace závisí na množství přicházející sluneční energie, na relativní vlhkosti vzduchu a rychlosti proudění vzduchu (Pokorný, 2014). Více specificky definuje potenciální transpiraci (možno rozšířit na evapotranspiraci) Penman (1956), jako transpiraci, probíhající z krátkého zeleného porostu o jednotné výšce, kompletně pokrývající povrch půdy a zásobeného dostatečnou vlhkostí. Alternativou je referenční evapotranspirace (evapotranspirace k referenčnímu povrchu), kterou uvádí Organizace pro výživu a zemědělství Spojených národů (Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO) jako evapotranspiraci hypotetické referenční plodiny s předpokládanou výškou plodiny 0,12 m, pevným povrchovým odporem 70 s.m^{-1} a albedem 0,23 (FAO, 2022). Aktuální evapotranspirace vyjadřuje evapotranspiraci konkrétního porostu při daném klimatickém stavu ovzduší a hydrologickém stavu půdy (Pokorný, 2014).

Metody stanovení evapotranspirace

Metody stanovení evapotranspirace lze rozdělit na metody přímé a nepřímé, kdy přímé metody vycházejí z měření evapotranspirace přístroji, a to lyzimetry a výparoměry; naopak metody nepřímé vycházejí z výpočtů z řady naměřených meteorologických údajů, případně

metod dálkového průzkumu země (DPZ) (Pokorný, 2014). Přímé metody měření a jejich princip jsou dále popsány např. v práci Nováka (1995) a Pokorného (2014). Nepřímé metody shrnuje práce Nováka (1995), nebo Kohuta (2003). Jako nejpoužívanější metody uvádí Pokorný (2014) tyto:

- a) energetická bilance stanoviště (tzv. metoda Bowenova poměru)
- b) metoda Penman-Monteithova
- c) metoda vířivé (eddy) kovariance.

Metody DPZ jsou hojně využívané v současnosti; předchozí metody doplňují především tam, kde nejsou dostupná měřená data. Jejich výsledky jsou uvedeny v celé řadě prací. Jako příklad lze uvést práci Du et al. (2021), využívající družici Terra s přístrojem MODIS (Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer; MODIS, 2022) v kombinaci s meteorologickými daty, nebo práci Junga et al. (2010), kombinující opět celosvětová meteorologická data s DPZ. Při zpracování dat z DPZ jsou často používány vegetační indexy; jedním z nejpoužívanějších je NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), použitý například Gohrem et al. (2021). Přehled metod DPZ s rozбором jejich výhod a omezení uvádí práce autorů Pettorelli et al. (2018). Podrobnější popis metod stanovení evapotranspirace již přesahuje rozsah této práce.

3.4 Ekosystémové služby

Jednu z prvních definic ekosystémových služeb uvádí Daily (1997a); za ekosystémové služby považuje podmínky a procesy, jejichž prostřednictvím přirozené ekosystémy udržují a naplňují lidský život. Pokud projevy ekosystémových funkcí mají přímý vliv na lidské zdraví nebo kvalitu života, jsou nazývány službami ekosystému (Lyons et al., 2005). Jinými autory byly popsány jako užitky, které lidská populace přímo či nepřímo získává z ekosystémových funkcí (Costanza et al., 1997), nebo jednoduše jako užitky, které lidé získávají z ekosystémů (MA, 2005). Příkladem ekosystémových služeb je produkce dřeva a potravin, regulace kvality ovzduší, zásobování vodou, regulace kvality vody, regulace záplav. Byly rozděleny do čtyř základních skupin: zásobovací (poskytující lidem zásoby potravy, materiálů, energie či vody), regulační (regulující či zmírňující negativní jevy – např. regulace záplav, klimatu, ovzduší, eroze atd.), kulturní (přinášející prospěch v kulturní, duševní či informační rovině) a podpůrné, které tvořily samostatnou kategorii a představovaly základní procesy a funkce, které podmiňují vznik všech ostatních služeb (MA

2005). Podpůrné služby byly později z kategorizace vypuštěny z důvodů snadnější aplikovatelnosti pro ekonomické hodnocení. Definice byla zúžena pouze na ekosystémové služby, které jsou využívány přímo, aby se při hodnocení předešlo tzv. dvojímu hodnocení - double-counting (Fisher et al., 2007). Neznamená to, že by nebyly důležité, pouze je jejich hodnota již obsažena ve finálních ekosystémových službách (Escobedo et al., 2011).

Následný celosvětový projekt Ekonomie ekosystémů a biodiverzity (TEEB, 2010) definoval ekosystémové služby jako přímé a nepřímé přispění ekosystémů k vysoké kvalitě života. Širší pojetí ekosystémových služeb do nich zahrnuje i benefity poskytované přírodou a zdůrazňuje ekosystémové struktury a procesy, které poskytují množství služeb užívaných lidmi, a tím vytvářejí základ pro dosažení vysoké kvality života (Daily, 1997a; MA, 2005; Carpenter et al., 2009). Zuzující pohled na ekosystémové služby, jako na služby s finanční hodnotou, nabízejí Boyd et Banzhaf (2007), kteří za ekosystémové služby považují jen složky přírody přímo využívané k vytváření lidského blahobytu, přesněji k produkování měřitelných benefitů pro člověka (Escobedo et al., 2011). Brown et al. (2007) definuje ekosystémové služby jako “specifické výsledky ekosystémových funkcí, jež přímo udržují a zlepšují život lidí”. Ať už se definice ekosystémových služeb jakkoliv liší, mají společné to, že jsou vždy definovány ve vztahu k lidem (Chen et al., 2006; Tallis et Polasky, 2009), a to je odlišuje od ekosystémových funkcí, které existují nezávisle na tom, zda z nich má člověk užitek (Tallis et Polasky, 2009).

Boyd (2007) a Fisher et al. (2007) zdůrazňují, že služby a benefity (konkrétní přispění k aspektům lidského blahobytu) nejsou totéž. Například zásobování vodou jakožto služba vytváří benefit v podobě pitné a užitkové vody, služba regulace záplav přináší benefit v podobě ochrany majetku, regulace kvality ovzduší (služba) přináší benefit v podobě zdravého prostředí a snížení respiračních chorob.

Haines-Young et Potschin (2013) vytvořili zatím poslední klasifikaci ekosystémových služeb (CICES), která již také neobsahuje podpůrné služby. Navrhují nový rámec – tzv. kaskádu ekosystémových služeb, která začíná biofyzikálními strukturami a procesy, z ní se odvíjejí ekosystémové funkce (tyto dvě kategorie dohromady tvořily původně podpůrné služby v pojetí MA 2005), z nich jsou odvozené ekosystémové služby (tzv. finální služby) a po vstupu do socio-ekonomického systému se z nich stává zboží a benefity, které mají vlastní ekonomickou hodnotu.

3.5 Hodnocení ekosystémových funkcí a ekosystémových služeb

Ovlivňování ekosystémů ekonomickými aktivitami lidstva je již takové, že dochází k zpětnému působení na ekonomiku, a to v lokálním i globálním měřítku (O'Neill et Kahn 2000). Seják et al. (2010) uvádějí, že ekonomické funkce přírody, jako jsou například ceny základních druhů přírodních zdrojů nebo platby za odpady, jsou peněžně oceňovány, ale ekologické nikoliv. Pak logicky při rychlém růstu lidské populace dochází k trvalému úbytku přírodních území, a s nimi i podmínek pro život. To potvrzuje Daily et al. (2000), kdy ekosystémové služby jsou často bezplatně k dispozici a tudíž jsou obvykle jednotlivci nebo společnostmi považovány za samozřejmost. Jinými slovy, v ekonomickém rozhodování nejsou brány v úvahu, tudíž mají v praxi nulovou hodnotu (Seják et al., 2010). Důležitost ekosystémových služeb je oceňována často až po jejich ztrátě (Daily et al., 2000). Proto Seják et al. (2010) zdůrazňují stále naléhavější potřebu oceňování funkcí a služeb ekosystémů a jejich aplikaci při stanovení ekologické újmy, definované už v Zákoně o životním prostředí č. 17/1992 Sb.

Ekosystémové funkce, představující potenciál ekosystémů pro plnění ekosystémových služeb, se hodnotí v tzv. biofyzikálních jednotkách, pomocí zvolených indikátorů, které přímo souvisí se schopností ekosystému poskytovat vybrané ekosystémové služby. Příkladem je např. produkce a evapotranspirace (viz kapitola 2.2.1 a 2.2.2). Přestože někteří autoři vyjadřují v biofyzikálních hodnotách i ekosystémové služby (Frélichová et al. 2014), vhodnější je jejich vyjádření v peněžních jednotkách, které umožňuje jejich zakomponování do socio-ekonomického systému.

Komplexní přístup k hodnocení ekosystémových funkcí a služeb prostřednictvím zavedení integrovaného rámce navrhli například De Groot et al. (2002). V České republice se hodnocením ekosystémových funkcí a služeb a biologického základu jejich poskytování – biodiverzity začal zabývat kolektiv autorů vedený doc. Sejákem již kolem roku 2000 s výstupy v publikacích např. Seják et al. (2003) a Seják et al. (2010). V posledním desetiletí bylo hodnocení ekosystémových služeb řešeno také týmem dr. Vačkáře, například v rámci projektu „Integrované hodnocení ekosystémových služeb v České republice“ (Vačkář et al., 2014), který řešil i finanční hodnocení ekosystémových služeb (Frélichová et al., 2014). Obdobnou tematiku se tento tým zabýval i v rámci projektu Horizon 2020 ESMERALDA (Zlepšení mapování ekosystémových služeb pro podporu rozhodování), v

publikaci metodických přístupů pro hodnocení ekosystémových služeb na národní úrovni (Vačkář et al., 2018) a z širšího pohledu hodnocení ekosystémových přínosů na národní úrovni, včetně finančního hodnocení ekosystémových služeb a hodnocení stavu ekosystémů pomocí průměrné četnosti druhů (MSA; Vačkářů et Grammatikopoulou, 2019). V současnosti většina prací, zabývajících se hodnocením ekosystémových služeb, používá klasifikaci dle systému CICES (Haines-Young et Potschin, 2013).

Metody finančního hodnocení ekosystémových služeb se rozdělují na dva základní způsoby, preferenční metody a expertní metody. Preferenční metody jsou založeny na zjišťování ochoty jednotlivců (spotřebitelů) platit za určitou kvalitu životního prostředí či ochoty přijímat její zhoršení (Sejác et al., 2010). Při hodnocení se hodnotí jen budoucí užítky zdrojů pro jednotlivce, nikoliv zdroje samotné. Problematické je, že výše hodnoty (užitku) služby závisí na aktuální poptávce jednotlivců za službu, tedy na tom, co je dotazovaným známo o dané službě ekosystému, a tudíž co jsou schopni ocenit (Sejác et al., 2010). Preferenční metody můžeme dále rozdělit mezi metody nepřímého zjišťování preferencí a metody přímého zjišťování preferencí.

Metody nepřímého zjišťování preferencí vypovídají o chování spotřebitele v minulosti. Podle Sejáka et al. (2010) se jedná o metody odvozující ocenění ze souvisejících trhů. Jinak řečeno ocenění služeb netržní povahy se realizuje prostřednictvím odvození ceny na existujícím trhu (Kanianska et al., 2016). Mezi metody nepřímého zjišťování preferencí patří metoda hédonického oceňování, kterou lze vyjádřit například oceněním kvality přírodního prostředí na základě rozdílné ceny bytu způsobené tímto rozdílem (Sejác et al. 2010). Další metodou je metoda cestovních (dopravních) nákladů, kdy ekonomická hodnota ekosystémové služby představuje náklady, které jednotlivec vynaloží za dopravu, stravu, vybavení, ubytování, apod. za danou službou (Melichar, 2010).

Mezi přímé metody patří metoda kontingentního hodnocení, kdy jsou realizovány dotazníkové průzkumy ke zjištění ochoty jednotlivců platit za účelem zlepšení stavu životního prostředí, např. ochota platit za uchování přírodního listnatého lesa (Kanianska et al., 2016). Dochází tak k „vykonstruování trhu“ v případě neexistence reálného trhu (Melichar, 2010).

Expertní metody jsou postaveny na zjišťování nákladů a rizik (Kanianska et al., 2016) a dokáží postihovat vnitřní hodnoty ekosystémů (Sejác et al. 2010). Expertní metody lze dělit na metody ekosystémové, náhradové, nákladové a metody hodnocení rizik.

Náhradové metody vyjadřují, kolik by stálo zabezpečovat služby ekosystémů lidskou činností (např. produkce kyslíku, klimatizační služba) (Sejác et Pokorný, 2009). Nákladové

metody počítají náklady, jež bylo třeba vynaložit, aby služba mohla vzniknout. Jako jednou z expertně-nákladových metod, expertně hodnotící stav ekosystémů, je metoda hodnocení biotopů (BVM – Biotope Valuation Method) na základě zjištění nákladů na revitalizační opatření, zvyšující jednotku kvality biotopu (Seják et al., 2003). U této metody byl zvolen biotop (habitat) jako prostorově funkční jednotka; kromě 140 přírodních a přírodě blízkých biotopů, převzatých z Katalogu biotopů ČR (Chytrý et al., 2001), bylo definováno ještě dalších 53 nepřírodních biotopů. Nepřírodní biotopy (přírodě vzdálené, přírodě cizí a umělé) byly oproti Katalogu biotopů ČR (Chytrý et al., 2001), kde uvádějí jen 14 směsných kategorií, značně upřesněny pro potřeby mapování v měřítku 1 : 10 000 (Seják et al., 2003). Všechny 193 biotopů bylo zařazeno do 5 tříd přirozenosti: biotopy přírodní, přírodě blízké, přírodě vzdálené, přírodě cizí a umělé a byly expertně bodově ohodnoceny podle 8 vlastností typů biotopu (Seják et al., 2003). Finanční hodnota jednoho bodu byla stanovena jako finanční částka, kterou společnost vynaložila v posledních 10 letech formou revitalizačních projektů na zvýšení kvality biotopu jednoho m² o jeden bod. Následně byly všechny biotopy zařazeny na základě svých ekofyziologických vlastností do 22 funkčních skupin, ke kterým byly expertně přiřazeny tabulární hodnoty plnění vybraných ekosystémových funkcí. Pomocí náhradové metody se odhadla částka potřebná na nahrazení míry plnění dané ekosystémové funkce (např. ochlazení určitého objemu vzduchu klimatizací) (Seják et al., 2010).

Metody hodnocení rizik vycházejí z měření škod při zhoršování životního prostředí. Postup hodnocení rizik začíná určením hlavních zdrojů rizik, kdy je třeba určit hlavní hnací síly (rizika). Dále je třeba vymezit území a zdroje dat pro ohrožení, zranitelnost a hodnocení ekosystémových služeb a přiřadit dílčí indikátory s možností vyjádření formou prostorových dat. Následně se provede vlastní analýza, vyhodnocení dopadů, kdy je většinou hodnocen dopad každého zdroje rizika samostatně (např. urbanizace, znečištění ovzduší, povodně atd.). Výstupem je často návrh možných adaptačních opatření pro snížení celkového rizika nebo zranitelnosti (Frélichová et al., 2017).

3.6 Využití území a krajinný pokryv

Využití území (land use) a krajinný pokryv (land cover) jsou hlavními determinanty struktury, funkce a dynamiky ve většině krajin světa (Fu et al., 2001; Wu et Hobbs, 2002), a proto je změna využití území považovaná za klíčový aspekt ovlivňující ekosystémy (Turner

et al., 1997; Lambin et al., 2001) a následně také jejich kapacitu pro poskytování ekosystémových služeb (MA, 2005; Reid et al., 2005; Lawler et al., 2014). Využití území se měnilo od počátku lidského hospodaření v krajině, ale změny za posledních 70 let jsou nebyvale vysoké. Lidská činnost zásadně změnila krajinný pokryv v globálním měřítku; téměř 11 % krajinného pokryvu Země tvoří orná půda a přes 25 % pastviny (Pielke et al., 2011).

3.6.1 Hlavní změny krajinného pokryvu a využití území od roku 1990 v Evropě a v ČR a jejich vztah k ekosystémovým službám

V Evropě byly v posledních dvou dekadách pozorovány dva hlavní trendy změn využití území: opouštění méně úrodně zemědělské půdy a naopak intenzifikace úrodné zemědělské půdy v nížinách. Opouštění marginální půdy vede ke ztrátě cenných lučních a pastvinných biotopů a zarůstání křovinami (Gehrig- Fasel et al., 2007; Plieninger et al., 2016; Van der Zanden et al., 2017). Opouštění zemědělské půdy a extenzifikace marginálních či jinak znevýhodněných oblastí pro zemědělství jsou patrné zejména v zemích bývalého východního bloku po roce 1989 (Kuemmerle et al., 2008; Prishchepov et al., 2012; Jepsen et al., 2015; Vliet et al., 2015; Skokanová et al., 2016, Prokopová, 2018). Naopak v nížinných oblastech s úrodnou půdou byl pozorován dramatický nárůst intenzivního zemědělství, vedoucí ke ztrátám mnoha ekosystémových funkcí (Frondoni et al., 2011) a vedoucí k homogenizaci a degradaci krajiny (Jongman, 2002). Další významnou změnou je nárůst urbánních ploch, vedoucí ke změnám hydrologického cyklu, zvýšenému odtoku, erozi a kontaminaci (Ceccarelli et al., 2014).

Česká republika je z hlediska Evropy třetí co do množství změn v krajinném pokryvu v období 1990–2000, s více jak 6 % změněné plochy z rozlohy celého státu a prošla v tomto období z evropských zemí největší extenzifikací, která proběhla na více jak 3,5% rozlohy státu (Feranec et al., 2010). Následně v období 2000–2006 byla extenzifikace zemědělství již menší, ale stále z hlediska postkomunistických zemí střední Evropy (Polsko, Maďarsko, Slovensko a Česko) zdaleka největší (Romportl et Kuna, 2017). Podrobněji se změnami krajiny a jejího využívání v období transformace ekonomiky v Česku zabývali například Bičík et Jeleček (2009), kteří v období let 1990–2000 uvádějí jako hlavní změny v krajině zatravnění (extenzifikaci) a urbanizaci, respektive suburbanizaci. Trendy z prvních deseti let po roce 1990 se ve dvacetiletém období (1990–2010) dále prohlubují; Kupková et Bičík (2016) považují za čtyři nejvýznamnější procesy změn v krajině zatravnění, zalesňování,

urbanizaci a intenzifikaci. Pechanec et al. (2019) na základě změny tříd Corine Land Cover (CLC) v období 1990–2018 došli v rámci České republiky k obdobným závěrům; nejvýrazněji klesla nezavlažovaná orná půda, a to o 1/5 původní rozlohy a naopak rozloha umělých povrchů (zástavby) stoupla o více než 10 % původní plochy.

Ekosystémové služby, změny využití území a vztahy mezi nimi jsou stále častěji považovány za zásadní faktory, ovlivňující ekosystémy, jejich management a ochranu (Palmer et al., 2004; MA, 2005; Sutherland et al., 2006; Crossman et al., 2012; Maes et al., 2013). Změny využívání půdy ovlivňují základní ekologické procesy, jako je výměna energie, půdní eroze, cyklus vody a biogeochemické cykly (Jiang et al. 2010; Felipe-Lucia et al., 2014), čímž významně ovlivňují ekosystémové služby (MA, 2005). Takovéto změny mohou ovlivnit např. zásobování vodou, produkci dřeva a plodin, poskytování biotopu organismům a regulaci klimatu pomocí sekvestrace uhlíku. Výsledky nedávných výzkumů ukazují, že více než 20% ročních emisí skleníkových plynů přímo souvisí se zemědělstvím, lesnictvím a jiným využitím půdy (Metz et al., 2007; Tubiello et al., 2015).

3.6.2 Mapování ES, mapové podklady a využití scalingu

Pro vizualizaci vlivu změn využití území na ekosystémové služby se používají mapy ekosystémových služeb (Goldstein et al., 2012). Pro tyto studie jsou velmi důležité mapy krajinného pokryvu na lokální, regionální a globální úrovni (Fritz et al., 2011).

Ačkoliv existuje mnoho studií změn krajinného pokryvu a využití území na globální úrovni, toto hrubé měřítko nezachytí významné změny využití půdy, které se objeví až v detailnějším rozlišení, jako například drobné paseky po těžbě dřeva. K prozkoumání důsledků změn ve využívání půdy na ekosystémové služby v lokálním a regionálním měřítku jsou tedy zapotřebí podrobnější podklady (DeFries et Bounoua, 2004).

Metodické přístupy scalingu

Vzhledem k tomu, že informace a data nejsou dostupné v jednotném měřítku, je nutné najít způsob, jak tyto podklady sjednotit. Vhodným nástrojem je scaling. Scaling je proces, při kterém jsou objekty nebo jevy popisovány při měnícím se měřítku geografického podkladu (Li a Wu, 2004). Významnou práci z oblasti scalingu publikoval Levin (1992), který hodnotil vliv změny měřítka (prostorového a časového) a vnitřní struktury na hodnocení ekologických systémů.

V rámci scalingu můžeme rozlišit dva základní metodické přístupy: up-scaling (bottom-up) a down-scaling (top-down). Při up-scalingu se postupuje od podrobných informací lokální úrovně až k obecnějším informacím, zahrnujícím rozsáhlejší území. Down-scaling probíhá v obráceném pořadí, kdy data získaná na úrovni malých měřítek (v poslední době často z DPZ) přenášíme na úroveň měřítek velkých (z geografického hlediska jsou mapy velkých měřítek do 1 : 200 000; mapy malých měřítek od 1 : 1 000 000).

Up-scaling a jeho využití

Přístup up-scalingu je využíván především ze dvou důvodů: nejsou dostupná podrobná data pro celé zájmové území, nebo výpočetní kapacita je příliš nízká, aby se vyrovnala s velkým množstvím dat s jemným rozlišením (Grosz et al., 2019). Nedostatek dat s vysokým rozlišením je dán především časovou a finanční náročností terénního průzkumu. Vhodným zdrojem informací z rozsáhlých území pak mohou být stále se zdokonalující metody dálkového průzkumu Země (DPZ) (Féret et de Boissieu, 2020), které se stále častěji používají jako primární prostorová data. Jejich výhodou je i zachycení zrychlujících se změn v současné krajině.

Kombinování pozemních odběrových ploch nebo trénovacích množin a obrazových dat DPZ se často používá i pro hodnocení uhlíku v lesích (Yan et al., 2016). Ukládáním uhlíku ve vegetaci se zabývali také Muñoz-Rojas et al. (2011), kteří hodnotili jeho časovou a prostorovou variabilitu na základě přesnějších prostorových dat, přizpůsobených Evropské nomenklatury CORINE; jejich metodika umožňuje zachytit sekvestraci uhlíku spojenou se změnami ve využívání krajiny. Převedením informací mezi různými měřítky se zabývají i další studie na území Evropy (Martinez-Fernandes et al., 2019; Paris et al., 2019). Zhao et al. (2010) kvantifikovali databáze krajinného pokryvu s různým prostorovým rozlišením (250 m až 4 km) v jihovýchodní části USA a vyhodnotili jejich vliv na sekvestraci uhlíku na regionální úrovni. Výsledky ukázaly významný zlom při prostorovém rozlišení 1 km. Naopak Paret a Volin (2016) využili dvě nezávislé datové sady krajinného pokryvu (s rozlišením 1 m a 30 m) k posouzení vztahu mezi krajinnými metrikami. Ve své práci zjistili, že vztahy mezi daty s jemným a hrubším zrnem, bývají mnohem slabší při porovnávání nezávislých datových sad krajinných pokryvů, než při použití dat ze stejné sady, jejichž zrno bylo změněno pomocí resamplingu. Méně detailní údaje je však možné použít za předpokladu, že oblast analyzovaného území je dostatečně velká.

Metoda up-scalingu je také hojně využívána v modelech, které analyzují širokou škálu jevů v krajině, včetně jejího využití a vývoje. Jako příklad lze uvést modely predikce stanovišť

pro medvěda hnědého (Scharf a Fernández, 2018), odhad výše zemědělské produkce (Alaya et al., 2019), hodnocení ekosystémových funkcí (Grosz et al., 2019) a tok CO₂ pomocí metody eddy covariance (Li et al., 2008).

Down-scaling a jeho využití

Přístup down-scalingu je v ekologii zastoupen v menší míře než up-scaling; jeho velkým přínosem je umožnění zisku informací v jemnějším rozlišení než je původní dataset (Sahour et al., 2020). Hlavní využití je především v globálních klimatických modelech, které mají nízké rozlišení dat. Metody down-scalingu lze rozdělit na dvě skupiny: dynamickou, při které se získávají data z vyšší úrovně pro modely regionální úrovně, které mají lepší rozlišení a statistickou, kde jsou vztahy odvozeny z proměných, získaných na úrovni velkého měřítka a informace jsou pak přeneseny na lokální úroveň (Atkinson, 2013). Down-scaling je významný i v aplikacích DPZ při hodnocení využití krajiny anebo krajinného pokryvu (LUCC), kdy se nejprve vytvoří data o základním LUCC, a teprve pak se zvyšuje prostorové rozlišení dat (Zhag et al., 2009).

Asner et al. (2012) vyvinuli přístup down-scalingu pro mapování uhlíku s následným up-scalingem do rozlehlé oblasti v kolumbijské Amazonii. Oba přístupy shrnuje také Viglizzo (2004), kde přírodní složky představují regulaci agroekosystému ve směru top-down a antropogenní složky regulaci ve směru bottom-up.

Složky scalingu - rozsah a zrno

Analýzy prováděné metodou scalingu vyžadují přesné definování měřítka (Towes et al., 2017), které je nejčastěji vyjádřeno pomocí jeho dvou složek: zrna (grain) a rozsahu (extent) (Gustafson, 1998). Zrno udává rozlišení dat (velikost pixelu, minimální mapovací jednotku a časový interval) na rozdíl od rozsahu, který určuje velikost hodnoceného území nebo časové období (O'neil et al., 1986; Wiens, 1989).

Zrno i rozsah je možné měnit podle účelu studie, ale je důležité, aby nedocházelo k jejich záměně (Hess et al., 2006). Záměna, ale i nevhodně zvolené měřítko, mnohdy vedou k rozdílným výsledkům (Mayer a Cameron, 2003; Hess et al., 2006; Toews et al., 2017), které mohou negativně ovlivnit celkové závěry a doporučení pro managementová opatření (Bohning-Gaese, 1997). Navíc ovlivňují i míru porovnatelnosti jednotlivých studií, i když Mayer a Cameron (2003) zjistili velkou variabilitu v zrnu i v rozsahu sledovaných prací, kterou vysvětlují tím, že pro výzkum byl použit faktor, který nebyl primárně zvažován,

anebo bylo měřítko vybráno spíše z pragmatických důvodů. Později i McGarigal et al. (2016) obdobně uvádějí, že ve většině ekologických studií není závislost na měřítku zohledněna, a to pravděpodobně kvůli omezeným zdrojům a nejistotě, v jaké míře může volba měřítka ovlivnit výsledky analýz.

3.6.3 Mapování využití krajiny a pokryvu krajiny v hrubším měřítku

Soubory globálních dat krajinného pokryvu jsou nezbytné pro různé studie globálních změn, včetně změn klimatu, ochrany biodiverzity, hodnocení ekosystémových služeb a environmentálního modelování. Přestože byl v poslední době zaznamenán velký pokrok ve vytváření datových produktů, ještě stále nejsou k dispozici konzistentní data vysoké kvality v operativním měřítku. Využití území se na globální úrovni hodnotí pomocí GLC-2000 (Global Land Cover 2000) nebo MODIS (MODerate resolution Imaging Spectrometer).

V posledních letech bylo pomocí dálkového průzkumu Země vytvořeno mnoho map využití území/krajinného pokryvu v globálním, kontinentálním a regionálním měřítku. Mezi nejčastěji používané kategorizace krajinného pokryvu a využití území patří: klasifikační systém krajinného pokryvu Organizace pro výživu a zemědělství Spojených národů (Food and Agricultural Organisation Land Cover Classification System; FAO-LCCS), Mezinárodní program geosféra-biosféra (International Geosphere-Biosphere Programme; IGBP), CORINE Land Cover (COoRdination of INformation on the Environment), mapa Společného výzkumného centra Evropské komise (Global Land Cover) pro rok 2000 GLC2000 (Bartholome and Belward, 2005), a MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) mapa globálního krajinného pokryvu (Friedl et al., 2002).

Nejčastěji využívaným podkladem pro sledování změn krajinného pokryvu v Evropě je CORINE Land Cover (CLC). Tento program byl zahájen Evropskou komisí v roce 1985 (Moldan, 2009). Jedná se o databázi informací o krajinném pokryvu pro celou Evropu, která existuje v časové řadě: 1990, 2000, 2006, 2012 a 2018. Měřítko je 1 : 100 000 s nejmenší mapovací jednotkou pro plošné jevy 25 ha a minimální šířkou 100 m pro liniové jevy (CENIA, 2017). CLC obsahuje celkem 44 tříd krajinného pokryvu, kdy na území ČR se vyskytuje 29 tříd (CENIA, 2017). U CLC rozlišujeme tři úrovně podrobnosti: úroveň 1 pro měřítko menší než 1 : 1 000 000 s 5 třídami, úroveň 2 v měřítku 1 : 500 000 až 1 : 1 000 000 s 15 třídami a úroveň 3 se základním měřítkem 1 : 100 000, obsahujícím 44 tříd (Kocyan, 2017). Metodika a výsledky CLC jsou široce používané a relevantní k využití pro politiku krajinného managementu, ochranu přírody, srovnání změn krajiny v čase, atd. (Feranec et

al., 2010; Cole et al., 2018). Jejich výhodou je především to, že jsou dostupné pro mnoho zemí Evropy (poslední roky pro 39 států), jsou vytvořeny podle stejné metodiky, pravidelně aktualizované a dostupné volně ke stažení (Büttner, 2014; Leinenkugel et al., 2019). Jejich přesnost neustále narůstá; CLC 1990 má geometrickou přesnost satelitních dat větší než 50 m, ale pro CLC 2000, 2006 a 2012 je geometrická přesnost větší než 25 m a pro CLC 2018 dokonce větší než 10 m (Copernicus, 2021).

3.6.4 Kategorie krajinného pokryvu podle hodnocení biotopů (podrobnější měřítko)

Environmentální a ekologické následky změn krajiny jsou ovšem lépe viditelné na přírodních ekosystémech, neboť je ohrožena jejich trvalá udržitelnost, multifunkčnost a hodnota (Narumalani et al., 2004; Schulz et al., 2010). Biotopy (habitaty) jsou v Evropě monitorovány díky Evropské směrnici o stanovištích 92/43/EEC, která definovala potřebu ochrany habitatů a druhů pomocí přijetí vhodných opatření. V rámci ekologické sítě ploch k ochraně Natura 2000 byly v ČR přírodní biotopy v období 2001-2004 vymapovány a od té doby se provádí zhruba po 10 letech revize jejich stavu.

Klasifikace podle biotopů poskytuje více informací pro monitoring ekosystémových služeb i biodiverzity. Proto se vyvinula řada metod, jak převést mapy krajinného pokryvu na mapy biotopů pomocí metod dálkového průzkumu (Adamo et al., 2013; Petrou et al., 2014; Bell et al., 2015).

Míra detailu na lokální úrovni je srovnatelná s mírou detailu, získanou pomocí vizuální interpretace leteckých snímků nebo terénního mapování a současně je zachována detailní informace, jako například rozšíření keřů, nebo ekotony v rámci habitatů. Ačkoliv se v poslední době objevuje mnoho metod, které se snaží integrovat metody dálkového průzkumu do mapování habitatů Natura 2000 (Borre et al., 2011; Mallinis et al., 2011; Feilhauer et al., 2014; Kopel et al., 2016), mapování v tomto měřítku by mělo být kombinované s cíleným, udržitelným terénním průzkumem, aby poskytlo všechny důležité informace pro rozhodovací proces (Bell et al., 2015).

V České republice byly podklady Natura 2000 použity pro Metodu hodnocení biotopů (BVM) bližší popsanou již v kapitole 3.4 (Sejác et al., 2003).

Typologické členění krajín České republiky uvádí Löw a Novák (2008), kde vyhodnotili řadu charakteristik krajinné struktury, na jejichž základě vytvořili mapy tří vúdčích

rámcových krajinných typologických řad: I. Rámcové typy sídelních krajin; II. Rámcové typy využití krajin; III. Rámcové typy reliéfu krajin.

V této práci bylo pracováno s rámcovými typy využití krajin (rámcové krajinné typy způsobů využití území), které člení krajinu ČR podle převažujícího způsobu jejího využití. Tato charakteristika také přeneseně vyjadřuje i intenzitu antropické přeměny přirozených stanovišť. V ČR lze vymezit šest rámcových typů využití území: Z. Zemědělské krajiny; M. Lesozemědělské krajiny; L. Lesní krajiny; R. Rybníční krajiny; H. Krajiny horských holí; U. Urbanizované krajiny.

Lesní krajiny jsou lidskými zásahy méně pozměněný typ krajin, naopak zemědělské krajiny představují lidskou kultivací silně pozměněný typ krajin a člověkem nejintenzivněji ovlivněný

typ krajin jsou urbanizované krajiny. Podrobněji je typologie české krajiny zpracována v práci Löw et al. (2005), nebo Romportl et al. (2013).

3.6.5 Kombinování mapových vrstev různých měřítek

Jelikož jsou mapy krajinného pokryvu a využití území lépe dostupné, než podrobné mapy biotopů, je častá snaha o převedení dat z jedné klasifikace na druhou, případně kombinování obou vrstev. Data všech tří klasifikačních systémů (CORINE, Food and Agricultural Organisation (FAO) Land Cover Classification System (FAO-LCCS) a IGBP) lze převést na kategorie biotopů s využitím minima environmentálních atributů, expertních znalostí, případně terénních dat. Pro tento účel lze využít horizontální strukturu porostu a fenologické fáze. Pro aktualizaci map biotopů sítě Natura 2000 lze využít také například ortofota o vysokém rozlišení (Tzirkalli et al., 2018).

Pechanec et al. (2012) využili pro hodnocení ekosystémových služeb v České republice tzv. Detailní kombinovanou vrstvu (DKV), což je vrstva pro podrobné mapování biotopů v měřítku 1 : 10 000, která byla vypracována na Ústavu výzkumu globální změny AV ČR. DKV je vytvořena z Konsolidované vrstvy ekosystémů (KVES) (Konsolidovaná vrstva ekosystémů, 2013) a Vrstvy mapování biotopů (AOPK ČR, 2014) a dalších datových zdrojů dostupných na úrovni území České republiky, jako ZABAGED (Základní báze geografických dat), DIBAVOD (Digitální báze vodohospodářských dat), UrbanAtlas (města od 100 tis. obyvatel), CORINE Land Cover, HEIS (Hydroekologický informační systém) a LPIS (Land Parcel Identification System – systém pro indentifikaci zemědělských pozemků). Vrstva byla využita například v článku Pechance et al. (2021a) jako jedna

z podkladových vrstev pro adaptovaný model GLOBIO v detailním měřítku 1 : 10 000 v České republice.

3.7 Změna klimatu

3.7.1 Vymezení, předpokládané příčiny a předpokládaný další vývoj

Změna klimatu je již řadu let v popředí společenského zájmu. Změnu klimatu lze dle rámcové úmluvy OSN definovat jako takovou změnu, která je vázána přímo nebo nepřímo na lidskou činnost měnící složení globální atmosféry a která je vedle přirozené variability klimatu pozorovatelná za srovnatelný časový úsek (UNFCCC, 1992). Odlišná je definice v pojetí IPCC (2007), kdy změna klimatu znamená jakoukoli změnu klimatu v průběhu času, zapříčiněnou přirozenou variabilitou či způsobenou činností člověka.

Ve 20. století díky rozvoji průmyslu a dopravy dochází ke zvětšování vlivů dříve jen místně významných, jako jsou účinky kyselé atmosférické depozice oproti zmenšení vlivu tradičního působení člověka na krajinu (Hofmeister et Hruška, 2005). Stěžejní význam na biodiverzitu terestrických ekosystémů v průběhu 21. století má v celosvětovém měřítku změna způsobů využívání krajiny, následovaná antropogenní depozicí dusíku a zvyšující se koncentrací CO₂ v ovzduší (Sala et al., 2000).

Šestá hodnotící zpráva IPCC (IPCC, 2022) uvádí nárůst globální průměrné teploty (nad povrchy země a oceánů) o 0,87 °C (rozsah od 0,75 °C do 0,99 °C) mezi lety 1880–2018. Dále mezi lety 1850–1900 ve srovnání s lety 2006–2015 se povrchová teplota vzduchu jen nad povrchem země zvýšila o 1,53 °C (rozmezí od 1,38 °C do 1,68 °C). Změny podmínek na Zemi mění pravděpodobnost, intenzitu a trvání mnoha extrémních událostí, včetně vln veder a intenzivních srážek. Četnost a intenzita sucha se v některých regionech (včetně Středomoří, západní Asie, mnoha částí Jižní Ameriky, velké části Afriky a severovýchodní Asie) zvýšila a došlo ke zvýšení intenzity extrémních srážkových událostí v globálním měřítku (IPCC, 2022).

Kjellström et al. (2018) zkoumající období, pro která se globální průměrná teplota nad povrchem zvýšila oproti hodnotě z předindustriálního období, zjistili, že regionální zvýšení teplot převyšuje globální průměr ve většině částí Evropy, přičemž je nejsilnější v nejsevernějších částech Evropy v zimě a v nejjižnějších částech Evropy spolu s částmi Skandinávie v létě. Změny srážek v analyzovaných simulacích ukazují tendence ke zvýšení

ročních průměrných srážek na severu a poklesu na jihu. Hranice mezi přibývajícimi a klesajícimi srážkami se posouvá z jihu v zimě na sever v létě.

Podle globálních klimatických modelů můžeme očekávat nárůst průměrné teploty vzduchu do konce století v rozmezí 1,4 až 5,8 °C. Dále bude růst i výpar a atmosférické srážky v globálním měřítku, kdy se jejich úhrn bude pravděpodobně zvyšovat ve vysokých zeměpisných šířkách, a to jak v létě, tak v zimě. V nízkých zeměpisných šířkách severní polokoule se zvýší množství srážek jen v zimě (Dubrovský et al., 2011).

Jako hlavní příčina globální změny klimatu je v současnosti vnímán skleníkový efekt (IPCC, 2022), kdy lidské aktivity, především spalování fosilních paliv a mýcení lesů, značně zesílily přirozený skleníkový efekt. Zvyšující koncentrace skleníkových plynů uvádí například práce Ritchie et Roser (2020), v případě CO₂ pak práce Quéré et al. (2018), která uvádí, že globální koncentrace CO₂ v atmosféře dosáhla v průměru za rok 2017 405,0±0,1 ppm (parts per million - částic na jeden milion). Podle IPCC (2022) je teplota vzduchu řízena skleníkovým efektem, tedy nikoliv typem krajinného pokryvu a jeho evapotranspirací. Naopak Huryna et Pokorný (2016) považují přímou roli vody a vegetace na redukcii teploty a celkově globální změnu klimatu za významnou. Také West et al. (2011) zmiňují evapotranspiraci jako jednu ze základních funkcí, která spolu s albedem přispívá k regulaci klimatu. Vytvořili model zemského povrchu, který pomáhá stanovit energii povrchu a rovnováhu vody a jejich ovlivnění, způsobené změnami krajinného pokryvu a projevující se změnami teploty a vlhkosti vzduchu. Makarieva a Gorshkov (2007) ve své teorii „biotické pumpy“ popisují lesy, jako aktivní atraktory pro vlhký vzduch z míst, kde je ho dostatek. Zásadní úloha vody, například na disipaci energie, je dále popsána v práci Ripla (2003) a podrobněji rozebrána spolu s evapotranspirací v kapitole 3.2.2.

V rámci střední Evropy Knist et al. (2020) analyzují předpokládané změny srážek v období 2038–2050 a 2088–2100 s ohledem na kontrolní období 1993–2005, odvozené z down-scalingu globálních klimatických modelů na základě scénáře RCP4.5. Obě down-scalingové simulace naznačují mírné poklesy průměrných letních srážek nad střední Evropou, zatímco intenzivní a extrémní hodinové srážky narůstají.

Na území České republiky byl též pozorován rostoucí trend teplot během období 1961–2019, a to sezónních i ročních denních průměrných teplot, maximálních i minimálních teplot, s výjimkami jen pro pár případů na podzim a v zimě (Zahradníček et al., 2021). Autoři také uvádějí, že ve srovnání tří dekád následujících po roce 1990 se starým klimatickým normálem 1961–1990 je každá dekáda obecně teplejší než předchozí, se zvlášť výrazným oteplováním v posledním období 2011–2019. Rulfová et al. (2016) zjistili, že průměrné

konvektivní a trvalé srážky (srážky stratiformní) mají tendenci narůstat ve všech ročních obdobích kromě léta, kdy trvalé srážky klesají. Předpokládá se, že extrémní srážky na konci 21. století porostou jak pro konvektivní, tak pro trvalé srážky. Změny srážkových charakteristik jsou výraznější v simulacích řízených scénářem RCP8.5 s větším nárůstem teploty a tyto změny jsou větší u srážek s vyšší intenzitou. Zvyšující se podíl konvektivních srážek v létě a obecně rostoucí intenzita srážek může mít významné důsledky, např. na erozi půdy, doplňování půdní vláhly a výskyt přívalových povodní a sucha. Řehoř et al. (2020) uvádějí, že frekvence půdního sucha v profilu 0–100 cm během období 1961–2017 významně narůstá v letní polovině roku (duben – září), zatímco v zimní polovině (říjen – březen) vykazuje jen nevýznamné trendy. Kravčík et al. (2007) považují růst extrémů počasí za nejničivější projev probíhajících klimatických změn, které ostře kontrastují s dlouhodobě vyrovnanými původními klimatickými podmínkami území.

3.7.2 Důsledky změny klimatu

Klimatická změna je jedním z výrazných příčin ztráty biodiverzity na globální i regionální úrovni (Sala et al., 2000). Zvyšující se průměrná teplota posunuje agro-klimatické zóny (Trnka et al., 2009) a významně tak ovlivňuje zemědělství a produkci potravin (Sala et al., 2010). Navíc stoupající vláhový deficit ohrozí přirozené zavlažování zemědělských ploch pomocí dešťových srážek ve střední Evropě (Trnka et al., 2010; Potopová et al., 2015). Pokud by došlo k realizaci scénáře, získaného na základě modelů ECHAM (Max Planck Institute for Meteorology Atmospheric General Circulation Model) nebo HadCM (Hadley Centre Coupled Model), byla by rozsáhlá oblast České republiky závislá na závlahách (to by mohlo být problematické vzhledem k omezenému přístupu ke zdrojům vody), nebo by bylo nutné zavádět opatření ke zvýšení účinnosti využívání vody v zemědělství (Trnka et al., 2010). Změny ve využívání půdy v kombinaci se změnou klimatu a suchem mohou ovlivnit dostupnost vodních zdrojů a vést k poklesu regenerační schopnosti vegetace, šíření škůdců v zemědělství (Williams a Liebhold, 1995), snížení průtokového režimu (Lespinas et al., 2010) a rozšíření lesních chorob (Doblas – Miranda, 2017). Výjimečné jarní a mimovegetační teploty spolu s nedostatečným množstvím srážek, vysokou depozicí dusíku a slunečního záření jsou hlavní příčiny zhoršení podmínek pro růst lesů (Samec et al., 2017). Lesní porosty s limitující dostupností vody, se nemusí s těmito podmínkami vyrovnat a může tak docházet k jejich odumírání (Skalák et al., 2018). Degradace půdy je úzce spojena se zvýšeným rizikem sucha. Degradované půdy mají sníženou míru vsakování vody a mnohem nižší retenční kapacitu.

Neudržitelné zemědělské postupy a měnící se klima by mohly vést k nevratnému poklesu produktivity s ničivými dopady na ekosystémové služby v rozsáhlých oblastech (Trnka et al. 2016). Roli důsledků změny klimatu v procesu probíhající degradace půdy na území ČR zhodnotili v poslední době Pechanec et al. (2021b) v rámci stanovení indexu ESAI (Environmental Sensitivity Area Index).

Nátr (2011) zmiňuje, že po změnách klimatu následně přicházejí změny v druhovém složení ekosystémů, které vedou ke změnám jejich fungování i poskytování ekosystémových služeb.

3.7.3 Mitigační opatření na změnu klimatu

Mitigaci lze obecně chápat jako předcházení dopadům zmírněním daného jevu (Klimatická změna ČR, 2016). Konkrétně je mitigace antropogenní zásah ke snížení zdrojů znečištění (úspora energie, výroba zelené energie) nebo posílení propadů skleníkových plynů (IPCC, 2001). Mezi zásadní skleníkové plyny se značným nárůstem a podílem na globálním oteplování patří především oxid uhličitý CO₂, metan CH₄ a oxid dusný N₂O (Moldan, 2009; Brázdil et al., 2015). Nátr (2011) upozorňuje, že je třeba nejprve antropogenní emise CO₂ udržet na konstantní úrovni, a pak se snažit o dosažení jejich poklesu.

Na uvolňování a poutání CO₂ se podílejí ekosystémové procesy a působí tak jako regulátory klimatu. V rámci procesu ukládání uhlíku dochází v mnoha ekosystémech k akumulaci uhlíku v biomase a půdě. Suchozemské ekosystémy, zejména lesy (Fahey et al., 2010) dohromady ukládají mnohem více uhlíku než atmosféra (Lal, 2002) a fungují tedy jako zásobník (sink) uhlíku. To znamená, že fixují více CO₂, než uvolňují dýcháním (Schimel, 1995). A právě vhodný management uhlíkových zásobníků (zamezení ztrát navázaného uhlíku, zvyšování jejich počtu) a uhlíkových zdrojů (snížování emisí skleníkových plynů) patří mezi dostupné mitigační aktivity. Snížení emisí způsobených odlesňováním a degradací půdy by mohlo okamžitě kompenzovat přibližně 10% současných emisí fosilních paliv (Jackson a Baker, 2010).

Vhodným managementem, který zachovává a zvyšuje produkci biomasy je např. zalesňování zemědělské půdy (van Minnen, 2008) a znovu zalesňování lesní půdy (Jackson et al., 2008), minimalizace rozlohy odlesněných ploch (Kindermann et al., 2008, Galik et al., 2009), redukce získávání zemědělské půdy pomocí žďáření (Aragao et al., 2010), zlepšení hospodaření v lesích (Galik et al., 2009), vynětí půdy z produkce, nejlépe v pětiletém nerotačním cyklu (Smith et al. 2012), nebo vyšší využívání dřevařských výrobků (Smith et al., 2014).

Zalesňování by mohlo v tomto století snížit koncentrace CO₂ v atmosféře až o 30 ppm (Jackson et Baker, 2010). Velkou roli v ukládání uhlíku má i zemědělská půda (Bruce et al., 1999; Lal et al., 1999), s technickým potenciálem významným pro vázání uhlíku v agroekosystémech a s odhadem přibližně 0,6 Gt ekvivalentu CO₂ navázaného ročně do roku 2030 (Smith et al., 2008). Odhad sekvestrace uhlíku související s využíváním půdy je zvláště důležitý na regionální úrovni, kde dochází k zásadním rozhodnutím, jak lépe vyhodnotit dopady změn ve využívání půdy (Feng, 2005; Yin et al., 2007). Vhodným managementem pro zachování a zvýšení půdního uhlíku je omezení zpracování půdy a používání zemědělských technik podporující jeho ukládání (Janssens et al., 2003), jako jsou aplikace různých forem dřevěného uhlí do půdy, zlepšení hospodaření s vodou, obnova rašelinišť a degradované půdy (Smith et al., 2014).

Zásadní úlohu v mitigačních opatřeních má také evapotranspirace, kdy vyšší evapotranspirace vede k tlumení teplotních výkyvů (Huryňa et Pokorný, 2016); mitigace teplot (i extrémních) je především významná v případě lesů a mokřadů (Gohr et al., 2021). Cílem vědců a dalších zájmových skupin je přehodnotit stávající zemědělský systém tak, aby byl více přizpůsoben současné variabilitě environmentálních podmínek (Tendall et al., 2015). Dochází také k posunu paradigmatu od maximalizace průměrné produkce ve stabilním prostředí směrem k redukci působení rychlých změn v prostředí na agroekosystémy za pomoci větší genetické variability při rychlejších změnách (Milestad et al. 2012).

Koncepce a alokace využití území

Hlavním cílem udržitelného plánování krajiny je racionální alokace využívání půdy při zachování a ochraně ekosystémových služeb, aniž by byla překročena únosnost podpůrného ekosystému (Wu, 2013). Vždy je zapotřebí provést monitoring stavu krajiny na regionální úrovni s vazbami na jemnější i hrubší měřítko (Kates et al., 2001). Například Bitterman a Bennett (2016) vyvinuli vícefaktorový model využívání zemědělské půdy v malém povodí, který spojuje využívání půdy, biofyzikální modely a ekonomické drivery, aby zjistili účinky perturbancí a polických opatření na systémové výstupy.

Hierarchické uspořádání krajiny

Udržitelné plánování krajiny by mělo zahrnovat organizaci činností spojených s využíváním půdy pro směřování energie z venkovských oblastí do městského centra. Huang et al. (2001) vypočítali prostorovou distribuci toků energie v Tchajpeji a ukázali, že transformace a

množství energie, které bylo spotřebováno při přímých a nepřímých transformacích k výrobě produktů nebo služby, vztažené k jednotce času a rozlohy, se zvyšuje směrem z venkova do městského centra. Krajina by proto měla být uspořádána prostorově podle své energetické hierarchie. Hodnocení normalizovaných energetických toků (emergy) může pomoci identifikovat zóny různých prostorových hierarchií, což může pomoci při stanovení strategií potřebných pro udržitelnost sídelní krajiny.

Multifunkčnost a struktura krajiny

Veškeré aspekty udržitelnosti krajiny jsou ovlivněny její strukturou. Je třeba klást důraz na prostorovou heterogenitu, kontextové pojetí vztahů, prostorových kompromisů (trade-offs) a synergii mezi ekosystémovými službami a kvalitou lidského života (Wu et Wu, 2013). Struktura krajiny také ovlivňuje rozmanitost produkce a tím i adaptabilitu. Heterogenní krajina zaručuje rozmanitější produkci (Wästfelt et Arnberg, 2013). V současné evropské krajině převládá její zemědělské využití, což ale není vhodné pro dlouhodobou udržitelnost a adaptabilitu. Proto je žádoucí znovu zavést multifunkční charakter krajiny, zvýšit její rozmanitost, rozšířit neobdělávané oblasti (např. živé ploty a okraje polí), a tím zajistit zachování biologické rozmanitosti, kontrolu eroze a udržení estetické a rekreační funkce kulturní krajiny (Ruiz et Domon, 2009).

Význam nelesní dřevinné vegetace

Studie prokázaly význam stromů rostoucích mimo les pro řadu skupin živočichů a rostlin, zejména propojením jinak izolovaných stanovišť. Například Plieninger (2012) zjistil, že rozptýlené stromy a sady se staly cennými zdroji biologické rozmanitosti a ekosystémových služeb, a to jak v zemědělství (Manning et al., 2006), tak i v městské krajině (Roy et al., 2011). Reprezentují plochy původních nebo polopřirozených stanovišť v matici zemědělské krajiny, poskytují zdroje potravy, hnízdiště a fyzickou ochranu mnoha živočišným druhům a zajišťují propojení lesů a jiných polopřirozených stanovišť, které jsou velmi důležité pro udržení meta-populací divoké zvěře (Grashof-Bokdam et al., 2009). Pomáhají regulovat klima (např. sekvestrací uhlíku), regulují záplavy a erozi půdy a zajišťují čištění vody filtrací biocidů, hnojiv a sedimentů z odtoků ze zemědělské půdy (Plieninger, 2011) a také zlepšují kulturní služby krajiny z hlediska inspirace, estetiky, rekreace a turistiky (Roy et al., 2011).

Kombinování zemědělských plodin snižuje degradaci půdy

Téměř veškeré využívání půdy se vztahuje k zemědělství, a proto je kvalita půdy klíčovým faktorem její trvalé udržitelnosti. Špatné hospodaření na orné půdě a pastvinách je považováno za jednu z hlavních příčin degradace půdy, projevující se snížením úrodnosti, změnou v provzdušnění a obsahu vody v půdě, salinizací nebo změnou půdní flóry a fauny (Zuazo et al., 2011).

V horských oblastech se v boji proti erozi půdy osvědčila kombinace vytrvalých druhů trav a vhodná rotace plodin. Vícedruhové agroekosystémy (střídání orné půdy s travními porosty) jsou součástí strategie ochrany půdy i biologické rozmanitosti; současně přispívají ke zvyšování množství ve vodě stabilních půdních agregátů (ovlivňují dobrou strukturu půdy a pórovitost) a ekologické stabilitě (Jankauskas et Jankauskiene, 2003).

3.7.4 Adaptační opatření na změnu klimatu

V zjednodušeném pojetí jsou adaptace na změnu klimatu opatřeními, která směřují k řešení dopadů změny klimatu (Klimatická změna v ČR, 2016) a přizpůsobení se novým podmínkám vzhledem ke změně klimatu (Moldan, 2009). Podrobněji lze říci, že adaptace na změnu klimatu je přizpůsobení přírodních nebo lidských systémů v reakci na skutečné nebo očekávané klimatické změny nebo jejich účinky, které zmírní škody nebo umožní využití prospěšných příležitostí (IPCC, 2001). I v rámci České republiky bude adaptace na klimatickou změnu rozdílná v různých regionech a bude třeba volit odpovídající strategii vzhledem k proměnlivé české krajině (Fanta, 2017). Konkrétní adaptační opatření, která uvádí Mezivládní panel pro změny klimatu (IPCC, 2007), jsou například: přizpůsobení doby sadby a variability plodin, zlepšení hospodaření s půdou (protierozní ochrana), rozšířené využívání dešťové vody, opětovné používání vody, rozmanitost turistických atrakcí, přesouvání lyžařských sjezdovek do vyšších nadmořských výšek a další.

Lesy, travní porosty, slatiny, rašeliniště a další suchozemské ekosystémy dohromady ukládají téměř třikrát více uhlíku než je v atmosféře (Lal, 2002). Zachování těchto uhlíkových zásobníků je jednou z nejvyšších priorit (Trumper et al., 2008), protože z hlediska mitigačních aktivit je snížení míry odlesňování a znehodnocování daleko významnější než opětovné zalesňování (Myers, 2007). Nelesní ekosystémy také ukládají značné množství uhlíku, zejména v půdách; aby se zabránilo nadměrnému uvolňování uhlíku, je nutné se vyhnout nevhodnému hospodaření, jako je intenzifikace zemědělské krajiny (Uchida a Ushimaru, 2014; Ward et al., 2016) nebo přeměna pastvin na ornou půdu (Lugato et al., 2014).

Adaptační kapacita v sociálním kontextu je definována jako: „Proces přizpůsobení se aktuálním nebo očekávaným změnám klimatu a jeho účinkům. V antropogenních systémech se adaptace snaží zmírnit škodu nebo se jí vyhnout nebo využít příležitosti. V některých přírodních systémech může lidský zásah usnadnit přizpůsobení se očekávanému klimatu a jeho dopadům“ (IPCC, 2014). Mezi faktory, které určují adaptační schopnost země nebo komunity na změnu klimatu, patří její ekonomické bohatství, technologie a infrastruktura, informace, vlastněné znalosti a dovednosti, charakter institucí, systém daní a sociálních výdajů (Smit et al., 2001). Z toho je patrné, že většina průmyslových zemí má vyšší adaptační schopnosti než rozvojové země (Klein et al., 2001).

Se zaměřením na změnu klimatu bylo identifikováno několik obecných přístupů k adaptaci:

Pomoc systémům odolávat klimatické změně

Zvýšení schopnosti systému odolávat dopadům klimatické změny (změny v rozsahu teplot a úhrnu srážek) je možné zachováním celého spektra klimatické diverzity v daném regionu anebo modifikací systémové tolerance vůči ztrátám nebo celkovému selhání (Klein et Tol, 1997; Huq et Klein, 2003). Heller et al. (2015) vytvořili pomocí modelu Marxan systém konzervačních sítí (conservation networks), který je schopen zachytit klimatickou diverzitu na regionální a subregionální úrovni.

Podpora flexibilních zemědělských systémů

Zvýšení flexibility potenciálně ohrožených systémů je zvláště významné u systémů, které jsou řízené člověkem a umožňují tedy střednědobé úpravy managementu. Úpravy managementu zahrnují změny ve využívání nebo lokalizaci (Klein et Tol, 1997; Huq et Klein, 2003), zvýšení schopnosti transformace ohrožených systémů v jejich přirozenosti nebo strukturách (Milestad et al., 2012) a zajištění dostatečného prostoru pro postupnou přeměnu zemědělských systémů směrem k dosažení vyšší míry odolnosti (Wu et Wu, 2013).

Odstranění tlaku na ekosystémy

Zranitelné ekosystémy je potřeba posilovat v jejich schopnosti adaptability a zároveň je chránit před nepříznivými vlivy, které zranitelnost zvyšují. Z tohoto pohledu je možné použít opatření snižující působení jiných než klimatických stresových faktorů, odstranění bariér bránících migraci rostlin a živočichů, redukci lidské činnosti ve zranitelných oblastech a

snažit se o zachování ekosystémů, které brání před poškozením jiné ekosystémy (Huq et Klein, 2003).

Respektování přirozené variability

Snaha o porozumění a respektování hranice inherentní variability ekologických a socio-ekologických systémů by měla být primárním přístupem ve všech adaptačních opatření na klimatickou změnu. Snaha ovlivnit tuto přirozenou variabilitu velmi často vede k nenávratnému a trvalému poškození celého systému (Walker a Salt, 2006).

Pochopení změn systému

Pro navržení účelných adaptačních opatření je nezbytné pochopit způsoby, kterými složité sociálně-ekonomické systémy přecházejí z jednoho stavu do druhého. Trvale udržitelného stavu lze totiž dosáhnout různými způsoby a pro každý přechod by měl být zvažován soubor cest, které lze k dosažení cíle použít (Bitterman et Bennett, 2016).

Informovanost veřejnosti o možných rizicích

Nedílnou součástí všech opatření by měla být vysoká informovanost veřejnosti a v souvislosti s ní i lepší připravenost na změny. Veřejnost by měla být pravidelně informována o rizicích a možných důsledcích změny klimatu, stejně jako o nastavení systémů včasného varování před extrémními povětrnostními událostmi (Klein et Tol, 1997; Huq et Klein, 2003).

3.8 Modely a modelování

3.8.1 Klimatické modely

Klima je jedním z nejsložitějších geofyzikálních systémů pro simulaci. Jeho komponenty lze rozčlenit na atmosféru (vzduch včetně skleníkových plynů, aerosolů a mraků), hydrosféru (oceány, jezera a řeky), kryosféru (mořský led, pevninské ledovce a sníh), litosféru (procesy na povrchu země) a biosféru (efekt vegetace na albedo, drsnost a uhlíkový cyklus) (Laprise, 2008).

K predikcím změn klimatu se nejčastěji používají globální klimatické modely, tzv. GCM (Global Circulation Models nebo Global Climatic Models) (Dubrovský et al., 2011). Vzhledem k tomu že GCM pracují s příliš hrubým měřítkem (typické horizontální měřítko

je cca 100-300 km) a práce s těmito modely v podrobnějším měřítku je příliš výpočetně náročná a tudíž i drahá, je snaha pro regionální studie změn klimatu v současnosti používat především regionální klimatické modely (RCM) (Skalák et Štěpánek, 2008).

Globální klimatické modely

Globální klimatické modely (GCM) jsou modely všeobecné cirkulace atmosféry spojené s modelem oceánu, obsahující i model kryosféry (Dubrovský et al., 2011). GCM fungují na principu řešení pohybových a termodynamických rovnic popisujících procesy v klimatickém systému (Klimatická změna v ČR, 2016).

Při aplikaci GCM na podmínky České republiky se využilo databáze denních časových řad vybraných klimatických prvků ČHMÚ z let 1961–1990 a 1991–2010; jako nejúspěšnější modely byly vyhodnoceny CSIRO, HadCM, ECHAM a NCAR-DOE (Dubrovský et al., 2011). Jiné GCM byly využity v rámci projektu CzechAdapt, a to konkrétně modely IPSL, HadGEM, CNRM, BNU a MRI. Jejich celorepublikové výstupy jsou v interaktivní podobě k dispozici pro roky 2030, 2050 a 2090 a tři emisní scénáře (RCP 2,6 RCP 4,5 a RCP 8,5) na adrese [www/klimatickazmena.cz](http://www.klimatickazmena.cz) (Klimatická změna v ČR, 2016).

Regionální klimatické modely

Regionální klimatické modely (RCM) jsou modely atmosféry, kde výpočet probíhá pouze pro omezenou oblast (např. střední Evropu) na rozdíl od atmosférických modelů v rámci GCM, kde probíhá výpočet na celou Zemi (Klimatická změna v ČR, 2016). Proto jsou regionální klimatické modely schopné poskytovat podrobnější informace o místních klimatických podmínkách a důležitých jevech, např. lepší predikci extrémních událostí (Kotlarski et al., 2014).

Pro Českou republiku byly až do ukončení nových modelů CORDEX v roce 2013 používány dva modely; model ALADIN-Climate/CZ ve dvou rozlišeních 10 km a 25 km a model RegCM v 10 km rozlišení (Brázdil et al., 2015). Modely ALADIN-Climate/CZ a RegCM v rozlišení 10 km predikují budoucí klima pro období 2021–2050 a 2071–2100, zatímco ALADIN-Climate/CZ v rozlišení 25 km pro celé období 2021–2100 bez přerušení (Brázdil et al., 2015).

Modely pracují také s jistou nejistotou, tedy předvídají další vývoj (tj. průběhu teploty, srážek a jejich distribuce) s určitou pravděpodobností. Nejistotami simulací RCM s uvedením některých metod odhadu nejistot se například zabývá práce Holtanové et

Kalvové (2015); autorky uvádějí, že je velmi obtížné vybrat jeden model a doporučují pro odhad změn klimatu v budoucnosti použití multimodelových souborů. Podrobněji se nejistotám RCM v případě predikce teploty a srážek v rámci České republiky zabývá například práce Holtanová et al. (2014).

3.8.2 Emisní scénáře

Emisní scénáře jsou odhady budoucího vývoje vypouštění skleníkových a dalších plynů do ovzduší. Těchto scénářů existuje více a jsou založeny na různé míře ekonomického vývoje, zvyšování populace, nebo preference chování lidstva, atd. (KLIMAWEB, 2022).

Pro posouzení, jaké změny klimatu v budoucnu můžeme očekávat, je třeba využívat široké spektrum emisních scénářů, které slouží jako vstupní parametry klimatických modelů (Dubrovský et al., 2011; Brázdil et al., 2015). Třetí a čtvrtá hodnotící zpráva IPCC představila soubor scénářů podle Special Report on Emission Scenarios (SRES). Základní myšlenkou scénářů byla dělení budoucího vývoje na směřování k vyšší globalizaci nebo regionalizaci, a dále ke změně nebo udržení současného paradigmatu ekonomického růstu (Brázdil et al., 2015). Množství scénářů bylo shrnuto do čtyř základních skupin (Brázdil et al., 2015). Pátá hodnotící zpráva IPCC definuje čtyři nové scénáře vývoje koncentrace skleníkových plynů, které se nazývají „Reprezentativní směry vývoje koncentrací“ RCPs (Representative Concentration Pathways), (Moss et al., 2008). Tyto scénáře jsou označeny podle přibližného celkového radiačního působení v roce 2100 v porovnání s rokem 1750: 2,6 W.m⁻² u scénáře RCP2.6, 4,5 W.m⁻² u scénáře RCP4.5, 6,0 W.m⁻² u scénáře RCP6.0 a 8,5 W.m⁻² u scénáře RCP8.5 (Moss et al., 2008).

3.8.3 Modely predikce využití území a ekosystémových funkcí a služeb

Modelování budoucího využití území není jednoduchá záležitost a vyžaduje komplexní interakci mezi lidskými a environmentálními řídicími faktory (Schaldach et Priess, 2008). Změny využití území mohou ovlivňovat klima, a naopak klimatické změny mohou ovlivnit či podnítit změny využití území (Dale, 1997). Modely budoucího využití území můžeme dělit například na statické modely (LUT – modely), nebo dynamické modely (např. Cellular automata), anebo modely s prostorovou distribucí a bez prostorové distribuce (Cudlín et al.,

2017). Srovnání různých modelů využití území uvádí například Verburg et al. (2004), nebo nověji van Soesbergen (2015).

Na území České republiky byla pro predikci využití území použita již řada modelů, například v rámci projektu CzechAdapt, kdy vznikla i interaktivní mapa ČR s predikcí využití území pro roky 2030, 2050 a 2090 pro jednotlivé emisní scénáře (RCP 2.6, RCP 4.5 a RCP 8.5), (Klimatická změna v ČR, 2016). Dále jsou zmíněny modely využívané v této práci.

Model InVEST

InVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs) je skupina hodnotících nástrojů ekosystémových služeb. Je volně dostupný jako open-source. Byl vyvinut v rámci „Natural Capital Project“ pro zlepšení řízení přírodních zdrojů a investičních rozhodnutí. Umí kvantifikovat mapy, hodnoty zboží a ekosystémových služeb (biofyzikální hodnocení ekosystémových služeb), které přispívají k udržení a zlepšení kvality života (Natural Capital Project, 2021a).

InVEST využívá řadu tematických modulů. Tyto modely jsou podrobně popsány v uživatelské příručce dostupné on-line (Natural Capital Project, 2021b). V této práci pracuji s modulem Ukládání uhlíku a sekvestrace (Carbon Storage and Sequestration). Tento model pracuje s mapami využití území (land use) a se zásobami uhlíku ve čtyřech uhlíkových zásobnících: nadzemní biomasa, podzemní biomasa, celková nekromasa a obsah půdního uhlíku. Odumřelá organická hmota zahrnuje opad, stejně jako ležící a stojící mrtvé dřevo (Kareiva et al., 2011; Natural Capital Project, 2021c).

Pechanec et al. (2018) využívají model InVEST pro odhad/predikci ukládání uhlíku pro čtyři zmíněné zásobníky uhlíku pro celou Českou republiku, Harmáčková et Vačkář (2018) jej používají pro posouzení regulačních služeb (kvalita vody a regulace klimatu) na Třeboňsku. Část modelu InVEST, ukládání a sekvestrace uhlíku, využívají například Zhao et al. (2019) k posouzení změn v ukládání uhlíku v Číně, nebo Vergílio et al. (2016) k hodnocení ukládání uhlíku podle typu využití půdy, biodiversity a kvality biotopů na ostrově Pico (Azorské ostrovy).

Land Change Modeller

Land Change Modeller (LCM) je model pro simulaci využití území. LCM byl vyvinut společností Clark Labs. LCM funguje v IDRISI jako jeden z mnoha modelů pro

environmentální modelování. Model pracuje jako extenze také v softwaru ArcGIS od společnosti ESRI (Clark Labs, 2021).

Model obsahuje sadu nástrojů umožňujících analýzu změn krajinného pokryvu, monitorování a identifikaci trendů změn krajinného pokryvu a nakonec jeho mapování. Dále je možné vytvářet scénáře budoucí krajiny na základě speciálních faktorů a omezení, popřípadě dalších map, které ovlivňují změnu krajinného pokryvu. S tímto modelem lze při modelování potenciálu každého pixelu k dané změně pracovat s několika přístupy. Lze použít logistickou regresi, nebo neuronovou síť (MLP – multi-layer perceptron). Dále model používá pro standardizaci faktorů fuzzy logiku a pro predikci budoucího vývoje pracuje s Markovovými řetězci. Hlavním vstupem do modelu jsou dvě mapy krajinného pokryvu ze dvou časových horizontů. V případě klimatických dat model využívá změny teplot a srážek (Indrová et Kupková, 2015; Clark Labs, 2021).

Model LCM byl využit na území celé České republiky pro modelování krajinného pokryvu/způsobu využití území z dat Corine Land Cover v pracích Cudlín et al. (2017) a Pechanec et al. (2018). LCM je také využíván v řadě dalších prací po celém světě, například pro mapování změn krajinného pokryvu v případě růstu měst – k nim patří např. srovnávací analýza v Sierra Leone (Tarawally et al., 2019), mapování změn využití krajiny v povodí řeky Shazand v Íránu (Rad et al., 2015), nebo analýza změn tropických mokřadních ekosystémů na Srí Lance (Nagabhatla et al., 2012).

Model MARXAN

Model Marxan se používá k řešení problémů při stanovení priorit plánování ochrany přírody a krajiny (Ball et al., 2009). Je široce používaným nástrojem pro podporu rozhodování o ochraně přírody a krajiny celosvětově, např. v Austrálii (Carwardine et al., 2008), USA Apalačském pohoří (Reining et al., 2006), na Papui Nové Guinei (Green et al., 2009), nebo v Číně (Wan et al., 2016).

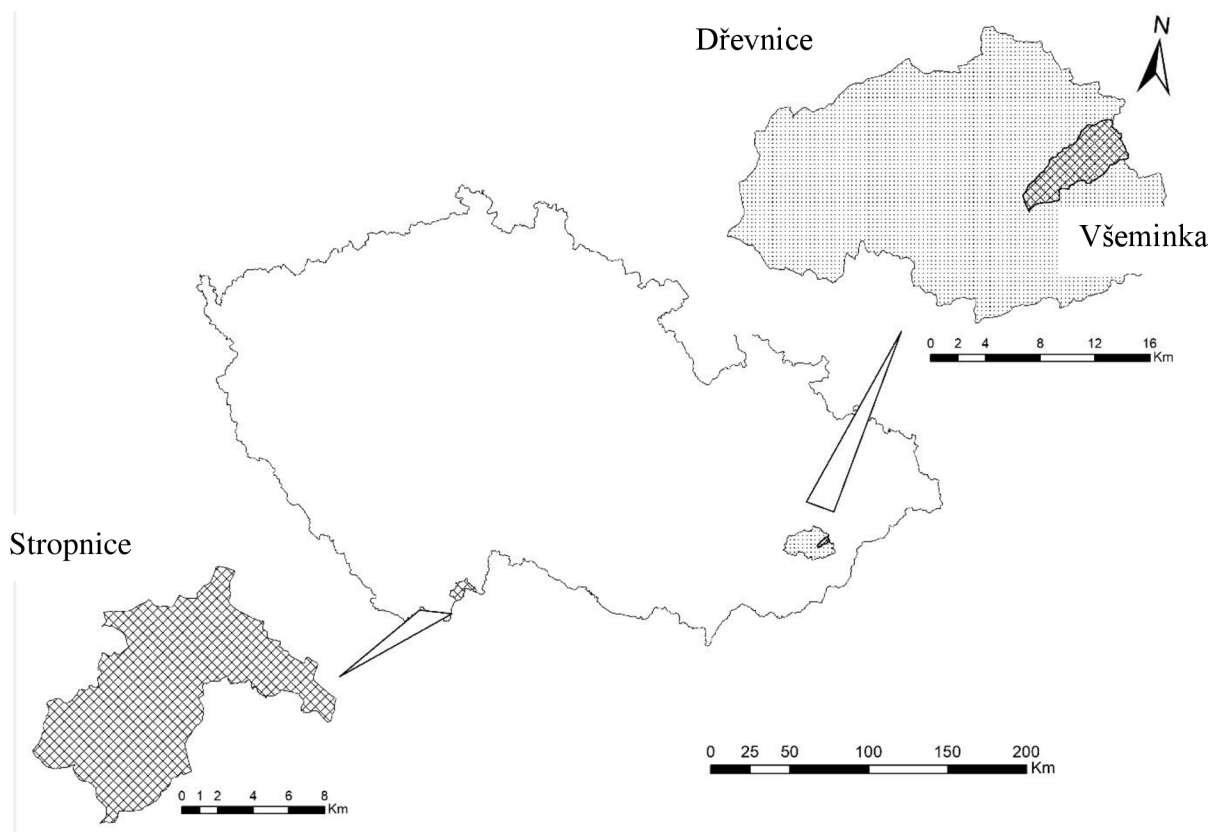
Model funguje tak, že rozděluje řešené území do plánovacích jednotek v podobě čtvercových nebo šestihranných buněk (Game et Grantham, 2008). Plánovací jednotky se dělí na jednotky nacházející se v již dostatečně chráněných územích; jednotky, které lze vybrat k ochraně, pokud obsahují cenné chráněné prvky a jednotky vyloučené z výběru, např. v zastavěné oblasti, anebo na orné půdě. Za dostatečně chráněná území se považují přísně chráněné části velkoplošných chráněných území a maloplošná chráněná území s přísnou ochranou stanovišť, nacházejících se ve větších chráněných oblastech s přítomností ochranné zóny (Cudlín et al., 2020).

Model Marxan je užitečný nástroj pro pomoc při plánování využití krajiny, pro rozhodování v ochraně krajiny, biologické rozmanitosti nebo přírodních zdrojů a jako jeden z nástrojů usnadňující dosažení win-win strategie (Vihervaara et al., 2017). Výstupy z modelu Marxan identifikují dosud nechráněné, nebo nedostatečně chráněné plochy přírodních a přírodě blízkých biotopů. Tyto biotopy představují refugia pro zachování a šíření rostlin a živočichů do okolní krajiny, obzvláště v souvislosti se změnou klimatu. Marxan je také možné využívat i pro velká území (celá republika) s relativně detailní plánovací jednotkou (Cudlín et al., 2020).

4. Materiál a metody

4.1 Zájmová území

Zájmová území povodí Všeminky, povodí Dřevnice a horní části povodí Stropnice jsou v rámci České republiky zobrazeny na obrázku 1.



Obr. 1 Zájmová území povodí Všeminky, povodí Dřevnice a horní části povodí Stropnice.

4.1.1 Charakteristiky povodí Dřevnice

Základní charakteristiky

Území regionální studie je vymezeno povodím řeky Dřevnice, které má rozlohu přes 435 km² (Cudlín et al., 2016). Celé povodí se nachází na území České republiky, a to ve Zlínském okrese.

Geomorfologie a geologie

Z geomorfologického hlediska náleží zájmové území do Alpsko-himalájského systému, provincie Západní Karpaty. Na úrovni subprovincií spadá do Vnějších Západních Karpat (oblast Slovensko-moravské Karpaty). Povodí patří do tří geomorfologických celků. Těmi jsou Hornomoravský úval, Vizovická vrchovina a Hostýnsko-vsetínská vrchovina (CENIA, 2014). Pro území je typický vlnitý reliéf tvořený pahorkatinami, kopci a v nejvyšších částech také hornatým reliéfem. Nejnižší místo povodí leží v nadmořské výšce 200 m n. m., naopak nejvyšší místo v 725 m n. m., medián je 336 m n. m.

Geologické podloží území je tvořeno převážně flyšovými vrstvami s glaukonitickými pískovci a vápnitými jílovci. Na severu se vyskytují nejen mezozoické horniny (pískovce, jílovce), ale také terciální horniny (písky, jíly), kvartery (písky, štěrky) a slepence. V západní části probíhá v jihovýchodním směru Holešovský zlom (CENIA, 2013).

Pedologická charakteristika

Většinu vymezeného území tvoří hnědozemní přírodní a zemědělsky zkulturněné nížiny a pahorkatiny. Nacházejí se zde také podzoly a pseudoglejové luvizemě (Cudlín et al., 2016). Na území regionální studie se vyskytují těžké jílovité půdy, nevápnitý flyš s pískovcovým hřbetem, v říčních nivách také nivní hydromorfnní půdy, část Frýštácké brázdy tvoří asociace illimerizovaných půd podzolových přírodních i zemědělsky zkulturněných. Z půdních druhů převažují půdy hlinité, jílovitohlinité, hlinitopísčité a písčitohlinité (Culek, 2016).

Klimatická charakteristika

Z hlediska klimatické klasifikace náleží celé území regionální studie do podtypu podnebí listnatých lesů mírného pásma. Dle klasifikace Quitta (1975), téměř celé sledované území patří do mírně teplé oblasti, u soutoku s Moravou přechází až do teplé oblasti.

Průměrná teplota vzduchu se na území regionální studie pohybovala v období od 1991 do 2020 okolo 8,5 °C a průměrné roční srážky jsou 776 mm (Pechanec et al., 2021c). Quitt (1975) ale uvádí průměrnou teplotu vzduchu okolo 7,3 °C a průměrný roční srážky 812 mm. V současnosti je tedy průměrná teplota o více než stupeň vyšší, zatímco srážky jsou nižší.

Vodstvo

Řeka Dřevnice je levostranným přítokem Moravy, do které se vlévá v Otrokovicích a náleží k úmoří Černého moře. Celková délka toku je 42,5 km. Dřevnice pramení nedaleko lokality na Lučkách v nadmořské výšce 510 m. Dalšími významnějšími toky na území regionální studie jsou např. Trnávka, Všeminka, Bratřejovka, Lutoninka, Obůrek, Ostratky,

Hvozdenský potok, Fryštácký potok a Racková. Na Dřevnici ve Slušovicích a na Fryštáckém potoce ve Fryštáku byly kvůli nedostatku zásob pitné vody zbudovány přehradní nádrže (Pechanec et al., 2021c).

Vegetační charakteristika

V případě potenciální přirozené vegetace dle Neuhäuslové et al. (1997) u nižších poloh převládají dubohabřiny a lipové doubravy (*Carpinion*) a karpatská ostřicová dubohabřina (*Caricipilosae-Carpinetum*). Ve vyšších polohách území pak květnaté bučiny (*Eufagenion*) s ostřicovou bučinou (*Carici pilosae-Fagetum*), v centrální části Hostýnských vrchů karpatské bučiny s kyčelnicí devítolistou (*Dentarioenneaphylli-Fagetum*) (Cudlín et al., 2016). V nivách řek se dle geobotanické mapy (Mikyška et al., 1968) vyskytují lužní lesy a olšiny. Reliktně se na jedné lokalitě objevují původní jedlobučiny. Na celém povodí Dřevnice je lesnatost kolem 40 %, u horního toku přes 80 %. Celkově se na území nachází 18 629 ha lesních a polopřírodních půd (Pechanec et al., 2021c).

Chráněná území

Část území, kterým protéká řeka Dřevnice, náleží do přírodního parku Hostýnské vrchy. V povodí Dřevnice se vyskytují přírodní památky: PP Holíkova rezervace, PP Skály, PP Solisko, PP Bezedník, PP Králky, PP Ondřejovsko, PP Vela, dále PP Bzová, PP Jalovcová louka v Trnavě, PP Lutonina u Vizovic, PP Na Chmelově, PP Průkopa, PP Na Želechovských pasekách, PP Pod Drdolem, PP Na letišti.

4.1.2 Charakteristiky povodí Všeminky

Základní charakteristiky

Povodí je o rozloze zhruba 21,8 km². Povodí Všeminky se nachází ve východní části povodí Dřevnice. Z hlediska charakteru využití území se jedná převážně o leso-zemědělskou krajinu, která ve vyšších a členitějších partiích povodí přechází do krajiny lesní, se zalesněním menším než 50 %.

Vodstvo

Povodí je sub-povodím již dříve popsaného středního povodí Dřevnice. Potok Všeminka je levostranným přítokem Dřevnice. Ta se dále vlévá do Moravy a tím spadá k úmoří Černého moře. Všeminka je vodní tok IV. řádu o délce přibližně 10.3 km, který pramení na svazích

Kopřivné ve výšce zhruba 550 m n. m. a ústí do řeky Dřevnice ve Slušovicích s průměrným průtokem u ústí $0,22 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Ačkoliv potok má několik přítoků, jedná se o bezejmenné toky. Na Všemince se nachází malá vodní retenční nádrž.

Nejnižší místo povodí leží v nadmořské výšce 275 m n. m., naopak nejvyšší místo v 575 m n. m., medián je 400 m n. m. (Pechanec et al. 2021c).

Vegetační charakteristika

Co se týká potenciální přirozené vegetace dle Neuhauslové et al. (1997) u nižších poloh převládají dubohabřiny a lipové doubravy (*Carpinion*) a karpatská ostřicová dubohabřina (*Caricipilosae-Carpinetum*). Ve vyšších polohách území pak květnaté bučiny (*Eufagenion*) s ostřicovou bučinou (*Carici pilosae-Fagetum*), v centrální části Hostýnských vrchů karpatské bučiny s kyčelnicí devítilistou (*Dentarioenneaphylli-Fagetum*) (Cudlín et al. 2016). Celkově se na tomto území nachází 1 157,32 ha lesních a polopřírodních půd (Pechanec et al. 2021c).

Chráněná území

Na území lokální studie se nevyskytuje žádné chráněné území.

4.1.3 Charakteristiky horní části povodí Stropnice

Základní charakteristiky

Rozloha zájmového území je 98 km^2 . Nejnižší místo povodí leží v nadmořské výšce 200 m n. m., naopak nejvyšší místo v 725 m n. m., medián je 336 m n. m. Území se nachází v okrese České Budějovice.

Geomorfologie a geologie

Zájmové území náleží do Hercynského systému, do provincie Česká vysočina a do dvou subprovincií. Severní část je součástí subprovincie Česko-moravská soustava (Oblast: Jihočeské pánve, Celek: Třeboňská pánev, Podcelek: Lomnická pánev, Okrsek: Českovelenická pánev) a zbývající část náleží k subprovincii Šumavská soustava (Oblast: Šumavská hornatina), která je na úrovni celků rozdělaná na dvě části. Zapadní a střední část náleží k celku Novohradské podhůří (Podcelek: Stropnická pahorkatina, Okrsek: Rychnovská pahorkatina) a zbývající část, která patří k celku Novohradské hory, je dále rozdělena na východní část – podcelek Jedlická vrchovina (Okrsky: Skalecká vrchovina a

Holá hora) a jižní část – podcelek Podhořská vrchovina (Okrsek: Žofínská hornatina. (CENIA, 2014).

Geologické podloží tvoří v jižní a střední části (subprovincie Šumavská soustava) žuly (granitová řada) s jednotvárnou sérií moldanubika (svorové ruly, pararuly až magmaty), která vybíhá i do severní části (subprovincie Česko-moravská soustava), kde je doplněna mezozoickými horninami (pískovce, jílovce), terciálními horninami (písky, jíly) a kvarterty (hlíny, spraše, písky, štěrky).

Pedologická charakteristika

V povodí Stropnice se půdní typy střídají v severojižním směru. V severní části jsou převládajícím půdním typem pseudogleje s hnědými půdami oglejenými, které jižním směrem přecházejí v hnědé půdy kyselé a dále v hnědé půdy silně kyselé (Tomášek, 2000). Z druhů převažují půdy hlinitopísčité a na severním okraji jsou to převážně půdy rázu zahliněných a zajílených písků (Tomášek, 2000).

Klimatická charakteristika

Z hlediska klimatické klasifikace náleží převážná část území regionální studie do podtypu podnebí listnatých lesů mírného pásma a jižní část do podtypu boreální klima (Tolasz et al., 2007). Dle klasifikace Quitta (1971), která je v České republice tradičně používána, náleží sledované území do třech jednotek mírně teplých oblastí, s klesajícími průměrnými teplotami od severu k jihu a jižní část území náleží již do chladné oblasti.

Průměrná teplota vzduchu se v severní části regionální studie pohybuje od 7 do 8 °C a průměrné roční srážky jsou 700 mm; jižní část území, která je ve vyšší nadmořské výšce, je chladnější a průměrná teplota se pohybuje mezi 6–7 °C, průměrné srážky jsou vyšší - kolem 750 mm.

Vodstvo

V zájmovém území teče především řeka Stropnice, která je největším pravostranným přítokem Malše a náleží k úmoří Severního moře. Celková délka toku je 54 km, z toho 20 km se nalézá v zájmovém území. Stropnice pramení na hranicích České republiky s Rakouskem na jihovýchodním svahu Vysoké ve výšce 780 m n. m. Další významnější toky na území regionální studie jsou Bedřichovský potok, Veverský potok, Janovský potok, Vyšenský potok a Dvorský potok.

Vegetační charakteristika

Podle fyto geografického členění (Culek, 1996) náleží území převážně do Českomoravského mezofytika (37-Novohradské podhůří, 39-Třeboňská pánev) a menší jihozápadní částí do Českého oreofytika (89-Novohradské hory).

Největší střední část povodí Stropnice je z hlediska potencialních vegetačních jednotek (Neuhäuslová a kol., 1998) pokryta bikovými a jedlovými doubravami (*Luzulo albidae-Quercetum petraeae*, *Abieti-Quercetum*), v severní části střemchovými doubravami a olšinami (spol. *Quercus robur-Padus avium*, spol. *Alnus glutinosa-Padus avium* s ostřicí třeslicovitou *Carex brizoides*, místy v komplexu s mokřadními olšinami *Carici elongatae-Alnetum* a společenstvy rákosin a vysokých ostřic *Phragmito-Magnocaricetea*) a na velmi malé části i bikovými bučina (*Luzulo-Fagetum*). Potenciální vegetační jednotkou jižní části povodí je převážně bučina s kyčelnicí devítilistou (*Dentario enneaphylli-Fagetum*), doplněná podmáčenou rohovcovou smrčinou (*Mastigobryo-Piceetum*, místy v komplexu s rašelinnou smrčinou *Sphagno-Piceetum*).

Chráněná území

Většina území náleží do přírodního parku Novohradské hory. Většina povodí Stropnice se nachází v Chráněné oblasti přirozené akumulace vod (CHOPAV); převážná část do CHOPAV Novohradské hory a zbývající část do CHOPAV Třeboňská pánev. Na severním okraji zasahuje do zájmového území nepatrnou částí biosférická rezervace a CHKO Třeboňsko.

4.1.4 Provedené analýzy v jednotlivých povodích

Analýzy provedené v jednotlivých povodích jsou zobrazeny v následující tabulce (tab. 1). Nejvíce analýz chybí v povodí Všeminky, to především pro jeho malou velikost, ale i díky tomu, že je subpovodím povodí Dřevnice.

Tab. 1 Analýzy provedené v povodích Dřevnice, Všeminky a Stropnice.

Funkce / Povodí	Dřevnice	Všeminka	Stropnice
Využití území a krajinný pokryv (BVM)	–	ano	–
Využití území a krajinný pokryv (DKV)	ano	ano	ano
Využití území a krajinný pokryv (CLC)	ano	ano	ano
Predikce využití území a krajinného pokryvu modelem LCM	ano	ano	ano
Zásoby uhlíku spočítané na základě CLC	ano	ano	ano
Predikce zásoby uhlíku na základě CLC pomocí modelu LCM	ano	ano	ano
Zásoby uhlíku spočítané na základě DKV	ano	–	ano
Srovnání zásoby uhlíku v uhlíkových zásobnících na základě vrstev CLC, DKV a BVM	ano	ano	–
Čistá primární produkce lesních porostů	–	–	ano
Čistá roční primární produkce na krajinné úrovni	ano	ano	ano
Evapotranspirace na krajinné úrovni	ano	ano	ano
Dynamika změn krajinného pokryvu, fragmentace a sekvestrace uhlíku	ano	–	ano
Změna klimatu (teploty, srážky)	ano	–	ano
Výběr území k udržitelnému plnění ekosystémových funkcí pomocí modelu Marxan	ano	–	ano

4.2 Získané podklady

4.2.1 Data z terénního průzkumu a mapování krajiny

Terénní průzkum spočíval především v mapování zastoupení kategorií využití krajiny a krajinného pokryvu v zájmovém území povodí Všeminky, které je součástí povodí

Dřevnice. Toto mapování krajiny bylo provedeno Metodou hodnocení biotopů (BVM). V zájmovém území horní části povodí Stropnice proběhla revize a upřesnění biotopů pro Detailní kombinovanou vrstvu (DKV). Terénní práce v obou povodích byly provedeny na základě podkladů v měřítku 1 : 10 000. Oba terénní průzkumy jsem organizoval a zpracovával v GIS.

4.2.2 Mapové podklady

Vlastní zpracování mapových podkladů získaných z terénního průzkumu zájmového území Všeminky proběhlo v programu ArcGIS 10. X., a to vektorizací podkladů a vytvořením mapových výstupů. Ve všech zájmových územích byly z mapových podkladů DKV a CLC vytvořeny mapové výstupy pomocí programu ArcGIS 10. X. Mapové podklady CLC byly dále využity pro část práce zabývající se dynamikou změn krajinného pokryvu, fragmentace a sekvestrace uhlíku (kap. 4.6) v různých typech krajín podle Löwa et al. (2006).

Mapování biotopů Metodou hodnocení biotopů (BVM)

Mapování krajiny Metodou hodnocení biotopů (Biotope Valuation Method – BVM, Seják et al., 2003) bylo provedeno v povodí Všeminky. Mapování bylo prováděno s podklady v měřítku 1 : 10 000. Toto mapování přebírá přírodní a přírodě blízké biotopy z vrstvy mapování biotopů 2014 © AOPK ČR, ve které jsou jednotlivé biotopy zařazeny podle katalogu biotopů ČR (Chytrý et al., 2010). Biotopy přírodě vzdálené, přírodě cizí a nepřírodní jsou definovány v práci Sejáka et al. (2003), a v této práci jsou rozděleny do 53 biotopů. Mapování BVM bylo v rámci práce využito ke stanovení uhlíkových zásobníků v povodí Všeminky a je blíže popsáno v kapitolách 3.4, 4.4 a 4.4.1.

Mapování krajiny na základě detailní kombinované vrstvy (DKV)

Detailní kombinovaná vrstva (DKV) je vrstva pro podrobné mapování biotopů v měřítku 1 : 10 000, která byla vypracována v Oddělení ukládání uhlíku v krajině na Ústavu výzkumu globální změny AV ČR ve spolupráci s Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR. Využita byla vrstva k roku 2016 pro vizualizaci dat z povodí Dřevnice, Všeminky a Stropnice. Detailní popis vrstvy DKV je v kapitole 3.5.5.

Mapování krajinného pokryvu vrstvou CORINE Land Cover

Pro nejhrubší vrstvu mapování byla využita data krajinného pokryvu CORINE Land Cover (CLC), úroveň 3 v měřítku zhruba 1 : 100 000 (CENIA, 2017). Byla využita data CLC pro roky 1990, 2000, 2006 a 2012. Tato vrstva je blíže popsána v kapitole 3.5.3.

4.3 Predikce využití území a krajinného pokryvu modelem Land Change Modeler (LCM)

Jako základní datové vstupní vrstvy pro model LCM byly využity CLC pro roky 1990, 2000, 2006, 2012, digitální model reliéfu (DMR), sklon reliéfu, vzdálenost od říční sítě, vzdálenost od zástavby, vzdálenost od silniční sítě a vrstva průměrné hustoty obyvatel, tento model byl blíže probrán v kapitole 3.7.3. Další základní vstupní vrstvou pro predikci vývoje základních klimatických dat (teplot a srážek) do roku 2030 a 2050 byla vrstva vypočítaná pomocí modelu HadGEM s emisním scénářem RCP 8.5.

Všechna data byla převedena do rastrové podoby, a to konkrétně do formátu „.rst“, se kterým LCM pracuje. Byla zvolena podrobnost rastru 500 metrů / pixel. Bylo také nutno dodržet u všech rastrů jednotný souřadnicový systém a extent vrstvy. Originální soubory byly převáděny přes formát ASCII a z něj následně do výsledného „.rst“. Takto sjednocená data mohla vstoupit do LCM.

Během modelování bylo nejprve vytvořeno několik dílčích predikcí roku 2050, a to z let 1990–2000, 2000–2006, 2006–2012 a 1990–2012. Tyto dílčí modely byly následně spojeny dohromady pro finální predikci z let 1990–2012. Predikce probíhá v následujících krocích: nejprve jsou nahrány vždy dvě vstupní vrstvy krajinného pokryvu a doplněny o vrstvu digitálního modelu reliéfu. Nad těmito vrstvami proběhne prvotní analýza změn, která nabízí přehled změn počtu pixelů v jednotlivých kategoriích. V následujícím kroku, stanovení „Transition Potentials“, se analyzuje přehled jednotlivých přechodů – přechod jedné kategorie do jiné. Vzhledem k vysokému počtu vstupních kategorií (30) vzniklo velké množství těchto kombinací. Aby se snížila výpočetní náročnost modelu, byly ignorovány přechody mezi kategoriemi menší než 30 pixelů. Jednotlivé přechody lze seskupovat do submodelů a těm přiřazovat faktory, jako jsou digitální model reliéfu, sklon reliéfu, vzdálenost od říční sítě, vzdálenost od zástavby, vzdálenost od silniční sítě a vrstva průměrné hustoty obyvatel ve sledovaném období. Faktory byly nastavené jako statické, protože dosahovaným výsledkem je pevný časový bod. Takto připravené submodely byly postupně

spouštěny. Modul sám určuje velikost testovacího vzorku, ze kterého je počítána pravděpodobnost změny. Upraveny byly pouze extrémně nízké hodnoty (v řádech jednotek pixelů). K výpočtu bylo využito neuronových sítí.

Pro proběhnutí všech submodelů vznikne tzv. matice pravděpodobnosti přechodu mezi kategoriemi. Tu je možno editovat a je základem pro finální predikci. Postupně byly vytvořeny modely z let 1990, 2000, 2006 a 2012 a jejich matice přechodu byly zprůměrovány. Cílem této metody bylo nastavit pravděpodobnosti přechodu takové, aby co nejvíce vyhovovaly jednotlivým dílčím modelům. Zprůměrovaná matice byla nahrána do modelu, kde následně pomocí Markovových řetězců probíhá predikce. Posledním zásahem bylo vložení omezujících prvků, ve kterých nebude predikce počítána. Takovými plochami jsou v tomto případě chráněná území v zájmových povodích.

4.4 Stanovení produkční funkce

Stanovení produkční funkce proběhlo několika způsoby, a to především pomocí stanovení zásoby uhlíku kvůli možnosti predikce těchto zásob v zásobnících pomocí modelu InVEST ve všech zájmových územích pro kategorie CORINE Land Cover (CLC), stanovení přes zásobu v zásobnících Detailní kombinované vrstvy (DKV), dále pomocí čisté primární produkce pro lesní porosty v povodí Stropnice, a nakonec přes čistou roční primární produkci na krajinné úrovni ve všech zájmových územích. Zde jsem se podílel na rozvoji databáze údajů uhlíkových zásobníků (Štěrbová, 2017 - nepublikovaná data) v rámci Oddělení ukládání uhlíku v krajině v Ústavu výzkumu globální změny AV ČR v. v. i. (ÚVGZ), která je vytvářena již řadu let. Tato databáze vznikla na základě literárních údajů, a to jak publikovaných vědeckých, odborných či disertačních prací řešených v rámci oddělení, tak závěrečných zpráv projektů, a dále i na základě vlastních šetření v terénu. Databáze uhlíkových zásobníků obsahuje hodnoty uhlíkových zásobníků pro kategorie CLC, DKV a BVM. Databáze byla také použita v rámci řady společných publikací, například Pechanec et al. (2017), Cudlín et al. (2017), nebo Pechanec et al. (2022). S databází uhlíkových zásobníků bylo pracováno v několika následujících kapitolách (kap. 4.4.1, 4.4.2 a 4.4.4). Data jsou promítnuta do zájmových území na základě vstupních vrstev CLC (1 : 100 000) (kap. 5.2.1) a map DKV v detailním měřítku (1 : 10 000) (kap. 5.2.2). Výstupy z map BVM jsou jen ve formě grafu v kapitole srovnávající jednotlivé vrstvy CLC, DKV a BVM (kap. 5.2.3).

4.4.1 Zásoby uhlíku – databáze uhlíkových zásobníku

Databáze uhlíkových zásobníků (Štěrbová, 2017 - nepublikovaná data), zmíněná v předchozí kapitole, je zde blíže rozebrána včetně zdrojů dat.

V rámci databáze uhlíkových zásobníků byla data pro lesní porosty zpracována následujícími způsoby. Odhad zásoby celkové nadzemní biomasy byl ve smrkových porostech vypočítán pomocí alometrických vztahů (Wirth et al., 2004; Stará et al., 2011) na základě výčetní tloušťky, výšky stromů a expanzních faktorů (Lehtonen et al., 2004; Cienciala et al., 2006; Cienciala et al., 2011). Podzemní biomasa dřevin byla získána vynásobením nadzemní biomasy koeficientem 0,2 (Zatloukal et al., 2006). Hodnoty nadzemní a podzemní biomasy bylinného patra byly převzaty z práce Stará et al. (2011). U lesních půd byl obsah uhlíku odvozen z dat inventarizace krajiny prováděné Ústavem pro výzkum lesních ekosystémů (IFER) v rámci projektu CzechTerra pro jednotlivé kombinace lesních vegetačních stupňů a ekologických řad. Vzhledem k tomu, že šetření IFER probíhalo pouze pro horních 30 cm půdního profilu, pro jednotlivé typy lesních půd byly odhadnuty koeficienty odhadu obsahu půdního uhlíku v celém půdním profilu (Štěrbová, 2016 – nepublikovaná data). Odumřelá nadzemní biomasa je součtem nadzemní části stojících souší (projekt CzechTerra), ležícího tlejícího dřeva s průměrem větším než 7 cm a délkou větší než 1 m (projekt CzechTerra), nadzemní části pařezů, ročního opadu dřevin (listí, jehličí), bylinného patra, a klestu ponechaného po těžbě. Odumřelá podzemní biomasa je součtem podzemní části stojících souší (nadzemní část souší *0,2), podzemní části pařezů a odumřelé podzemní biomasy bylinného patra (Stará et al., 2011).

Pro luční porosty byla hodnota nadzemní a podzemní biomasy stanovena s využitím dat databáze produkce lučních ekosystémů sestavené v rámci projektu CzechCarbo (Cudlín et al., 2007; Štěrbová, 2017 – nepublikovaná data) a údajů Českého statistického úřadu pro produkci lučních ekosystémů a obilnin. Hodnota nadzemní odumřelé biomasy byla převzata z disertační práce Burešové (2009), podzemní odumřelá biomasa byla odhadnuta jako 1/3 celkové podzemní biomasy (Fiala et Studený, 1987).

Obsah (oxidovatelného) uhlíku na nelesní půdě byl stanoven pomocí mapy půdního uhlíku, zpracované v rámci projektu CzechCarbo - Studium cyklu uhlíku v terestrických ekosystémech ČR (Šefrna et Janderková, 2007). Byla použita pozdější varianta mapy pro celý půdní profil.

4.4.2 Predikce zásoby uhlíku pomocí modelu InVEST

Pro stanovení predikce zásoby uhlíku byl využit model InVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs). Model InVEST je skupina hodnotících nástrojů ekosystémových služeb (Natural Capital Project, 2021a) a byl blíže probrán již v kapitole 3.7.3. Pro stanovení hodnot čtyř uhlíkových zásobníků (nadměrná biomasy, podzemní biomasy, odumřelé biomasy a obsahu půdního uhlíku) byl využit model InVEST 3 ukládání a sekvestrace uhlíku (Kareiva et al., 2011; Pechanec et al., 2018; Natural Capital Project, 2021c). Hodnoty jednotlivých uhlíkových zásobníků byly převzaty z databáze uhlíkových zásobníků (Štěrbová, 2017 - nepublikovaná data), bližší popis databáze je v předchozí kapitole 4.4.1. Originální model, který je řešen v rastrové formě, byl upraven tak, aby mohl pracovat s daty ve vektorové podobě pro lepší vyjádření heterogenity území. Model byl využit pro stanovení stávajících zásob uhlíku a predikce množství uhlíku (jen pro data CLC).

4.4.3 Čistá primární produkce lesních porostů

Čistá primární produkce (NPP) pro lesní porosty byla stanovena v horní části povodí Stropnice na základě dat o zásobách hroubí a celkovém běžném přírůstu (CBP) z lesního hospodářského plánu (LHP). LHP byl poskytnut Lesy České republiky, státní podnik (LČR), z hlediska zastoupení jednotlivých druhů dřevin a jejich věku v porostních skupinách. V rámci LHP byly využity tři lesní hospodářské celky (LHC) a to LHC 208000 Nové hrady (platnost 2004–2013), LHC 208401 Horní Stropnice (platnost 1999–2008) a LHC 208405 Město Nové Hrady (platnost 2004–2013). Metodika výpočtů byla převzata z publikace Stará et al. (2011) z dat projektu CzechCarbo a upravena pro přesnější výpočet čisté primární produkce (NPP). Pro výpočet NPP byla z LHP využita hodnota celkové zásoby dřevin v dané porostní skupině (PSK) s kůrou (V_{sk} , objem hroubí s kůrou, m^3), ta byla přepočítána na celkové zásoby dřevin v PSK bez kůry (V_{bk} , objem hroubí bez kůry, m^3). Dále byla z LHP využita data celkového běžného přírůstu hroubí (CBP, m^3). Nadzemní a podzemní biomasa včetně nehroubí (B, tun) byla vypočítána pomocí rovnice:

$$B = (V_{bk} + CBP) \cdot BEF \cdot k_{BG}$$

kde $V_{bk} = V_{sk}/1,103$, $BEF = (p_1 + p_2) \exp(-A/100)$ (Lehtonen et al., 2004; Cienciala et al., 2006), H_{sk} je hroubí s kůrou a p_1 , p_2 , k_{BG} , c jsou koeficienty pro jednotlivé skupiny dřevin uvedené v tab. 1.

Tab. 1 Koeficienty pro výpočet zásob uhlíku v biomase lesních porostů. Zdroj: upraveno podle Stará et al. (2011).

Dřevina	k _{BG} [*]	p ₁ ^{**}	p ₂ ^{**}
borovice a modřín	1,2	0,479	0,117
smrk a ostatní jehličnany	1,2	0,497	0,200
dub	1,2	0,695	0,314
buk a ostatní listnáče	1,2	0,588	0,246

* Zatloukal et al., 2006

** Cienciala, ústní sdělení

NPP byla stanovena rozdílem celkové biomasy (B_{celk} , t) a nadzemní a podzemní biomasy včetně nehroubí (B , t) podle rovnice:

$$P = B_{\text{celk}} - B$$

$$\text{kde } B_{\text{celk}} = (V_{\text{bk}} \cdot \text{BEF}) + (V_{\text{bk}} \cdot \text{BEF}) \cdot 0,2$$

Chybějící údaje o zásobě byly dopočítány podle rovnic uvedených v tab. 2. Jednalo se o celkovou zásobu porostních skupin (W) bez uvedené zásoby v LHP. Odhad pro chybějící údaje o CBP byl získán z dat pro projekt CzechCarbo. Pro lesní paseky byla odhadnuta pouze biomasa bylinné vegetace podle Fialy (1996). Do výpočtů nebyla zahrnuta biomasa bylinného a keřového patra ani odumřelá biomasa.

Tab. 2 Rovnice pro výpočet celkové biomasy porostů (W , t ha⁻¹) jednotlivých skupin dřevin. Zdroj: upraveno podle Stará et al. (2011).

Dřevina	Porosty do 40 let věku	Porosty nad 40 let věku
listnaté	$W = 0,089 \cdot \text{věk}^2 + 1,2567 \cdot \text{věk} - 0,1155$	$W = 118,72 \cdot \ln(\text{věk}) - 301,08$
borovice a modřín	$W = 0,0577 \cdot \text{věk}^2 + 0,5338 \cdot \text{věk} + 0,5613$	$W = 54,758 \cdot \ln(\text{věk}) - 33,52$
ostatní jehličnaté	$W = 0,1129 \cdot \text{věk}^2 + 0,3087 \cdot \text{věk} + 0,3783$	$W = 138,98 \cdot \ln(\text{věk}) - 327,04$

4.4.4 Čistá roční primární produkce na krajinné úrovni

Základ pro stanovení čisté roční primární produkce tvoří hodnoty převzaté z odhadu hodnot vybraných ekosystémových funkcí pro funkční skupiny typů biotopů na úrovni České republiky (Seják et al., 2010, 2018), doplněné o data z databáze údajů uhlíkových zásobníků (Štěrbová, 2017 - nepublikovaná data), blíže popsaná v kapitole 4.4 a 4.4.1. Dále je uveden podrobněji postup převedení dat na kategorie Corine Land Cover (CLC), ze kterých byly vytvořeny výsledky ve formě mapových výstupů (viz kap. 5.2.5).

Pro každou třídu CLC 2012 bylo stanoveno zastoupení přírodních biotopů pomocí vrstvy mapování biotopů (AOPK ČR, 2014) a zastoupení nepřírodních biotopů, provedené analýzou využití krajiny nad leteckými snímky pro každou třídu CLC, s využitím dat IFER (Šímová et al., 2009). Ty byly doplněné o vlastní analýzu pomocí náhodně rozmístěných bodů v rámci jednotlivých tříd CLC (Štěrbová, 2017 - nepublikovaná data). Jednotlivé přírodní a nepřírodní typy biotopů byly zařazeny do funkčních skupin typů biotopů podle jejich ekofyziologických charakteristik (Seják et al., 2010, 2018). Výsledná hodnota jednotlivých funkcí byla pro třídy CLC spočítána jako plocha váženého průměru z hodnot ekosystémových služeb pro jednotlivé biotopy podle jejich plošného zastoupení. Stanovení zastoupení biotopů v jednotlivých kategoriích krajinného pokryvu CLC je uvedeno v publikaci Pechanec et al. (2017).

4.5 Evapotranspirace na krajinné úrovni

Opět byly jako základ pro stanovení evapotranspirace využity hodnoty převzaté z odhadu hodnot vybraných ekosystémových funkcí pro funkční skupiny typů biotopů na úrovni České republiky (Seják et al., 2010, 2018), doplněné o data získaná z experimentálních měření evapotranspirace v lesních ekosystémech (smrkový porost, bučina, lužní les), lučních ekosystémech (horská mezofilní louka, podmáčená ostřicová louka) a polních kulturách z databáze ÚVGZ (Pavelka, 2020 - nepublikovaná data). Data byla dále převedena na kategorie Corine Land Cover (CLC) (stejně jak je popsáno v předešlé kapitole 4.4, popisující stanovení čisté roční primární produkce), ze kterých byly vytvořeny mapové výstupy (viz kap. 5.3).

4.6 Dynamika změn krajinného pokryvu, fragmentace a sekvestrace uhlíku

Tato část byla zpracována v povodí Dřevnice a v horní části povodí Stropnice (dále Stropnice).

4.6.1 Analýza dat

Vývoj krajinného pokryvu byl analyzován z dat CLC v měřítku 1 : 100 000 z let 1990, 2000 a 2012. Městská souvislá zástavba a silniční a železniční síť byly využity jako fragmentační prvky pro typy krajín dle Löwa (Löw et al., 2005). V této práci využité typy krajín podle Löwa et al. (2006) jsou: lesní krajiny (F), lesozemědělské krajiny (FA), rybníční krajiny (P), zemědělské krajiny (A) a urbanizované krajiny (U). Povodí byla rozdělena sítí čtverců o straně 750 metrů, kdy hranice povodí byla upravena na celé čtverce, které byly alespoň z 10 % v povodí, ostatní byly smazány. Dále byly odstraněny čtverce zasahující do dvou či více krajín a v případě povodí Stropnice i čtverce zasahující mimo Českou republiku. Výsledná síť je tedy tvořena jen čtverci s celým jedním typem krajiny v daném povodí Dřevnice nebo Stropnice.

Pro výpočet indexů krajinných metrik byl využit software ArcGIS 10.X s pomocí extenze Patch Analyst. Byly vypočteny následující indexy krajinné metriky: délka okrajů v metrech (TE) a medián velikosti plošky v hektarech (MedPS). Pro zjištění uhlíkových zásob (C) byla využita filozofie modelu InVEST (Cruickshank et al., 2000; Ponce-Hernandez et al., 2004; Kareiva et al., 2011) se třemi uhlíkovými zásobníky (nadzemní, podzemní a mrtvá biomasa).

4.6.2 Změny krajinného pokryvu

Přechody kategorií krajinného pokryvu byly provedeny v obou povodích mezi obdobími 1990–2000 a 2000–2012 pro kategorie CLC orné půdy (211) a luk a pastvin (231). Orná půda (211) přecházela do kategorií CLC městská nesouvislá zástavba (112), průmyslové nebo obchodní zóny (121), ovocné sady a keře (222), louky a pastviny (231), převážně zemědělská území s příměsí přirozené vegetace (243) a kategorie 3XX, která obsahuje všechny kategorie lesů: 311 listnaté lesy, 312 jehličnaté lesy a 313 smíšené lesy a kategorii 324 přechodová stadia lesa a křoviny. Louky a pastviny (231) přecházely do kategorií CLC 112, 121, 211, 243 a 3XX (311, 312, 313 a 324).

4.6.3 Statistické zpracování

Data podílu přechodů orné půdy na louky byla analyzována v programu R 3.5.3 (R Core Team, 2019) pomocí distribučních modelů v brms balíčce (Bürkner, 2017, 2018), který poskytuje rozhraní pro Bayesovské generalizované vícerozměrné a víceúrovňové modely využívající Stan (Stan Development Team, 2018). V distribučním modelu můžeme

specifikovat predikční podmínky pro všechny parametry předpokládaného rozdělení. Protože naše data zahrnují mnoho nulových hodnot, použili jsme model s rozdělením beta pro data s nadbytečnými nulami (zero inflated beta model), který je pro tento typ dat nejvhodnější. Tento model zahrnuje dvě části: jedna rozlišuje nulové a nenulové hodnoty (tj. předpovídá nulovou změnu podílu orné půdy). Výsledky z této části představuje parametr nulové inflace (zi). Druhá část určuje, jak velká je změna podílu orné půdy, (v případě, že nějaká je), a je vyjádřena modelem průměru distribuce beta (μ , představuje předpokládanou hodnotu podílu orné půdy, která se změnila) a přesností distribuce beta (parametr ϕ). Větší hodnoty ϕ odpovídají menšímu rozptylu hodnoty změny podílu orné půdy. Parametry μ a zi jsou modelovány pomocí funkce logit, ϕ je modelováno pomocí funkce log. Hodnoty parametrů byly přijaty nebo odmítnuty na základě jejich spolehlivosti a porovnáním vhodnosti modelu prostřednictvím křížové validace typu leave-one-out (LOO), jak je implementována v balíčku LOO (Vehtari et al., 2019). Efekt každé úrovně zahrnutých parametrů byl vyhodnocen pomocí funkce „hypothesis ()“ v balíčku brms.

Vliv krajiny, povodí, roku a souřadnic na hodnoty indexu délky hran (TE) a uhlíku (C) byl analyzován obecnými modely se smíšenými efekty (funkce lmer, knihovna lmerTest) v programu R. ID čtverce byly testovány jako náhodné efekty. V případě indexu mediánu velikosti plošek (MedPS) byl efekt vysvětlujících proměnných analyzován zobecněnými modely se smíšenými efekty (model glmer s distribucí gama). Efekt vysvětlujících proměnných a jejich interakcí byl testován pomocí poměru věrohodnosti (likelihood ratio test), kdy funkcí anova byl model s testovaným efektem testován oproti modelu bez efektu (viz Zuur et al., 2009). Výsledné modely obsahovaly pouze statisticky významné vysvětlující proměnné a byly prezentovány s použitím metody omezené maximální věrohodnosti (restricted maximum likelihood, REML).

4.7 Změna klimatu

Vstupními daty pro současné období byly tzv. technické řady, tzn. řady po kontrole kvality dat, homogenizaci a doplnění chybějících hodnot, vycházející z měření na stanicích (Štěpánek et al., 2013). Interpolace staničních údajů potom probíhala metodou regresního krigingu, kdy prediktory byly různé parametry terénu (nadm. výška, sklon, expozice, atp.) (Štěpánek et al., 2011). Obdobně pro budoucnost byly interpolovány řady v místě stanic (po bias korekci).

Data pro budoucnost byla připravena z Euro-CORDEX simulací (tedy regionálních klimatických modelů, prostorového rozlišení EUR-44, kdy řídicí globální modely vycházely z CMIP5 simulací). Tyto simulace regionálních klimatických modelů (RCM) prošly bias-korekcí (quantile mapping) a lokalizací do poloh staničních měření (Štěpánek et al., 2016). Pro současnost i budoucnost byly k dispozici srovnatelné datasety: stejné stanice (stejně prostorové rozlišení), denní data různých meteorologických prvků, a po bias korekci scénářová data plynule navazují na staniční údaje.

Z celkové počtu 19 Euro-CORDEX simulací (Štěpánek et al., 2016) byly vyloučeny ty, které na základě validace nevyhovovaly pro území České republiky (nejsou pro toto území dostatečně reprezentativní s ohledem na jejich chybu). Ze zbylých 12 modelů byly modely utříděny tak, aby pokrývaly celé spektrum těchto modelů (jejich ensemble), tzn. byl určen "střední" model, a dále suchý a vlhký model, a teplý a studený RCM model.

Pro výpočet vývoje klimatických parametrů v zájmových územích do roku 2050 byl použit střední model, který v různých meteorologických prvcích reprezentuje zhruba ensembleový průměr (samotný ensembleový průměr není možné v denním kroku použít, proto se musel vybrat jeden model). Jako střední model byl použit RCA4 model, vytvořený Švédským hydrometeorologickým ústavem, řízeným globálním modelem MPI-ESM-LR.

4.8 Výběr území k udržitelnému plnění ekosystémových funkcí pomocí modelu Marxan

Území bylo rozděleno na šestihranné plánovací jednotky (PU) s délkou hrany 310 m a plochou jednoho šestiúhelníku 25 ha. Na začátku analýzy byla kriticky posouzena efektivnost ochrany přírody různých typů chráněných území v České republice (Cudlín et al., 2019). K vymezení jednotlivých kategorií PU byla použita data ZABAGED a Open Street Map a AOPK ČR. Všechna data byla v měřítku 1 : 10 000 s projekcí EPSG 5514. Za konzervační prvky (CF) byly považovány nadprůměrně cenné přírodní a přírodě blízké biotopy z databáze Mapování biotopů AOPK ČR, přesahující minimální rozlohu, potřebnou k jejich udržení v krajině. Výstupem z modelu je mapa s návrhem území vhodných pro stanovení speciálního managementu pro udržení a zvyšování ekosystémových funkcí krajiny. Podrobněji je model Marxan popsán v kapitole 3.7.3.

4.9 Syntéza dat a modelování

Na základě dostupných podkladů (dat a literatury) a terénního průzkumu byla zpřesněna a verifikována tabulková data produkční funkce jednotlivých typů biotopů v lokálním (zájmové území Všeminky) a regionálním měřítku (zájmová území horní části povodí Stropnice a povodí Dřevnice) a na základě klimatických modelů a modelů změn využití území byly odhadnuty jejich změny do roku 2030 a 2050.

Mapování biotopů v rámci metody BVM v povodí Všeminky bylo provedeno v měřítku 1 : 10 000. Ve stejném měřítku byla zpracována pro všechna zájmová území Detailní kombinovaná vrstva (DKV). Dále byla ve všech zájmových území využita vrstva CORINE Land Cover v měřítku 1 : 100 000 (3 úroveň).

Získané výsledky byly použity pro diskuzi změn využití území na základě scénářových modelů, ukládání uhlíku a biodiverzity v rámci modelu InVEST (sada modelů pro hodnocení úrovně ekosystémových služeb a jejich porovnání), Land Change Modeller (LCM) (dynamického prediktivního modelu využití krajiny) a modelu Marxan (model, který pomáhá při rozhodování o ochraně přírody v krajinném plánování).

Výsledky modelů InVEST, LCM a Marxan byly získány ve spolupráci s Katedrou geoinformatiky UPOL v rámci společně řešených projektů v zájmových územích. Klimatická data modelu HadGEM byla získána ve spolupráci s dalšími pracovníky ÚVGZ a ČHMÚ.

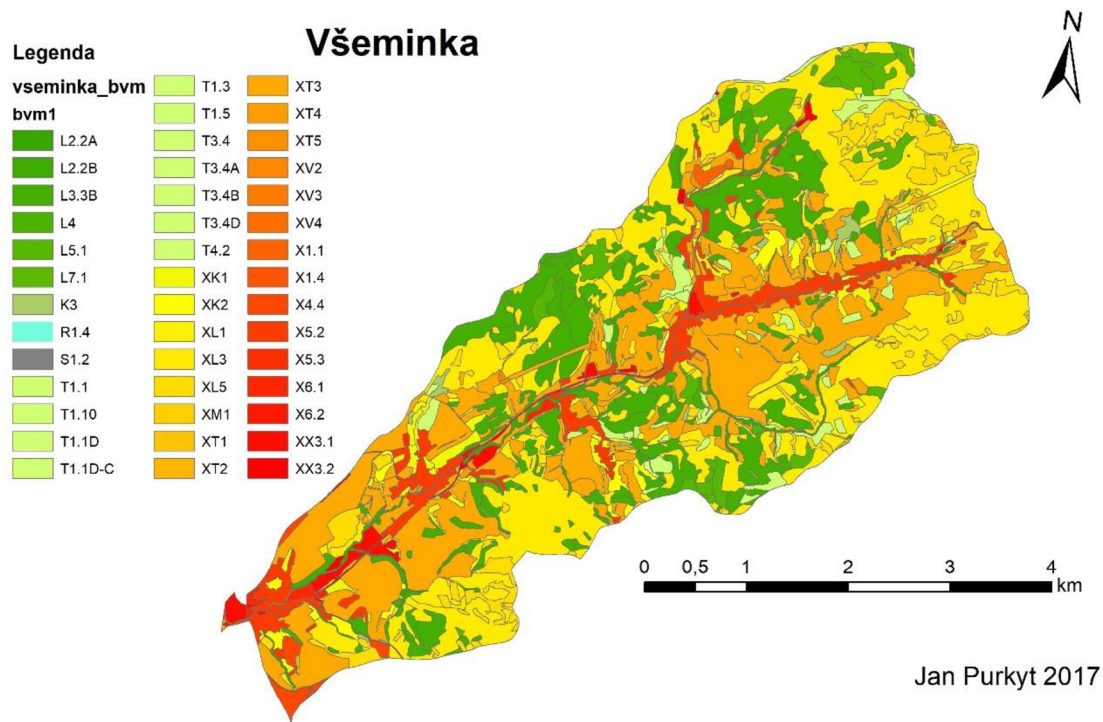
5. Výsledky

5.1 Využití území a krajinný pokryv

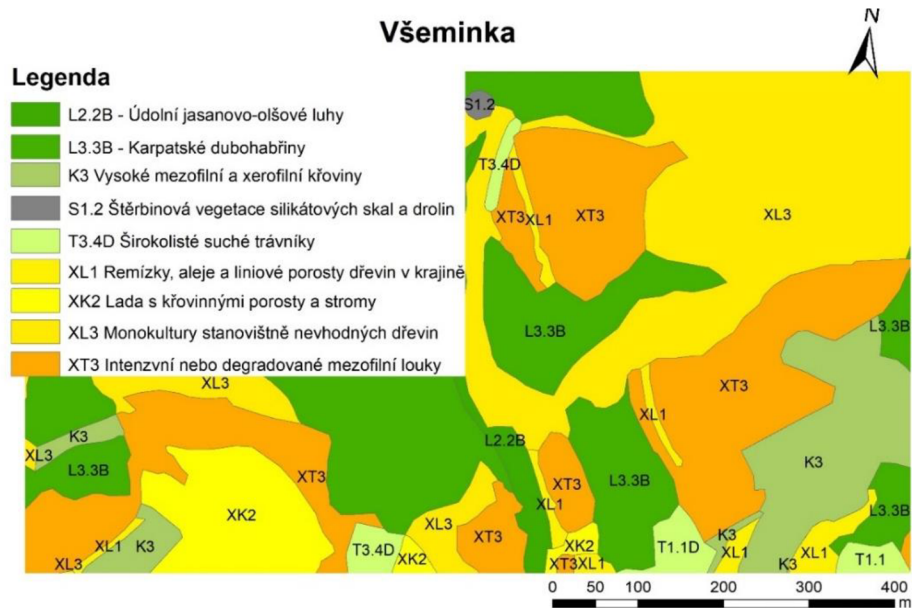
5.1.1 Využití území a krajinný pokryv – současný stav

Mapování Metodou hodnocení biotopů (BVM)

Na povodí Všeminky, mapované Metodou hodnocení biotopů (BVM), se nachází celkem 43 různých typů biotopů podle Sejáka et al. (2003), z toho 20 přírodních a přírodě blízkých biotopů, 14 přírodě vzdálených biotopů, 7 přírodě cizích biotopů a 2 typy umělých biotopů (obr. 2). Detail vrstvy, který zachycuje podrobnost mapování je znázorněn na obrázku 3.



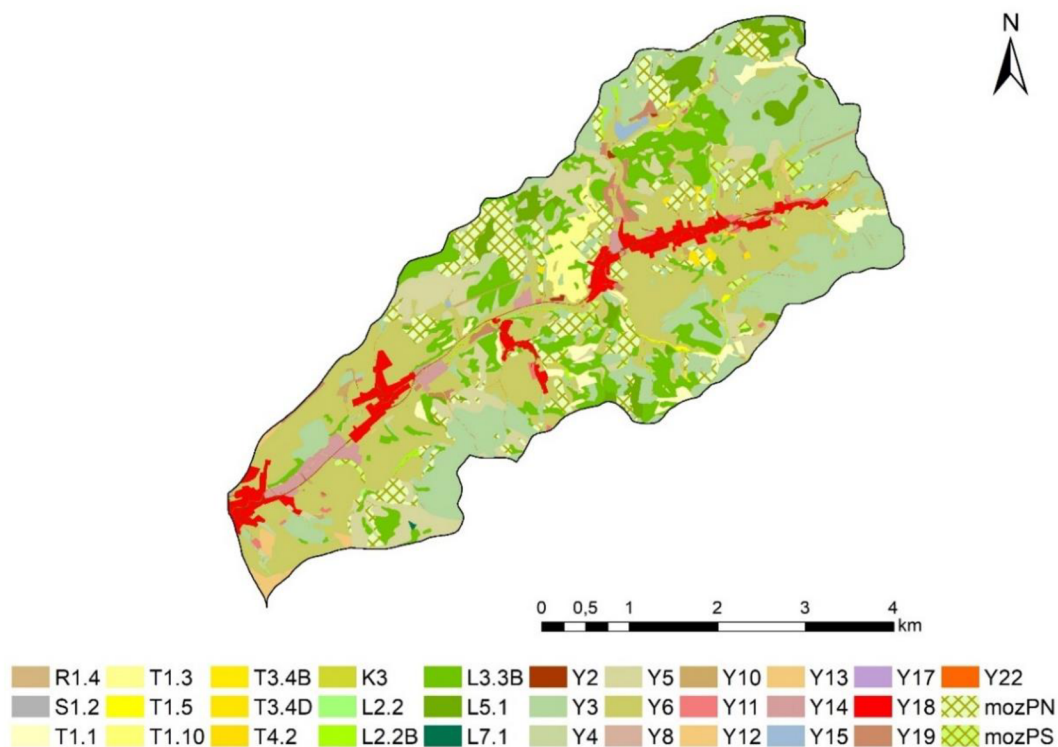
Obr. 2 Biotopy mapované metodou BVM v povodí Všeminky k roku 2016. Zkratky přírodních a přírodě blízkých biotopů viz Chytrý et al. (2010). Zkratky nepřirodních biotopů (biotopy se zkratkou začínající X) jsou uvedeny v příloze č. 1.



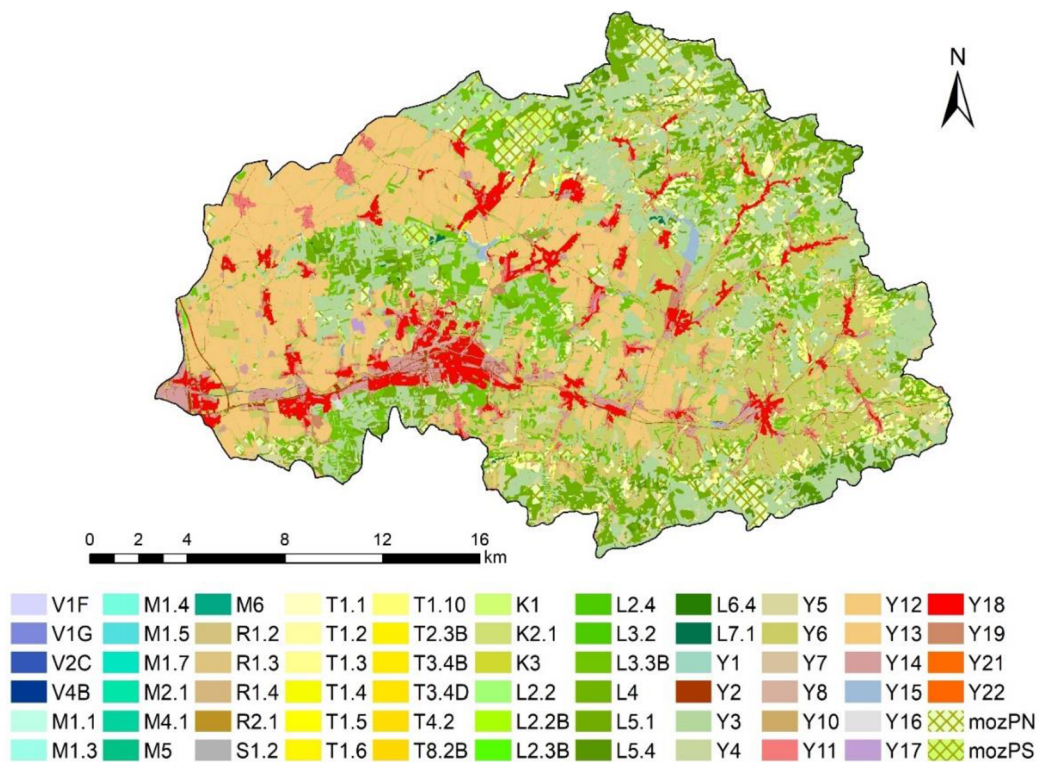
Obr. 3 Detail biotopů mapovaných metodou BVM v povodí Všeminky k roku 2016.

Zobrazení biotopů pomocí detailní kombinované vrstvy (DKV)

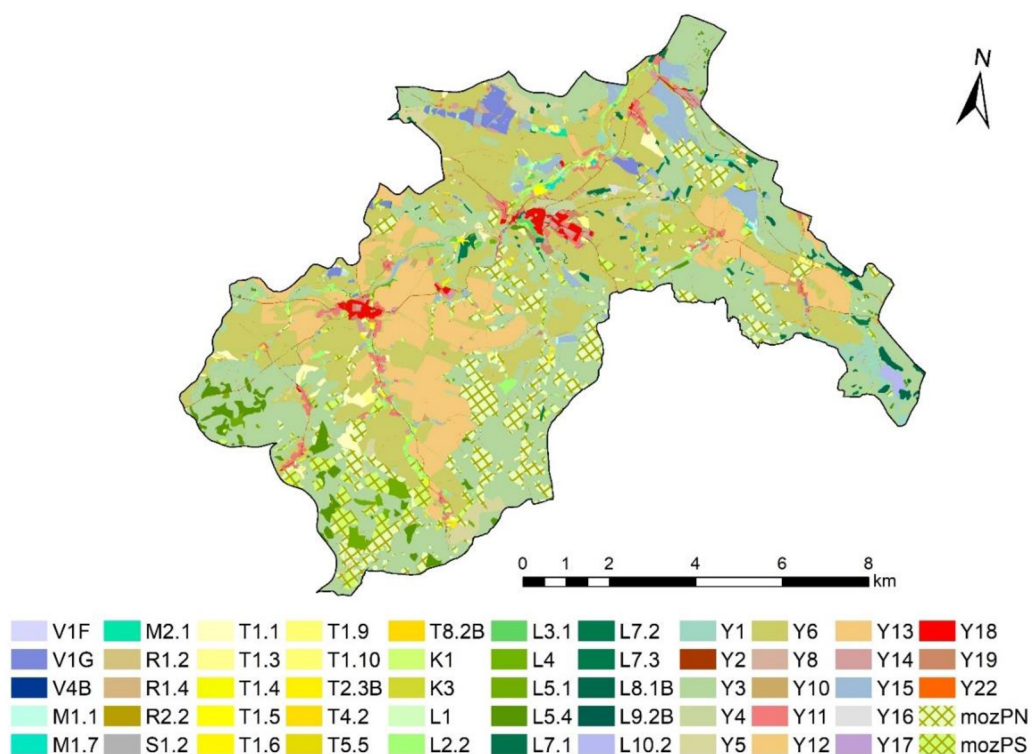
Detailní kombinovaná vrstva (DKV) byla vytvořena pro všechna záměrná území. Mapa povodí Všeminky je na obrázku 4, mapa povodí Dřevnice na obrázku 5 a mapa horní části povodí Stropnice na obrázku 6.



Obr. 4 Biotopy vrstvy DKV v povodí Všeminky k roku 2016. Kódy biotopů jsou uvedeny v příloze č. 2a.



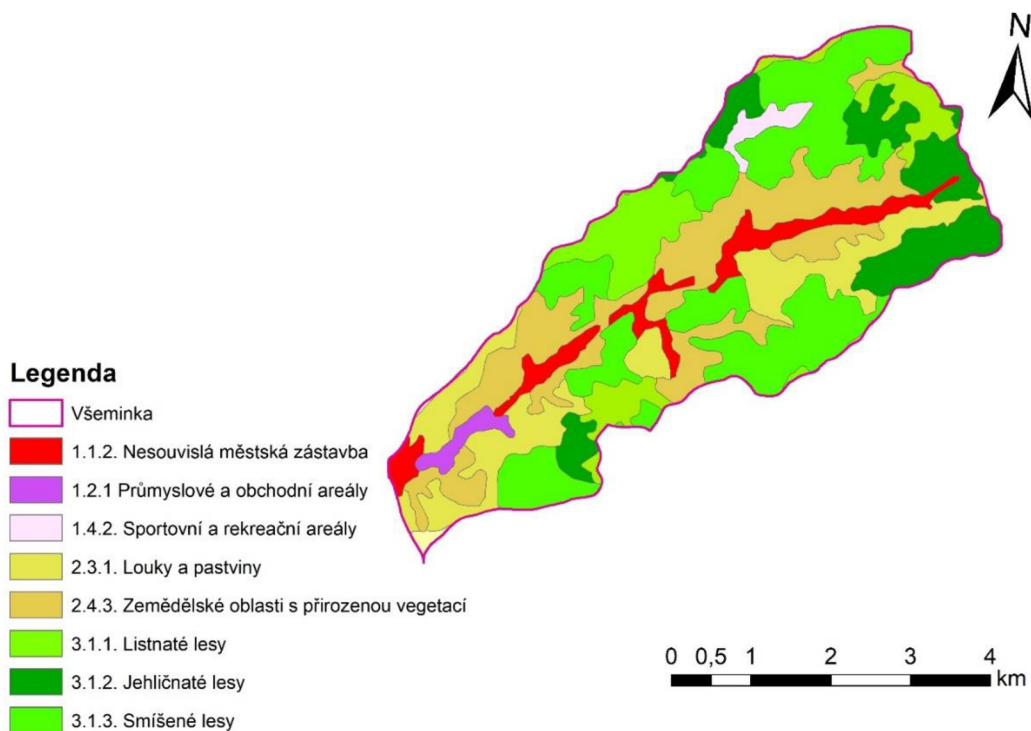
Obr. 5 Biotopy vrstvy DKV v povodí Dřevnice k roku 2016. Kódy biotopů jsou uvedeny v příloze č. 2b.



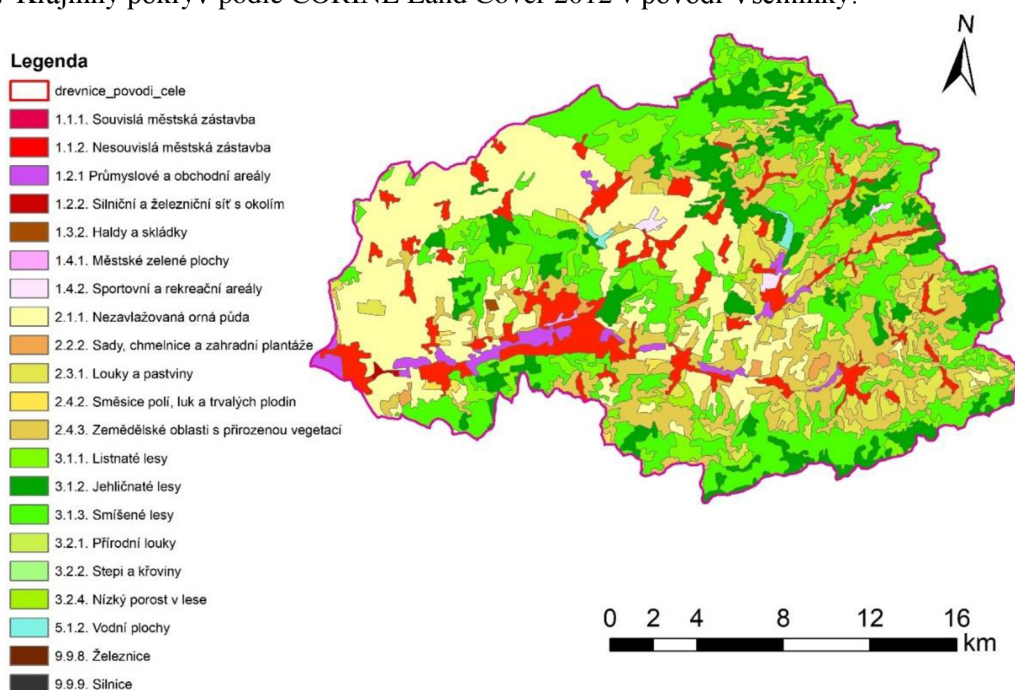
Obr. 6 Biotopy vrstvy DKV v povodí Stropnice k roku 2016. Kódy biotopů jsou uvedeny v příloze č. 2c.

Zobrazení krajinného pokryvu pomocí vrstvy CORINE Land Cover

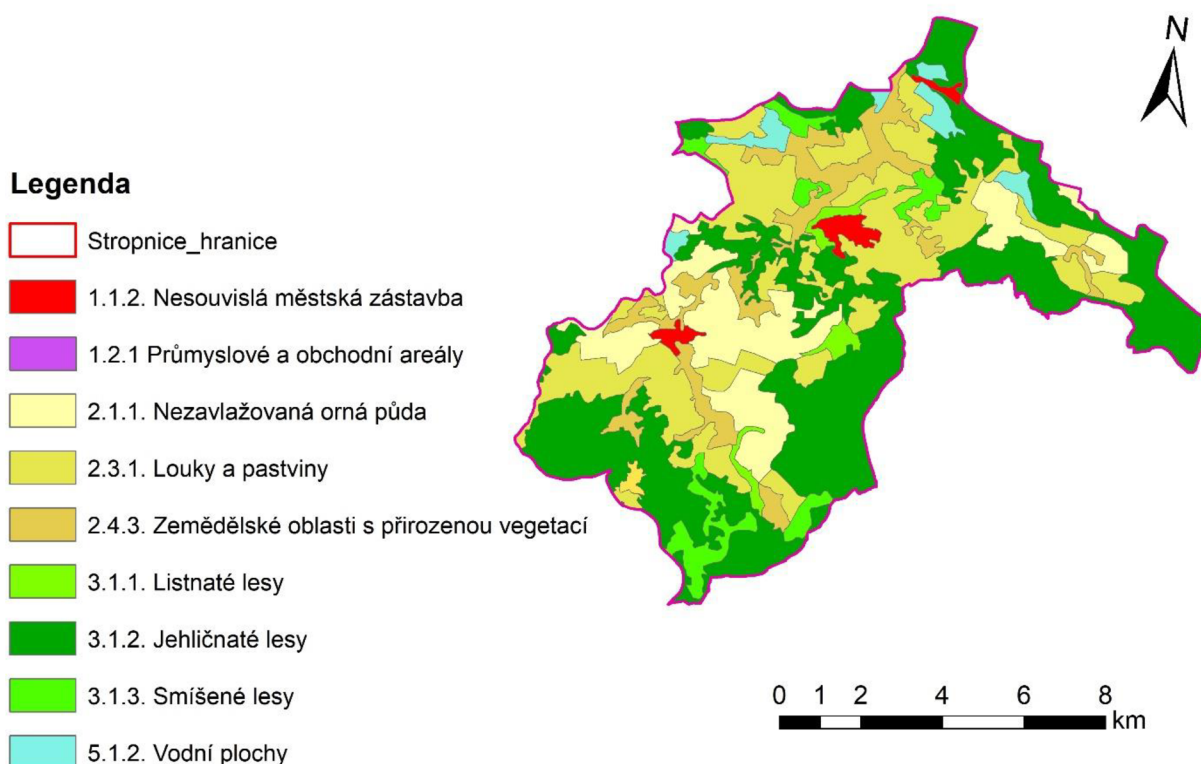
Mapování krajinného pokryvu vrstvou CORINE Land Cover (CLC) 2012 bylo opět provedeno na všech zájmových územích. Pro nejmenší povodí Všeminky je tato vrstva již na hranici využitelnosti díky její nižší podrobnosti (obr. 7). Pro povodí Dřevnice i Stropnice je tento podklad vhodnější (obr. 8 a 9).



Obr. 7 Krajinný pokryv podle CORINE Land Cover 2012 v povodí Všeminky.



Obr. 8 Krajinný pokryv podle CORINE Land Cover 2012 v povodí Dřevnice.

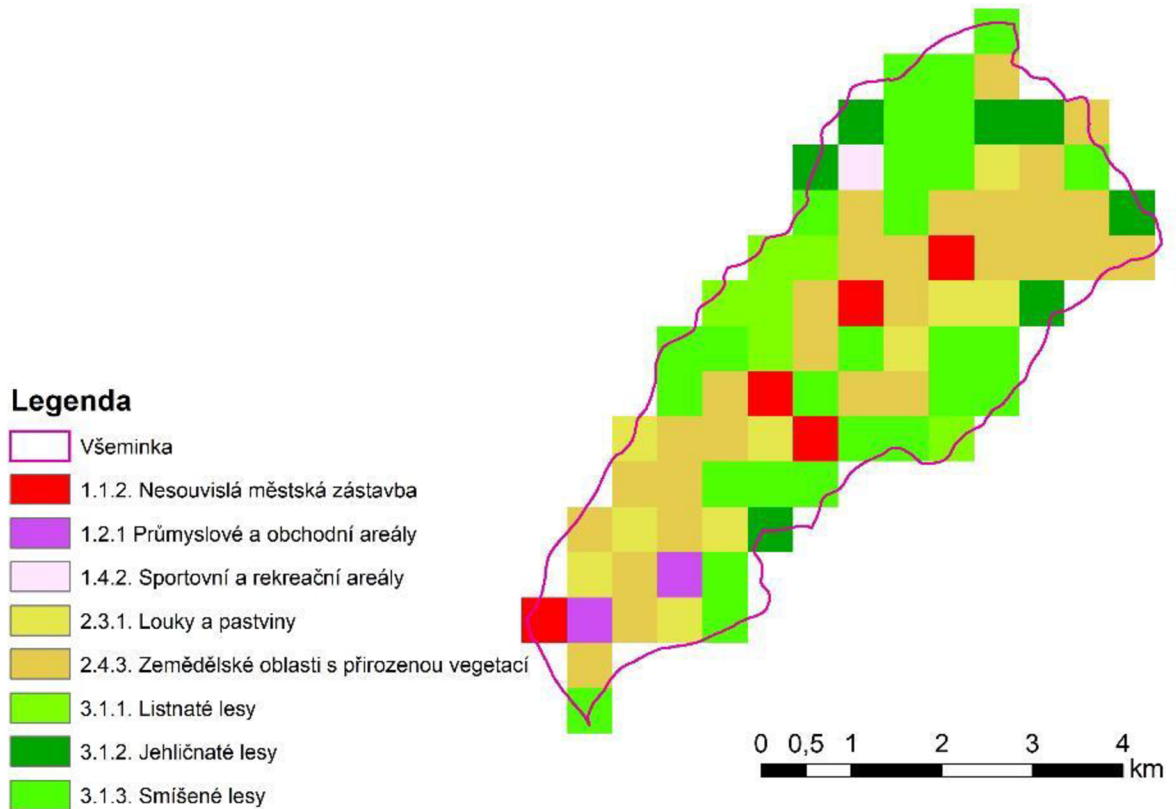


Obr. 9 Krajinový pokryv podle CORINE Land Cover 2012 v povodí Stropnice.

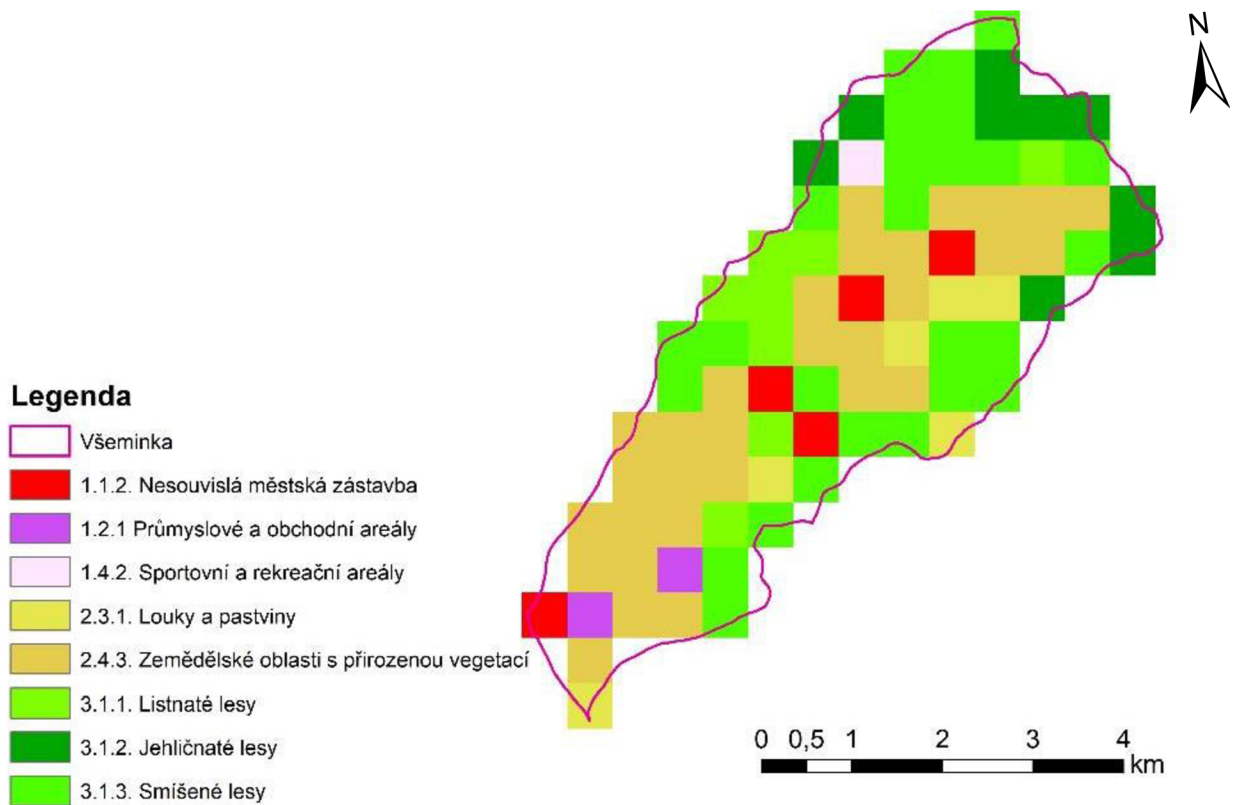
5.1.2 Predikce využití území a krajinného pokryvu modelem LCM

Pro predikování krajinného pokryvu do budoucna byly na základě dat CLC pomocí modelu Land Change Modeller (LCM) vytvořeny mapy všech zájmových území pro roky 2030 a 2050. Povodí Všeminky je opět na hranici vhodnosti zobrazení pro jeho malou rozlohu vzhledem k zobrazení tříd krajinného pokryvu v rastru 500 m (obr. 10 pro rok 2030 a obr. 11 pro rok 2050), i přesto je v něm možné identifikovat nárůst zemědělských oblastí s přirozenou vegetací, které jsou mozaikou orné půdy, pastvin, stálých kultur, ale i přírodních nebo přírodě blízkých biotopů. Tento nárůst se děje na úkor luk a pastvin ve srovnání roku 2012 a 2030 a pokračuje až do roku 2050. Do roku 2030 dochází také k poklesu lesních porostů a pak následně do roku 2050 k jejich opětovnému nárůstu. Obě zbývající povodí Dřevnice a Stropnice je možné v rastru 500 m interpretovat již daleko lépe. Povodí Dřevnice je v roce 2030 oproti referenčnímu stavu v roce 2012 podstatně více zastavěno nesouvislou městskou zástavbou, a to především v jeho západní části; je zajímavé, že této zástavby do roku 2050 ubývá. Plošně v krajině také ve srovnání s rokem 2012 k roku 2030 dochází k nárůstu zemědělských oblastí s přirozenou vegetací, a to na úkor orné půdy (obr. 12 pro rok 2030 a obr. 13 pro rok 2050). V povodí Stropnice se nachází v roce 2012

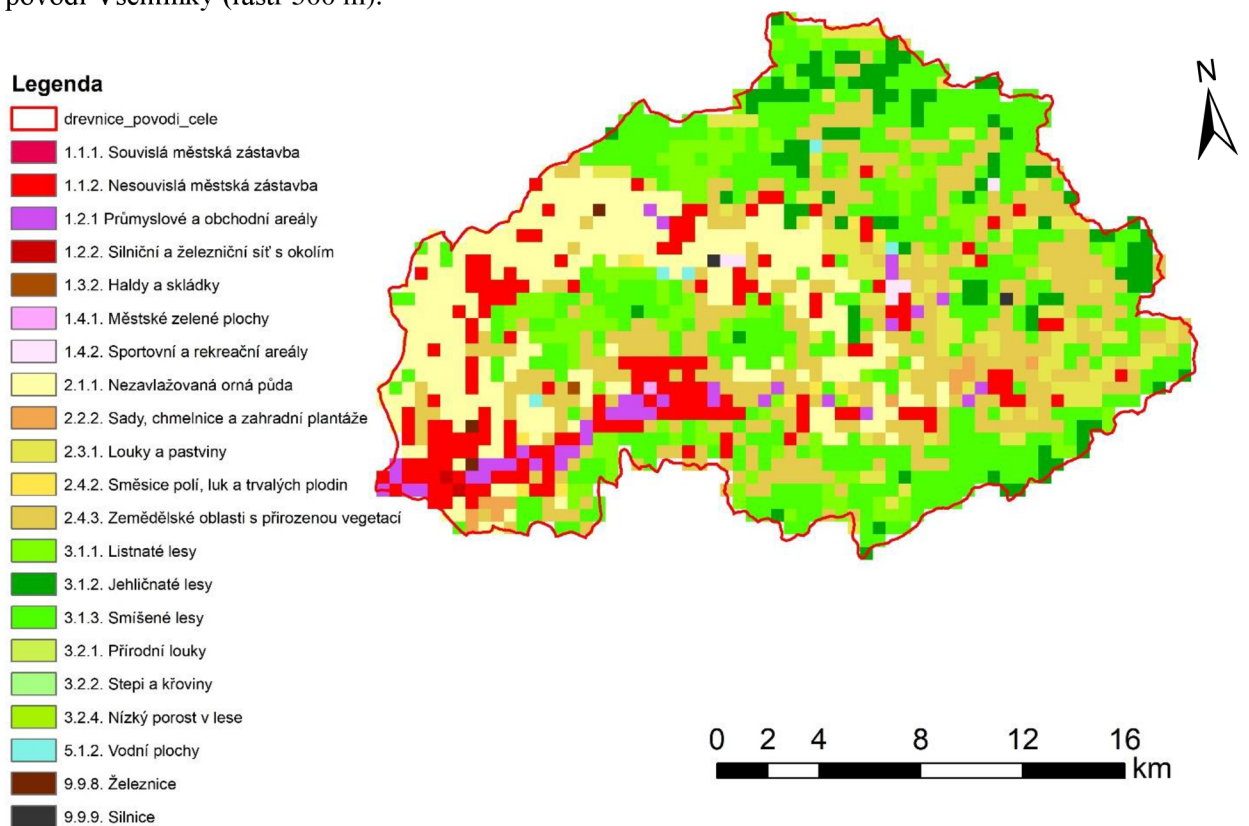
více orné půdy a zemědělských oblastí s přirozenou vegetací, kterou nahradí louky a pastviny jak v roce 2030, tak ještě více v roce 2050, kdy orná půda z povodí téměř zmizí a významně ubude i zemědělských oblastí s přirozenou vegetací. K roku 2050 také přibude malé množství zástavby v obcích v severní části povodí (obr. 14 pro rok 2030 a obr. 15 pro rok 2050).



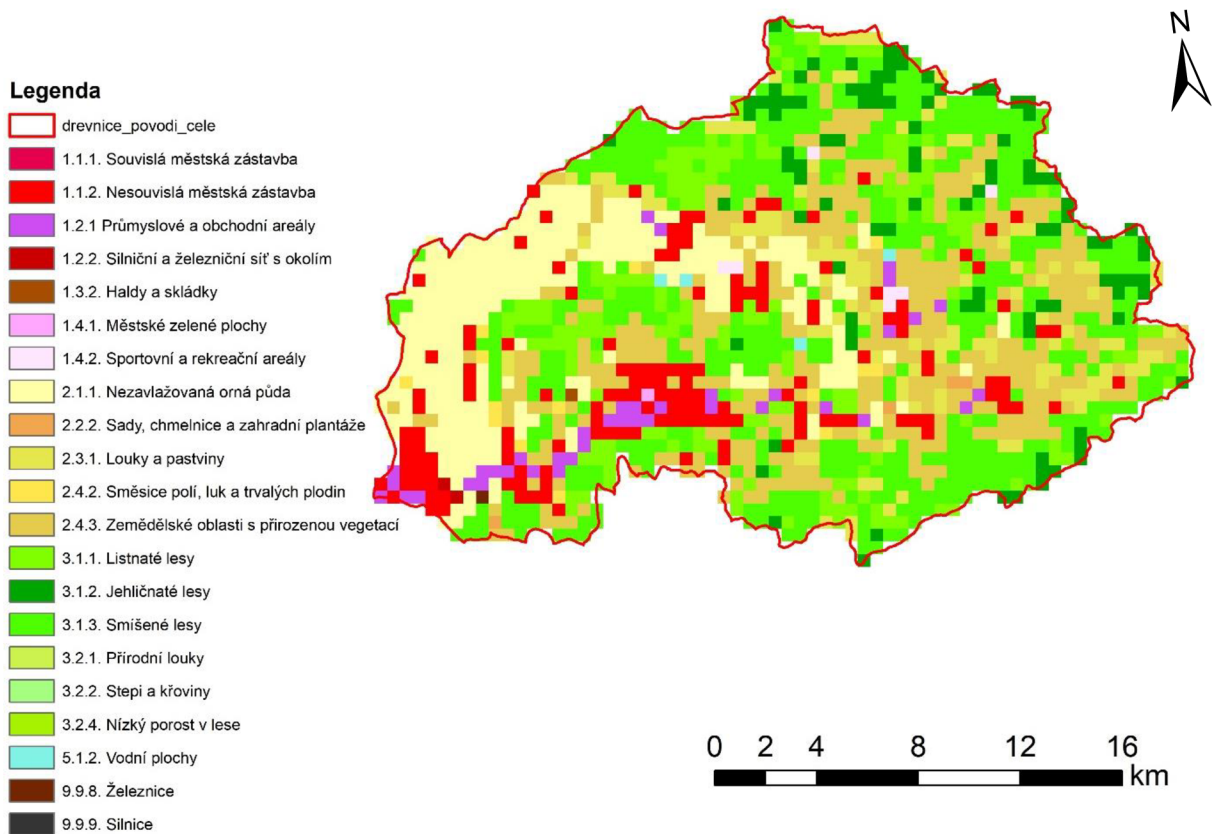
Obr. 10 Krajinný pokryv podle CORINE Land Cover, predikovaný pro rok 2030 modelem LCM na povodí Všeminky (rastr 500 m).



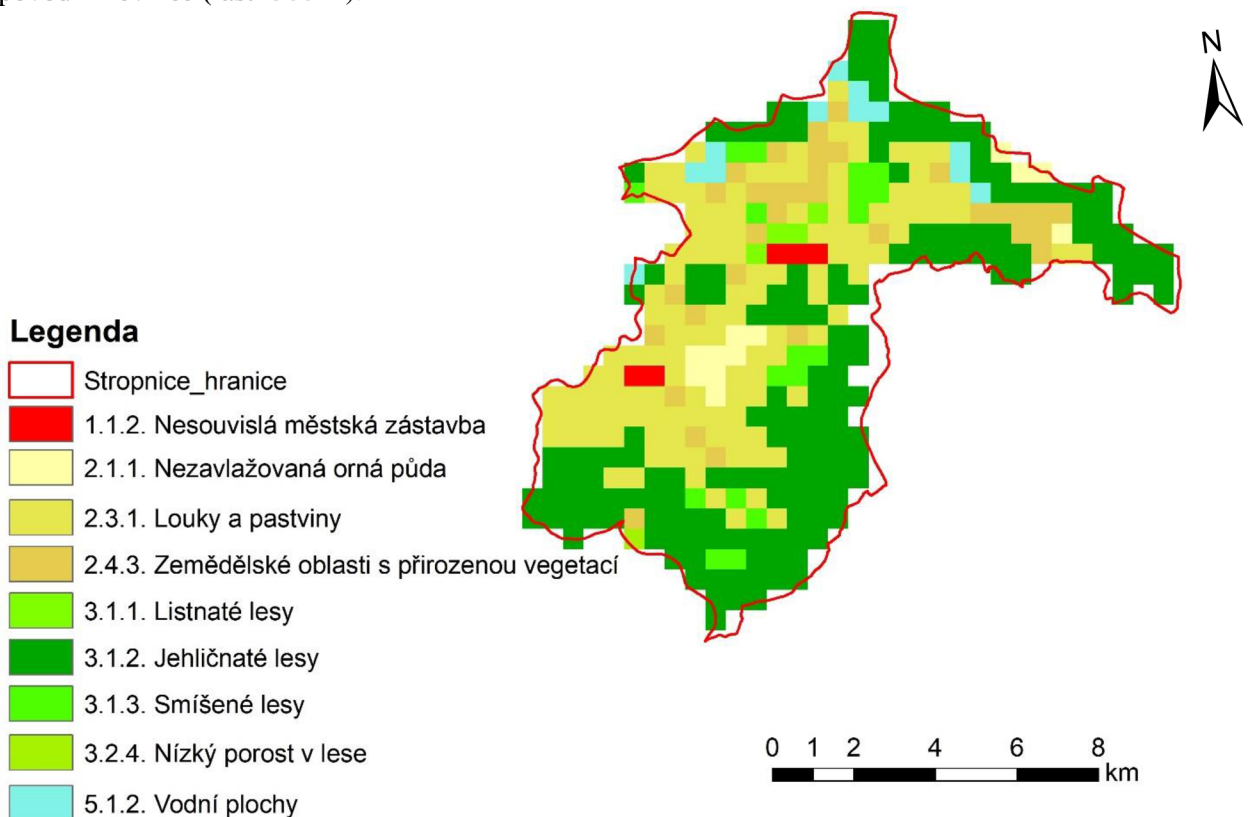
Obr. 11 Krajinný pokryv podle CORINE Land Cover, predikovaný pro rok 2050 modelem LCM na povodí Všeminky (rastr 500 m).



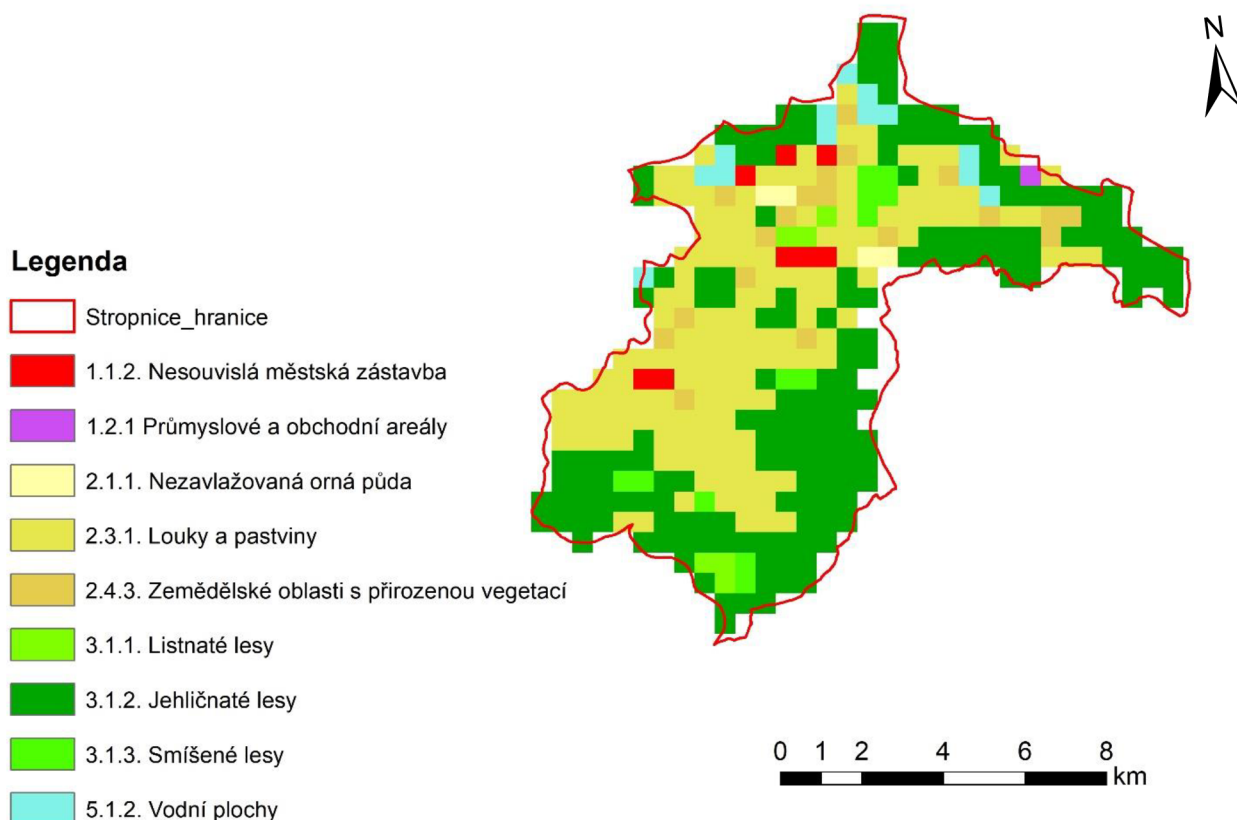
Obr. 12 Krajinný pokryv podle CORINE Land Cover, predikovaný pro rok 2030 modelem LCM na povodí Dřevnice (rastr 500 m).



Obr. 13 Krajinný pokryv podle CORINE Land Cover, predikovaný pro rok 2050 modelem LCM na povodí Dřevnice (rastr 500 m).



Obr. 14 Krajinný pokryv podle CORINE Land Cover, predikovaný pro rok 2030 modelem LCM na povodí Stropnice (rastr 500 m).



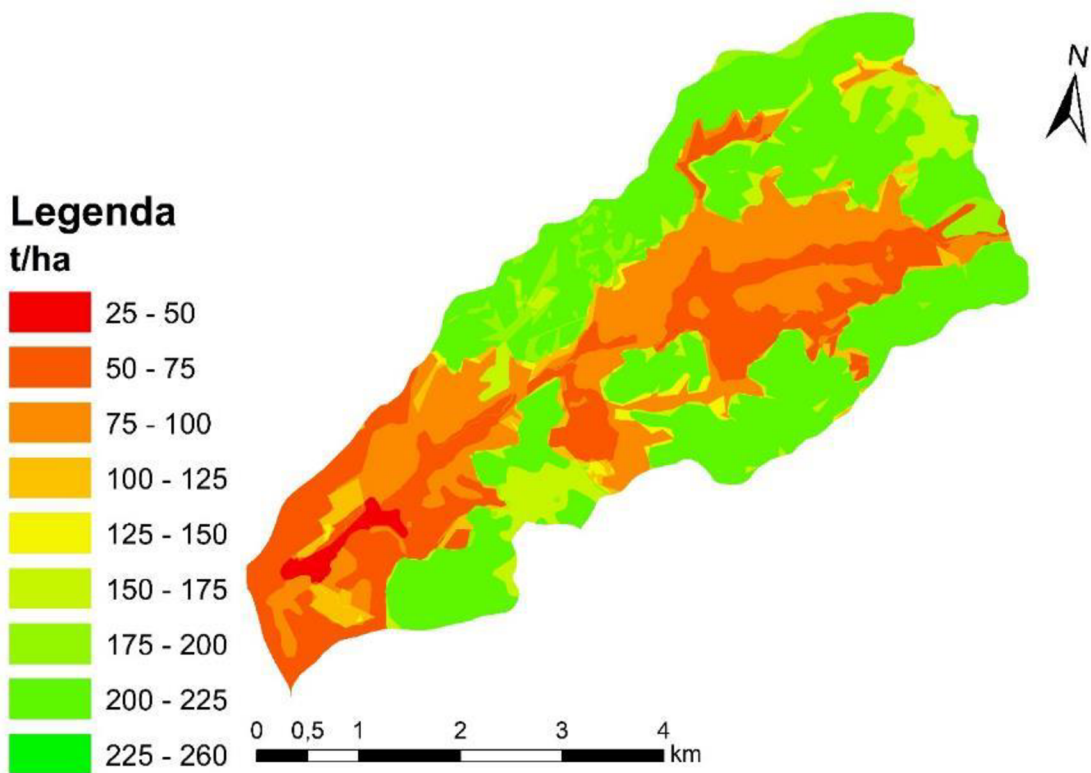
Obr. 15 Krajinný pokryv podle CORINE Land Cover, predikovaný pro rok 2050 modelem LCM na povodí Stropnice (rastr 500 m).

5.2 Produkční funkce

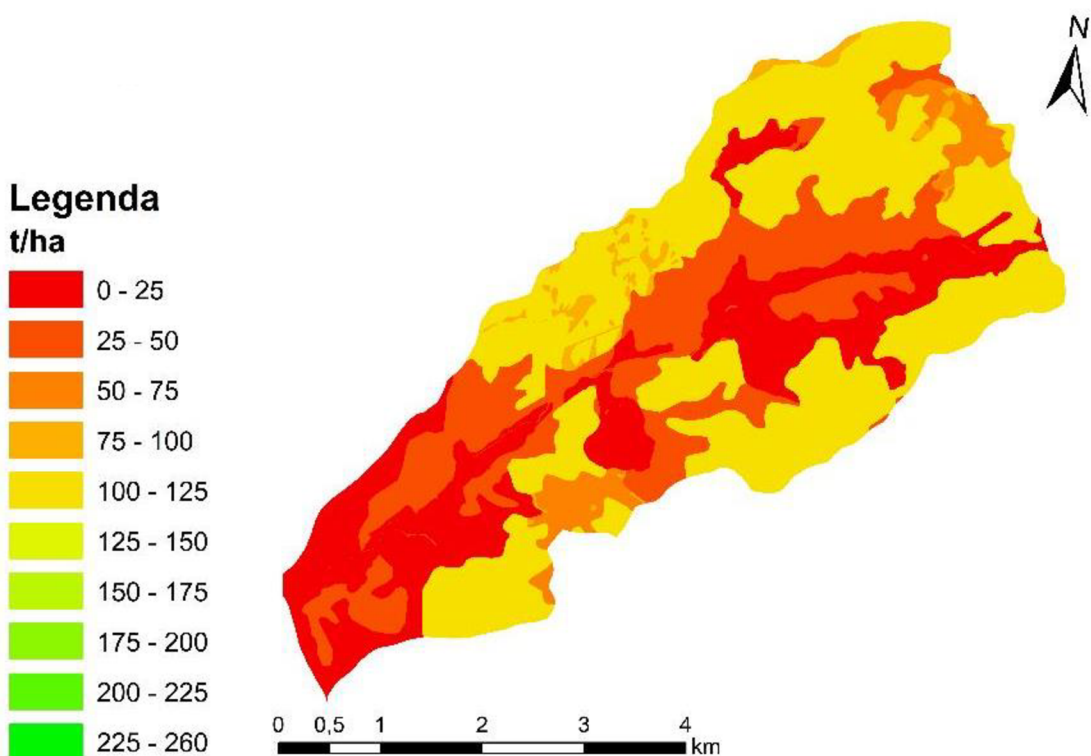
5.2.1 Zásoby uhlíku spočítané na základě CORINE Land Cover a Detailní kombinované vrstvy

5.2.1.1 Zásoby uhlíku – současný stav

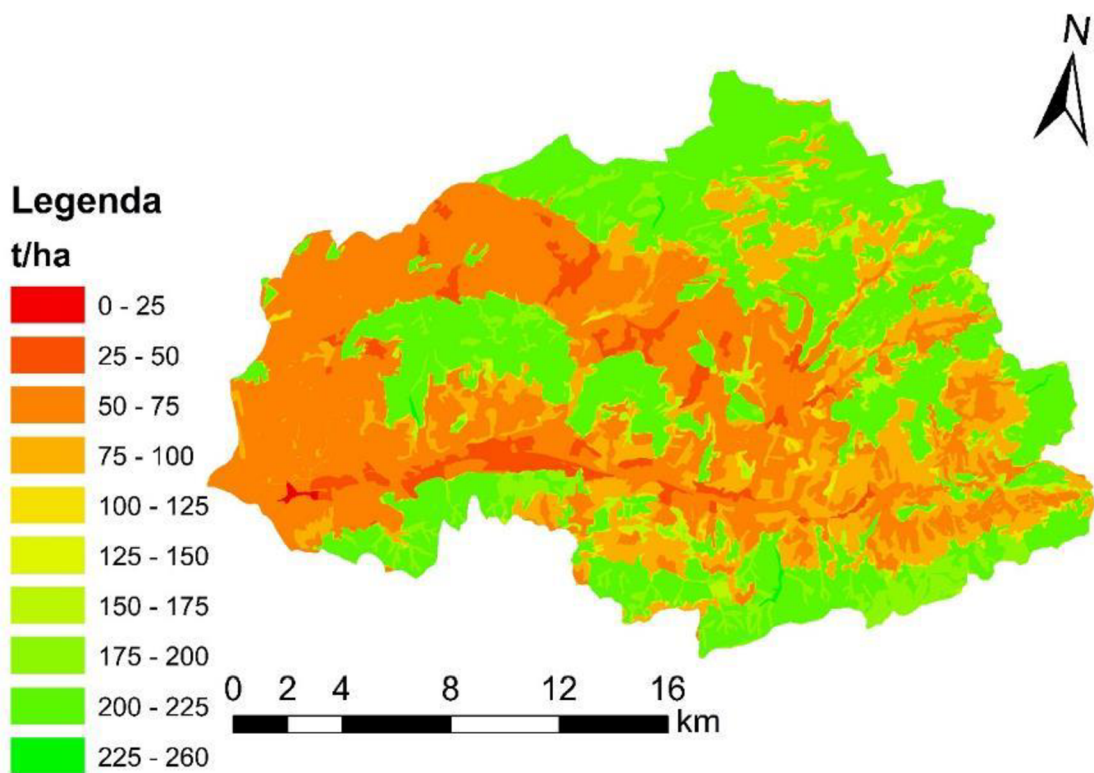
Zásoby uhlíku ve formě uhlíkových zásobníků pro povodí Všeminky, vypočtené na základě vrstvy CLC 2012 a obsahující nadzemní biomasu, podzemní biomasu, odumřelou biomasu a půdní uhlík, jsou zobrazeny na obr. 16, zásobníky bez půdního uhlíku na obr. 17. Obdobné párové obrázky pro Dřevnici najdeme na obr. 18 a 19, pro Stropnici na obr. 20 a 21. Zvláště pak u lesních biotopů z nich vyplývá někdy až stoprocentní navýšení celkového uhlíku po započtení půdního uhlíku.



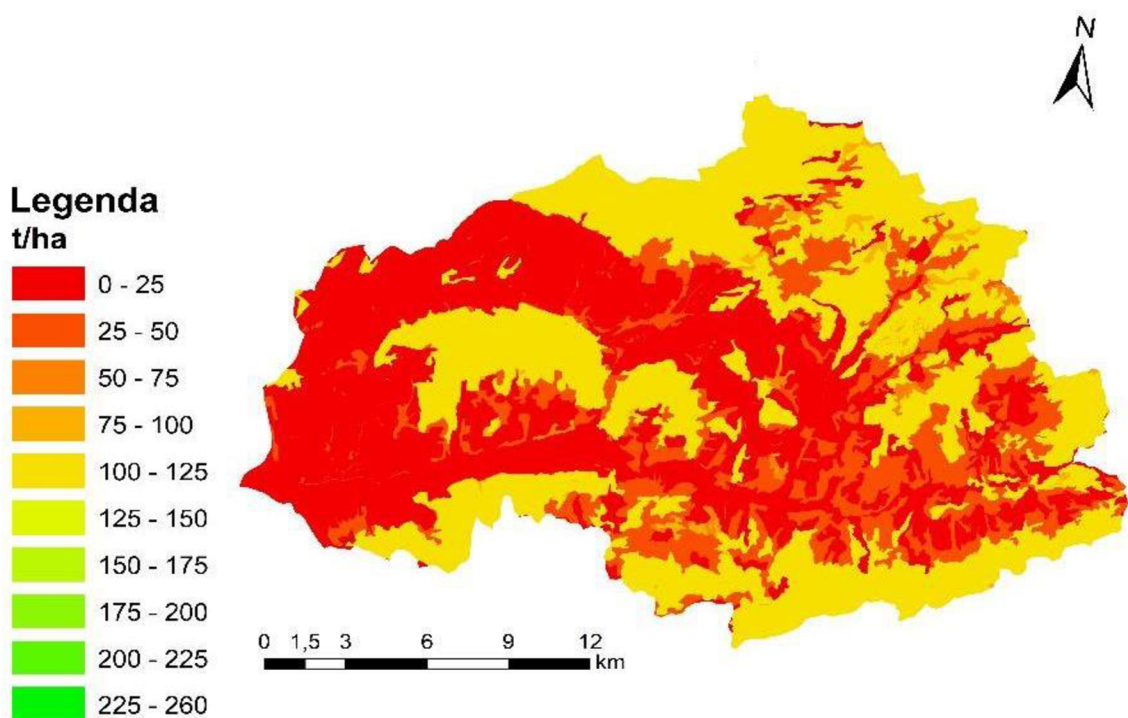
Obr. 16 Celkový uhlík (nadzemní biomasa, podzemní biomasa, odumřelá biomasa a půdní uhlík) v povodí Všeminky vypočtený na základě vrstvy CORINE Land Cover 2012.



Obr. 17 Nadzemní biomasa, podzemní biomasa a odumřelá biomasa v povodí Dřevnice vypočtená na základě vrstvy CORINE Land Cover 2012.

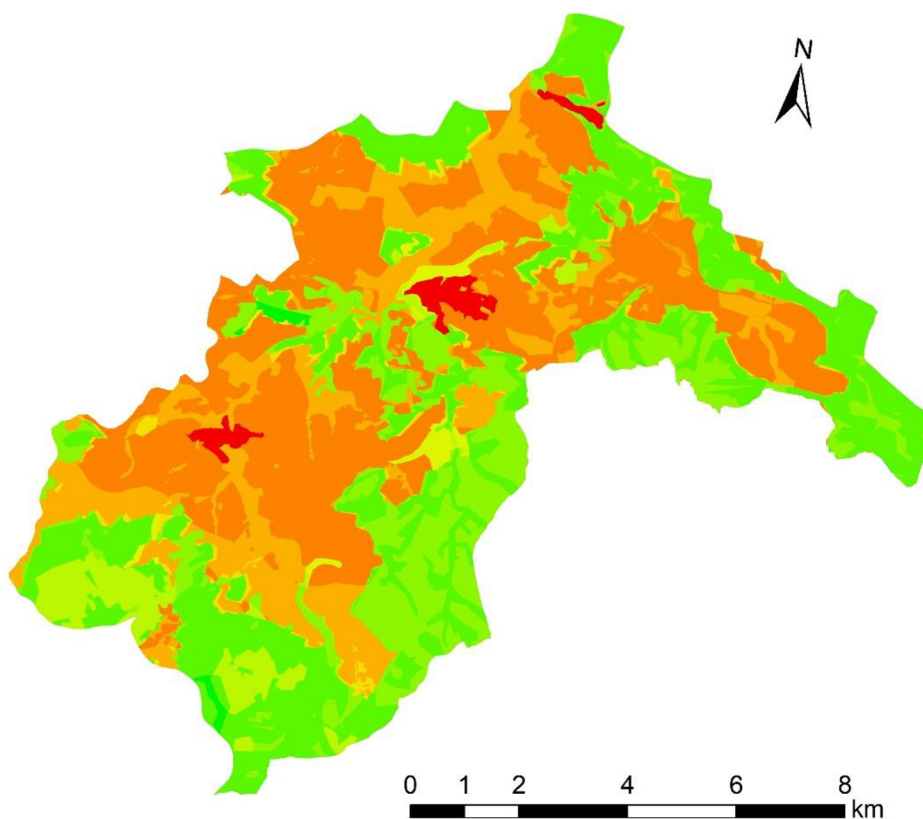
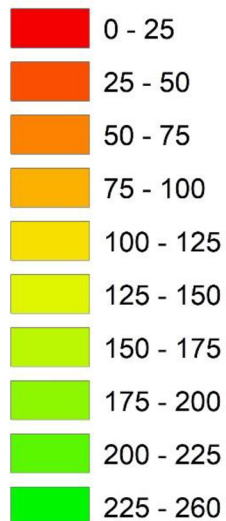


Obr. 18 Celkový uhlík (nadzemní biomasa, podzemní biomasa, odumřelá biomasa a půdní uhlík) v povodí Dřevnice vypočtený na základě vrstvy CORINE Land Cover 2012.



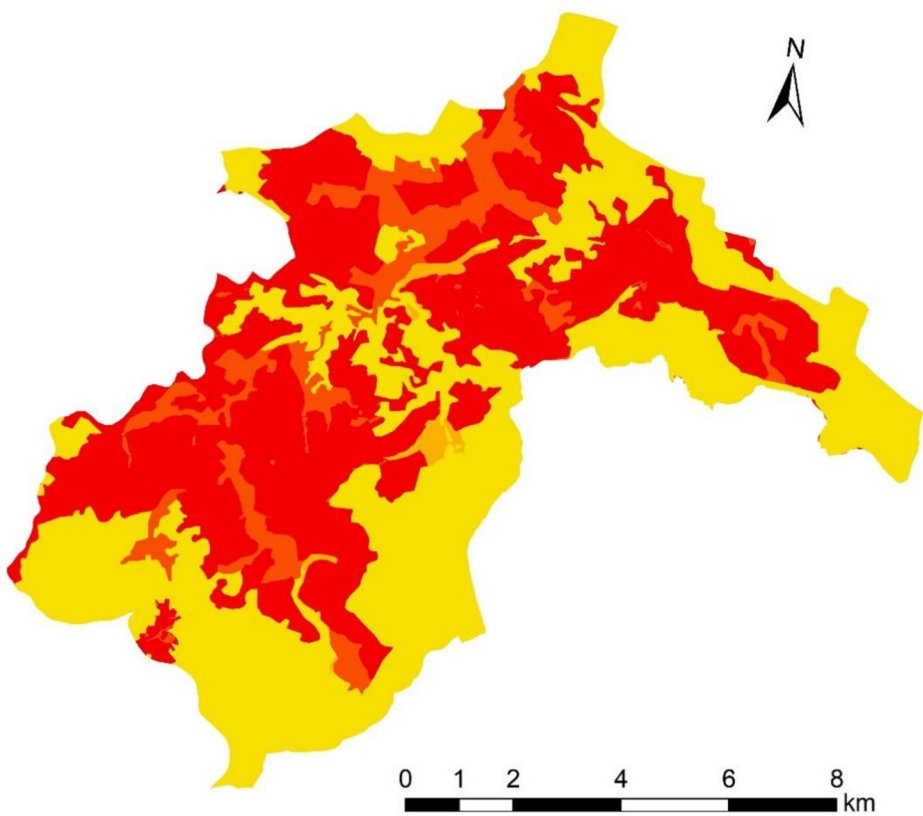
Obr. 19 Nadzemní biomasa, podzemní biomasa a odumřelá biomasa v povodí Dřevnice vypočtená na základě vrstvy CORINE Land Cover 2012.

Legenda
t/ha



Obr. 20 Celkový uhlík (nadzemní biomasa, podzemní biomasa, odumřelá biomasa a půdní uhlík) v povodí Stropnice vypočtený na základě vrstvy CORINE Land Cover 2012.

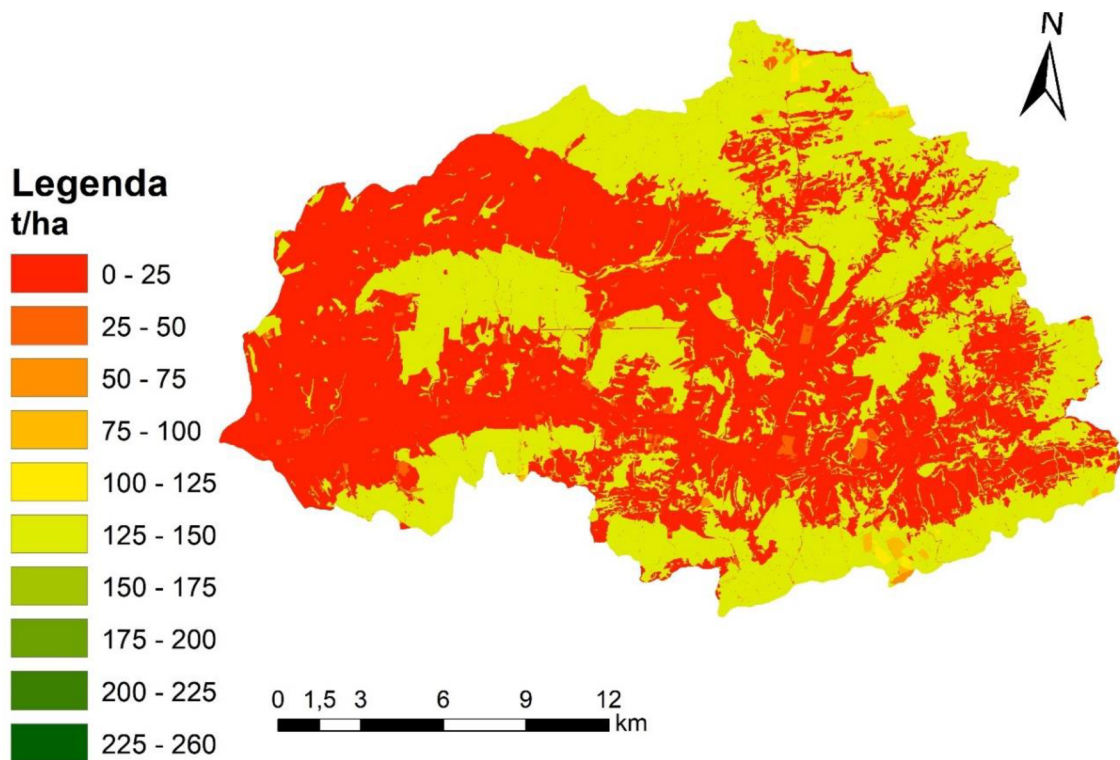
Legenda
t/ha



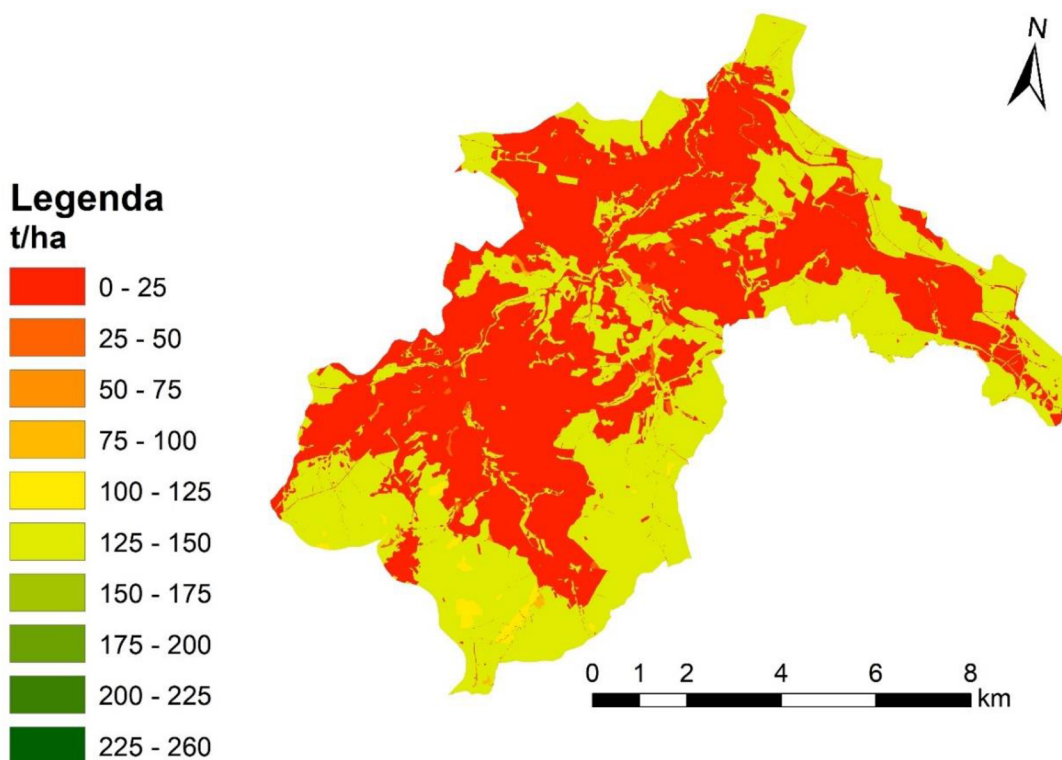
Obr. 21 Nadzemní biomasa, podzemní biomasa, odumřelá biomasa v povodí Stropnice vypočtená na základě vrstvy CORINE Land Cover 2012.

5.2.1.2 Zásoby uhlíku spočítané na základě Detailní kombinované vrstvy

Zásoby uhlíku ve formě uhlíkových zásobníků nadzemní biomasy, podzemní biomasy a odumřelé biomasy, vypočtené na podkladě Detailní kombinované vrstvy (DKV) pro povodí Dřevnice, jsou zobrazeny na obr. 28 a pro povodí Stropnice na obr. 29. Srovnáním s obr. 19 a 21 nejsou patrné podstatné rozdíly při použití obou podkladů s podstatně odlišnými měřítky.



Obr. 28 Nadzemní, podzemní a odumřelá biomasa v povodí Dřevnice vypočtená na základě DKV.

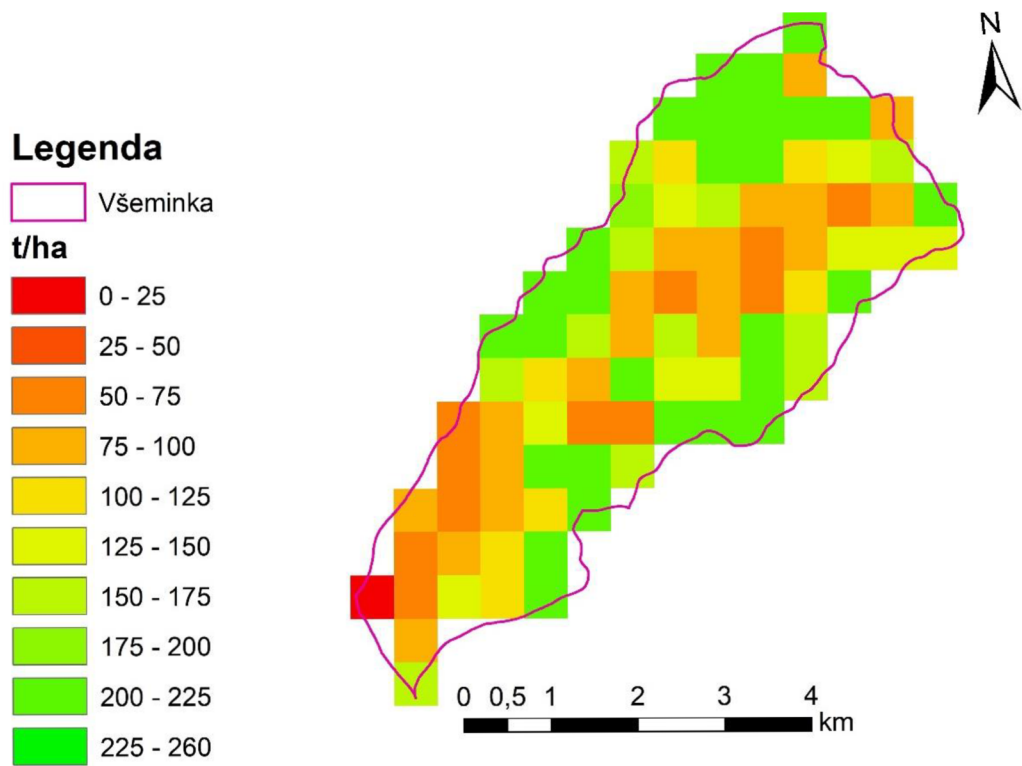


Obr. 29 Nadzemní, podzemní a odumřelá biomasa v povodí Stropnice vypočtená na základě DKV.

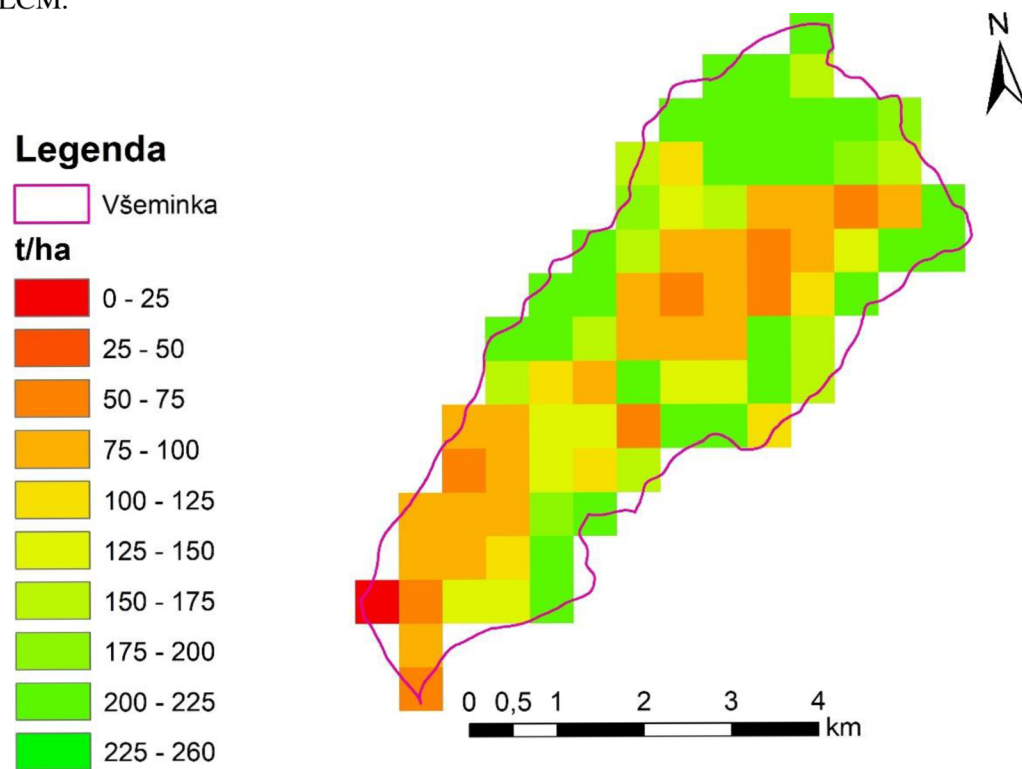
5.2.2 Predikce zásoby uhlíku pomocí modelu InVEST

Predikce zásoby uhlíku ve formě uhlíkových zásobníků byla udělána pro roky 2030 a 2050 pomocí modelu Land Change Modeller (LCM) pro povodí Všeminky (obr. 22 a 23), Dřevnice (obr. 24 a 25) a Stropnice (obr. 26 a 27). Pro predikci byl zvolen rastr 500 m, který lze v povodí Dřevnice a Stropnice použít vzhledem k velikosti území, ale pro povodí Všeminky je již na hranici využitelnosti.

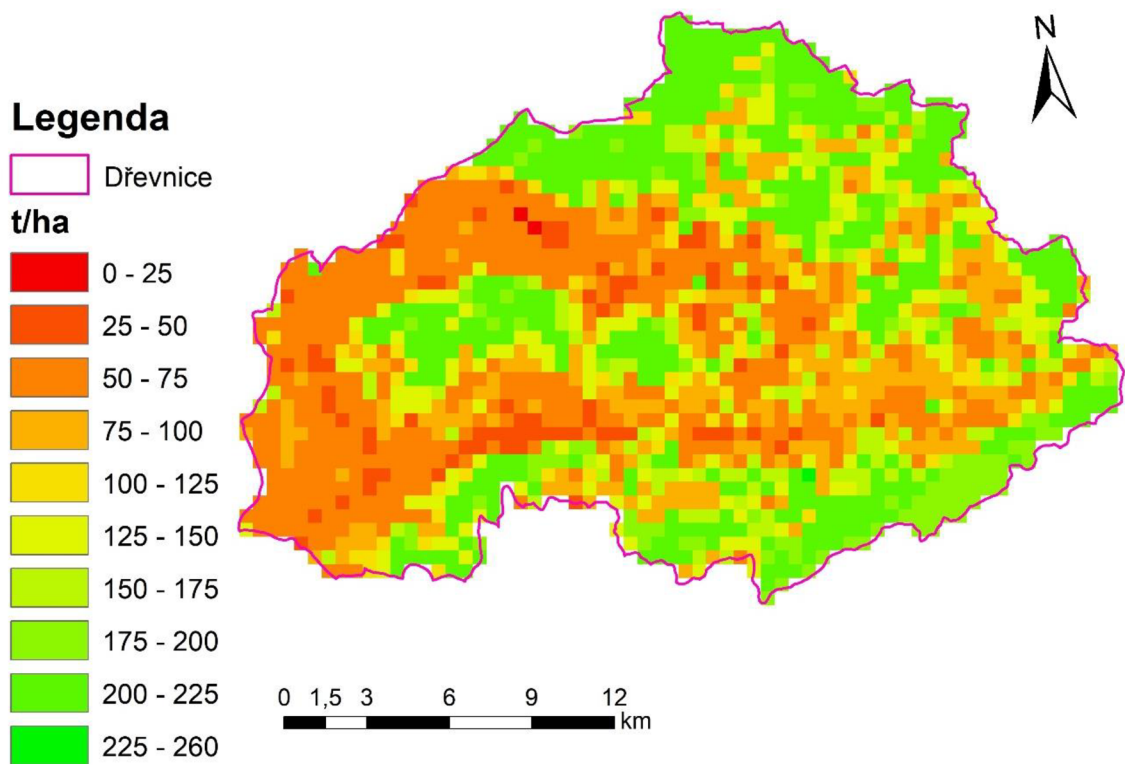
Ve všech třech povodích se zásobníky celkového uhlíku mírně zvyšují, protože podle modelu Land Change Modeller (popsaného v kapitole 3.7.3 a diskutovaného v kapitole 6.5), bude až do roku 2050 docházet k mírnému nárůstu zatravnění a zalesňování zemědělské půdy. V případě povodí Stropnice je patrné i jisté snížení některých zásobníků uhlíku.



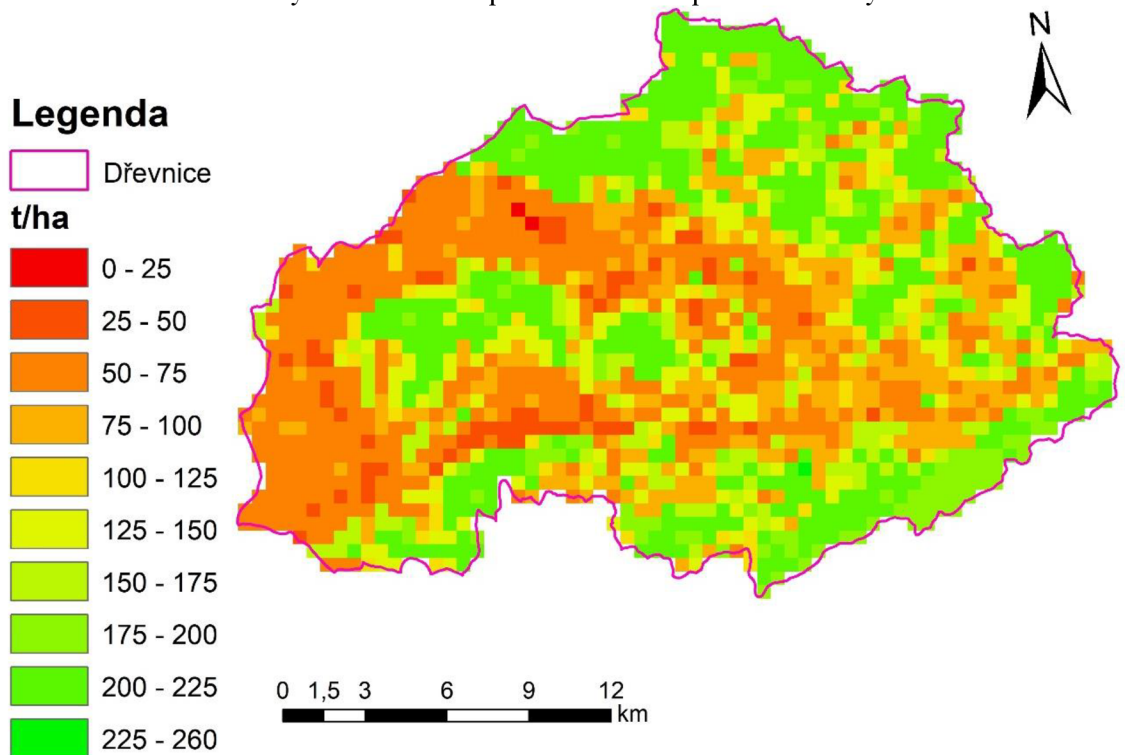
Obr. 22 Predikce uhlíkových zásobníků v povodí Všeminky pro rok 2030 vytvořená modelem LCM.



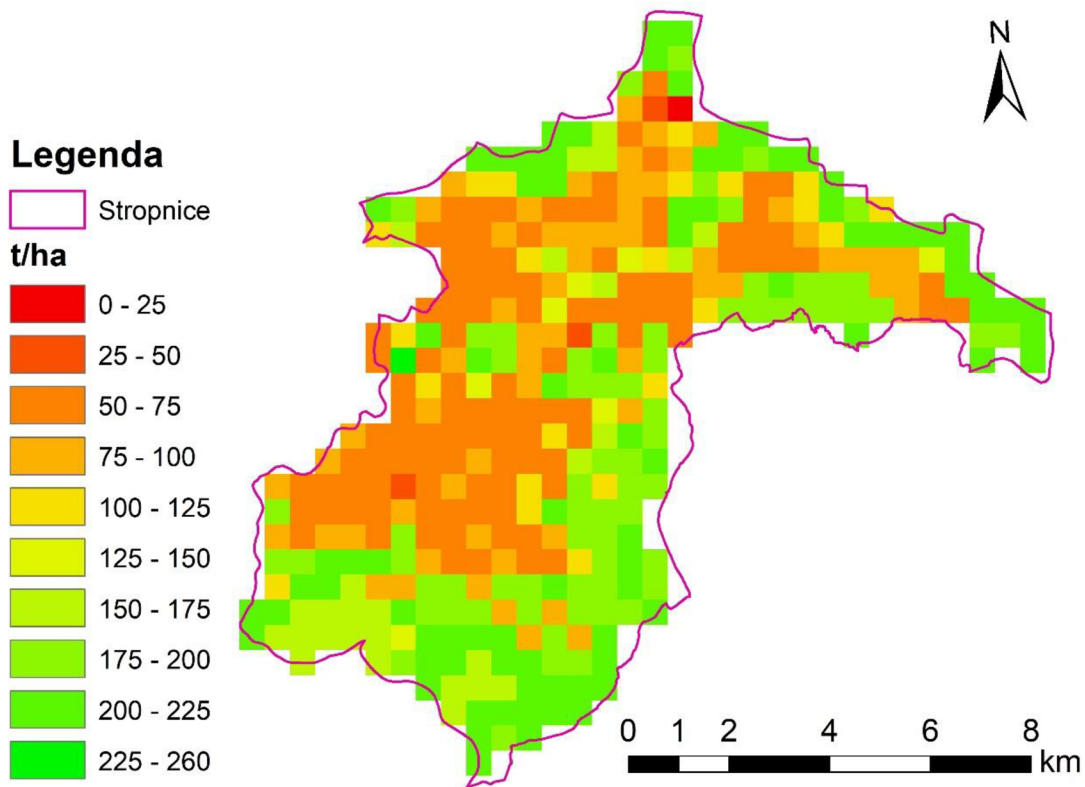
Obr. 23 Predikce uhlíkových zásobníků v povodí Všeminky pro rok 2050 vytvořená modelem LCM.



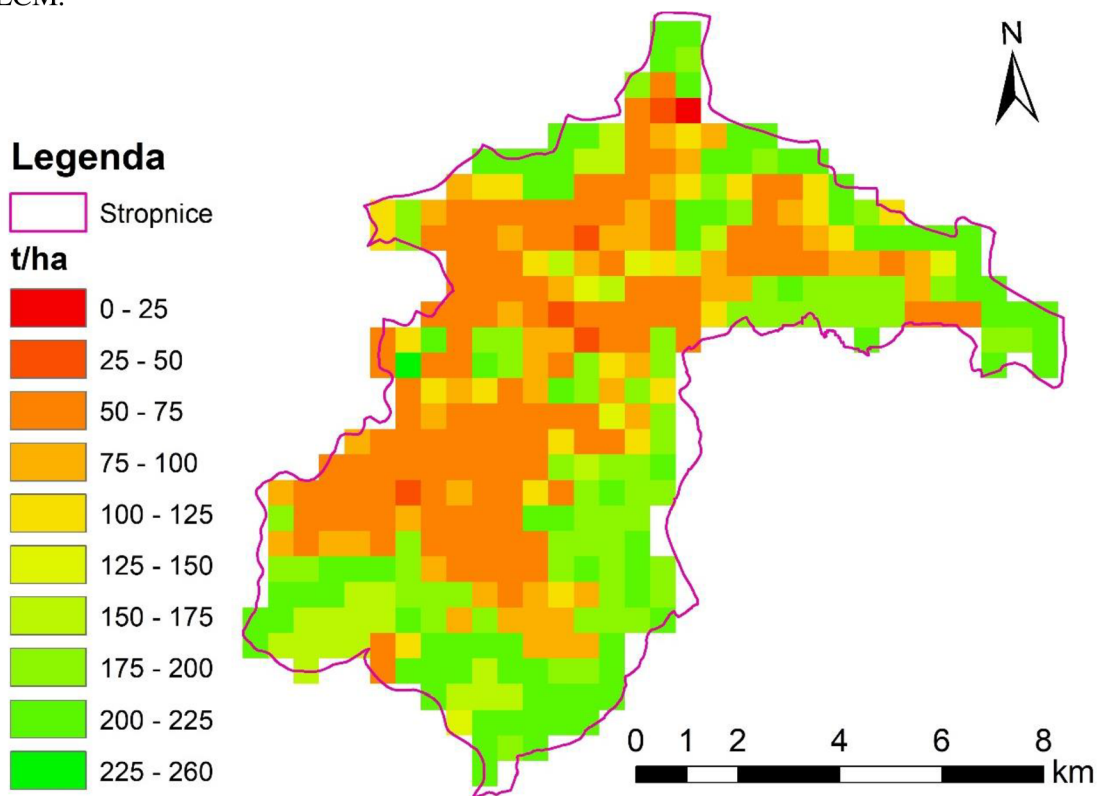
Obr. 24 Predikce uhlíkových zásobníků v povodí Dřevnice pro rok 2030 vytvořená modelem LCM.



Obr. 25 Predikce uhlíkových zásobníků v povodí Dřevnice pro rok 2050 vytvořená modelem LCM.



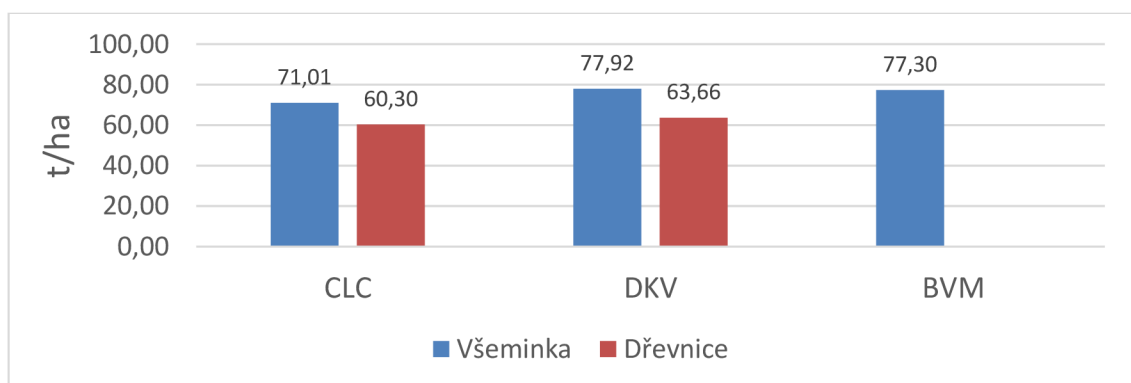
Obr. 26 Predikce uhlíkových zásobníků v povodí Stropnice pro rok 2030 vytvořená modelem LCM.



Obr. 27 Predikce uhlíkových zásobníků v povodí Stropnice pro rok 2050 vytvořená modelem LCM.

5.2.3 Srovnání zásoby uhlíku vrstev CLC, DKV a BVM

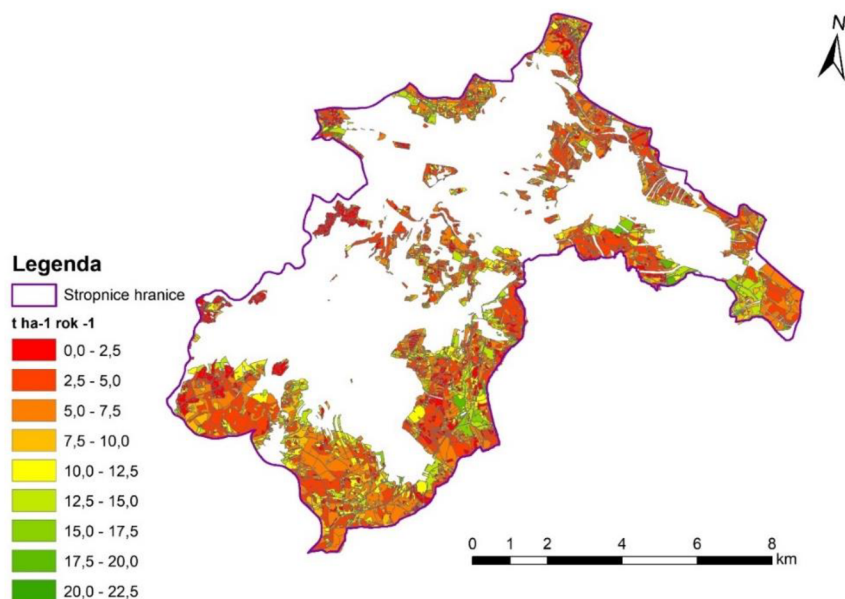
Srovnání zásoby uhlíku ve formě uhlíkových zásobníků (nadzemní, podzemní a odumřelá biomasa) v povodích Dřevnice a Všeminky pro vrstvu krajinného pokryvu CORINE Land Cover (CLC) a Detailní kombinovanou vrstvu (DKV) ukazuje, že více uhlíku na hektar se nachází v povodí Všeminky než v povodí Dřevnice (obr. 30). To je dáno vyšším podílem lesů v povodí Všeminky 54,1 % oproti povodí Dřevnice s 44,1 %. Dále je vidět, že více uhlíku bylo v obou povodích zjištěno při použití vrstvy DKV a v případě povodí Všeminky podkladů z mapování BVM oproti méně podrobné vrstvě CLC.



Obr. 30 Srovnání uhlíkových zásobníků vrstev CLC, DKV a BVM v povodí Všeminky a Dřevnice

5.2.4 Čistá primární produkce lesních porostů

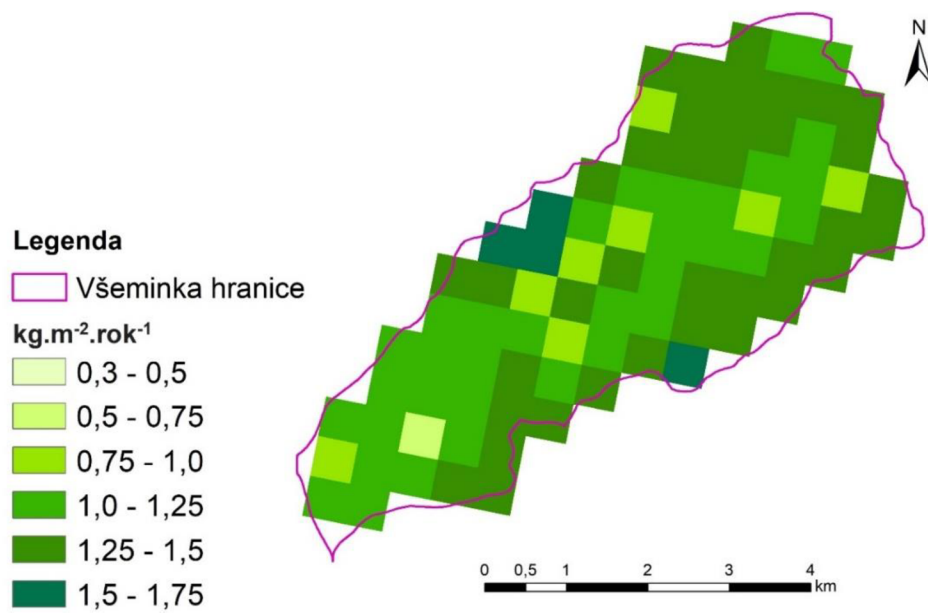
Čistá primární produkce (NPP) pro lesní porosty, stanovená v horní části povodí Stropnice na základě dat o zásobách hroubí a celkovém běžném přírůstu (CBP) z lesního hospodářského plánu (LHP) je uvedena na obr. 31. Pohybovala se od 2 do 22,5 t.ha⁻¹.rok⁻¹. NPP byla vyšší u mladších porostů, které v mapě vynikají odstíny zelené barvy. Jehličnaté porosty v povodí Stropnice převažují a mají NPP průměrně vyšší než listnaté porosty.



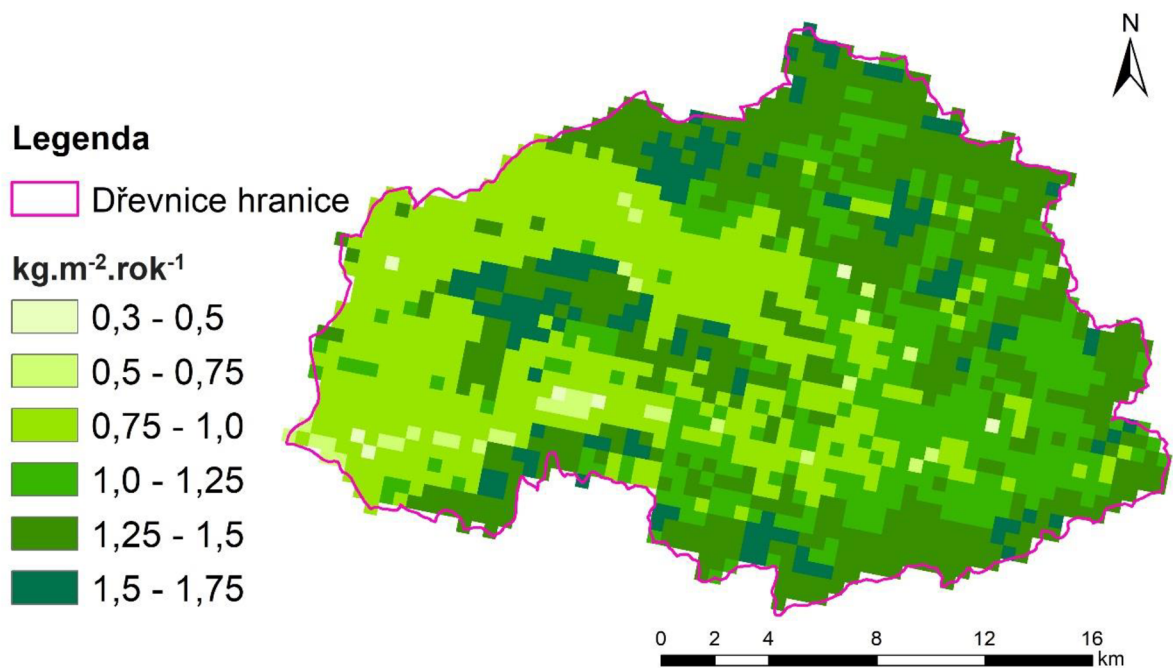
Obr. 31 Produkce biomasy v lesích v povodí Stropnice.

5.2.5 Čistá roční primární produkce na krajinné úrovni

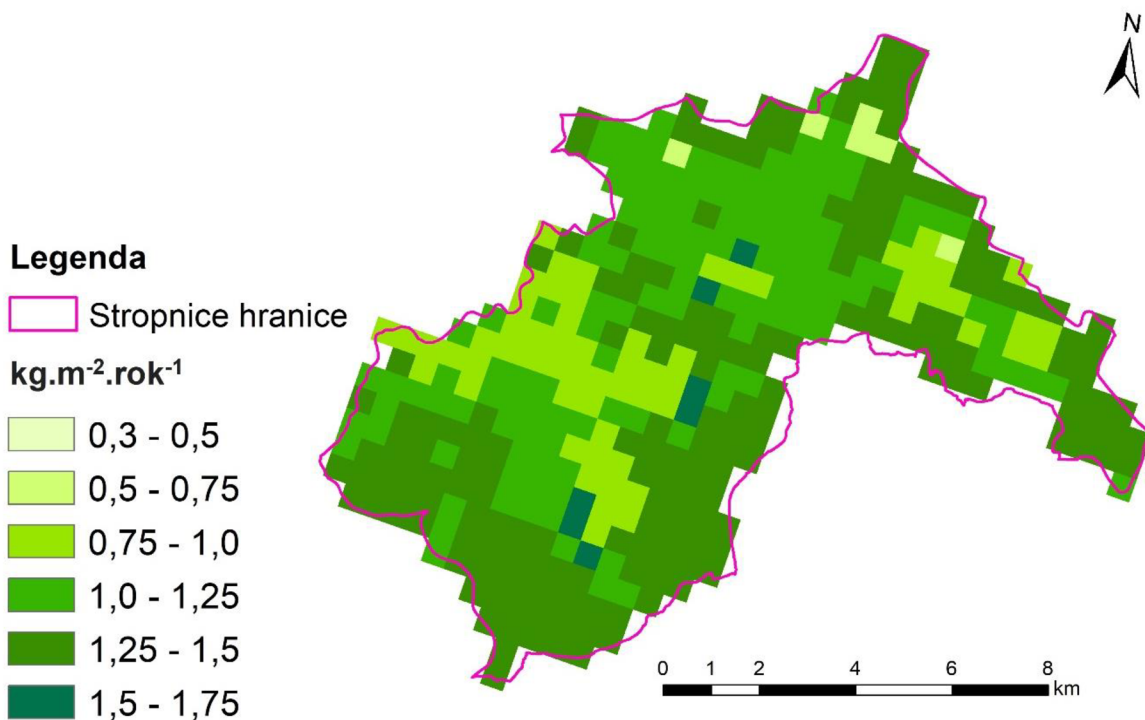
Výpočty produkční funkce biotopů pro povodí Všeminky, Dřevnice a Stropnice, získané aplikací databázových hodnot na data CLC, jsou zobrazeny na obr. 32, 33 a 34. Vyšší hodnoty produkční funkce jsou především v zalesněných částech povodí, a naopak nejnižší hodnoty nabývají území s převahou polí nebo s vysokým podílem zástavby. To je patrné především v povodí Dřevnice v jeho západní části kde jsou rozlehlá pole, a dále z nejnižších hodnot v jeho jihozápadní části, kde se nacházejí Otrokovice a navazuje krajské město Zlín (obr. 33). Hodnoty značně korespondují s hodnotami evapotranspirační funkce, která je popsána dále (kap. 5.3).



Obr. 32 Čistá roční primární produkce nadzemní a podzemní biomasy v povodí Všeminky.



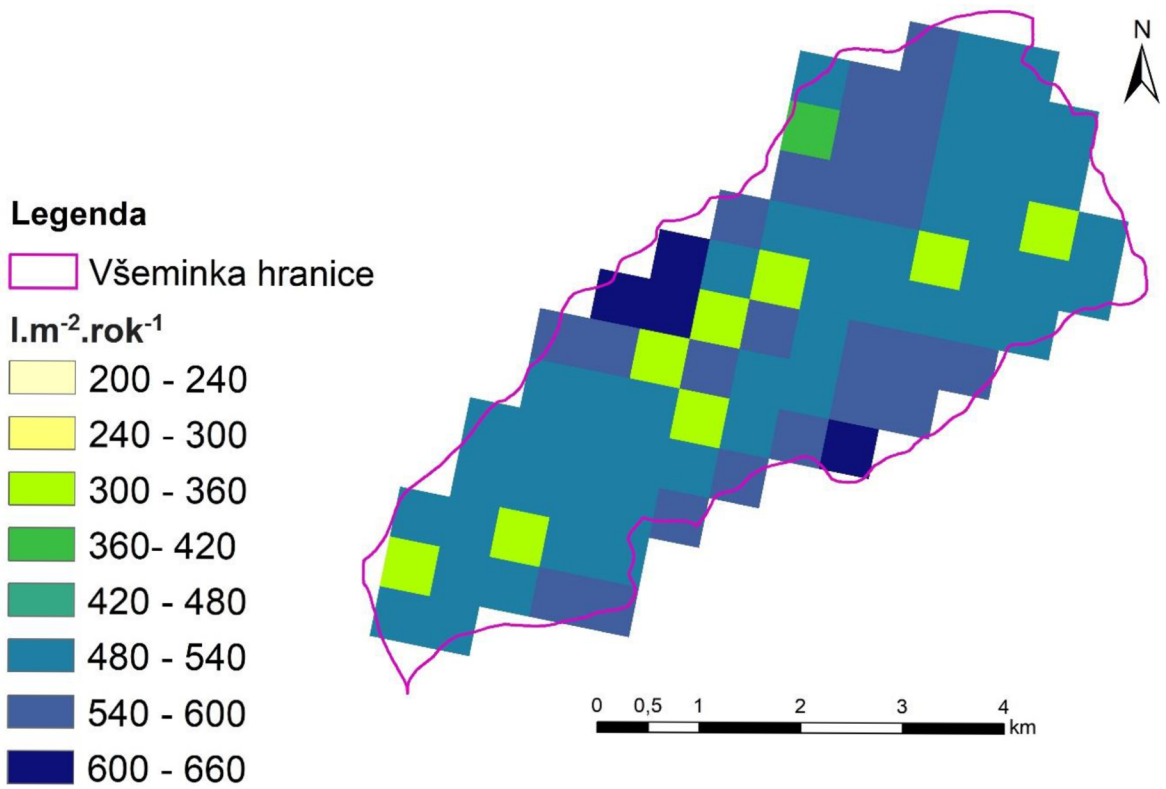
Obr. 33 Čistá roční primární produkce nadzemní a podzemní biomasy v povodí Dřevnice.



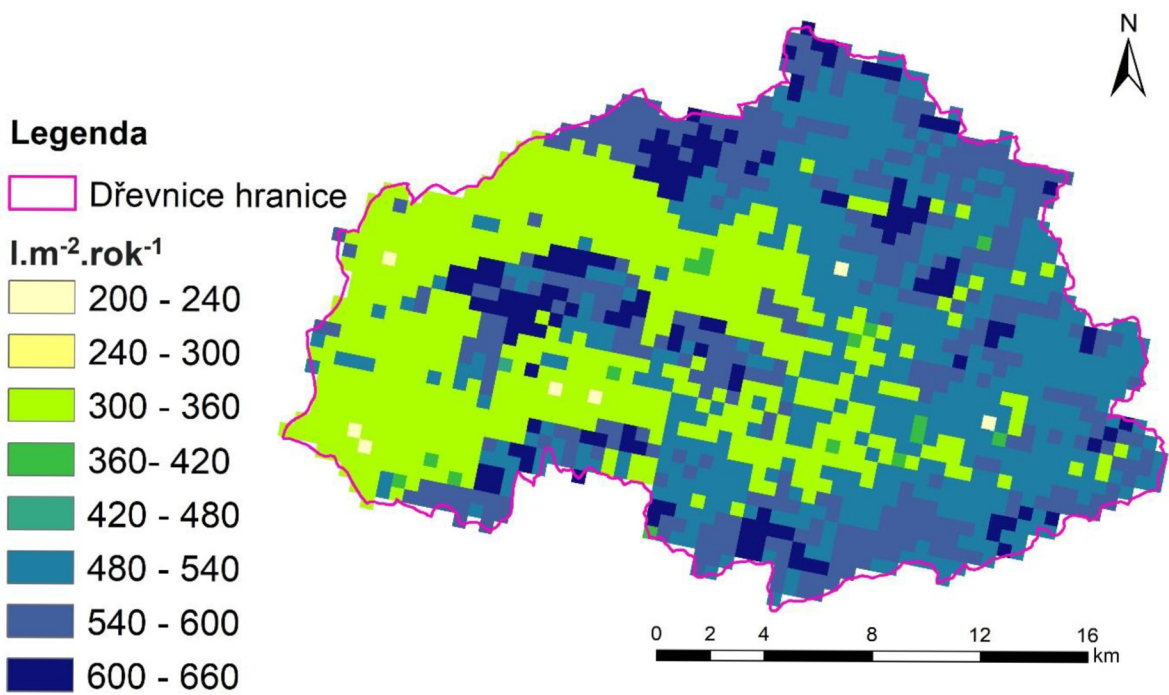
Obr. 34 Čistá roční primární produkce nadzemní a podzemní biomasy v povodí Stropnice.

5.3 Evapotranspirace na krajinné úrovni

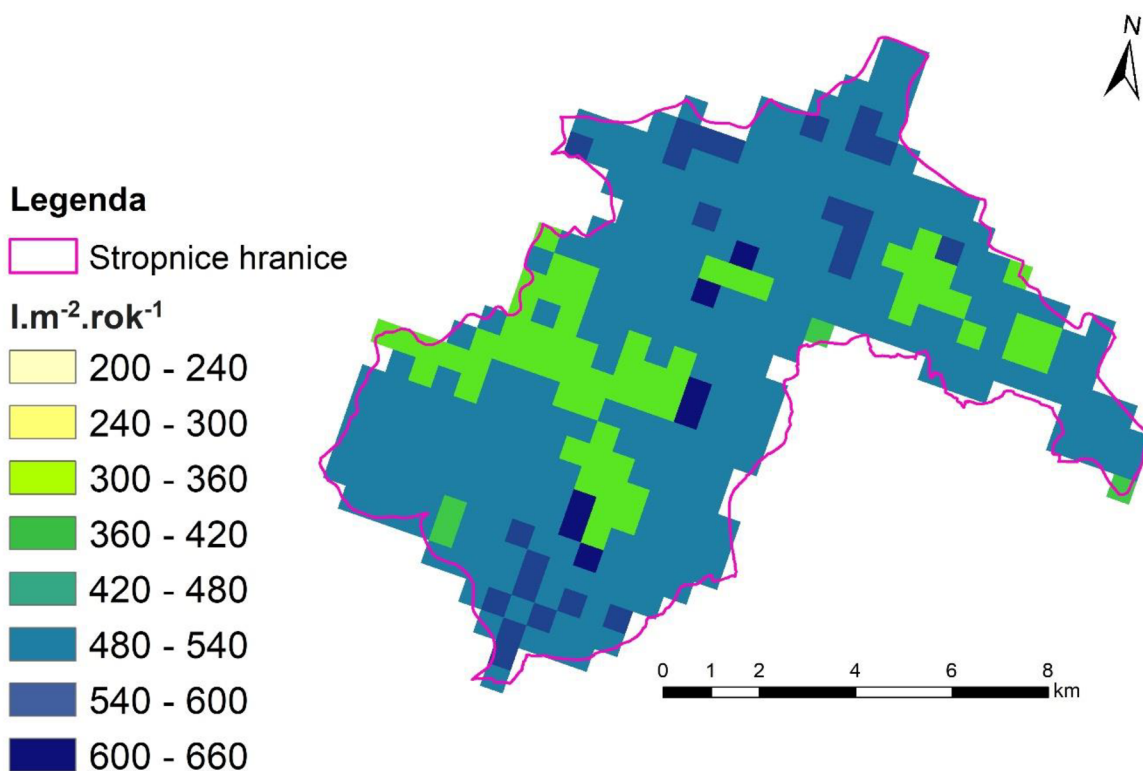
Výsledky evapotranspirační funkce biotopů podle ročních hodnot evapotranspirace pro povodí Všeminky, Dřevnice a Stropnice jsou zobrazeny na obr. 35, 36 a 37. Vyšší hodnoty evapotranspirace lze považovat za pozitivní, kdy se více slunečního záření přeměňuje na energii latentní tepla a dochází k vyrovnávání teplot. Středem povodí Všeminky po jeho delší části prochází komunikace, na kterou navazuje řada obcí, a to je znát i v nižších hodnotách evapotranspirace v těchto místech i přes již značně velké pixely o hraně 500 m, vzhledem k velikosti území (obr. 35). Znatelně nižší evapotranspirace je v povodí Dřevnice v jeho západní části, kde jsou rozlehlá pole a zástavba především města Zlína a Otrokovic (obr. 36). Relativně vysoké hodnoty evapotranspirace v povodí Stropnice, a to především v jeho střední části i přes značné zastoupení luk a polních kultur, jsou dané přítomností rybníků, vegetace kolem nich, ale i krajiny s řadou remízků a liniové zeleně (obr. 37).



Obr. 35 Roční hodnoty evapotranspirace biotopů v povodí Všeminky.



Obr. 36 Roční hodnoty evapotranspirace biotopů v povodí Dřevnice.

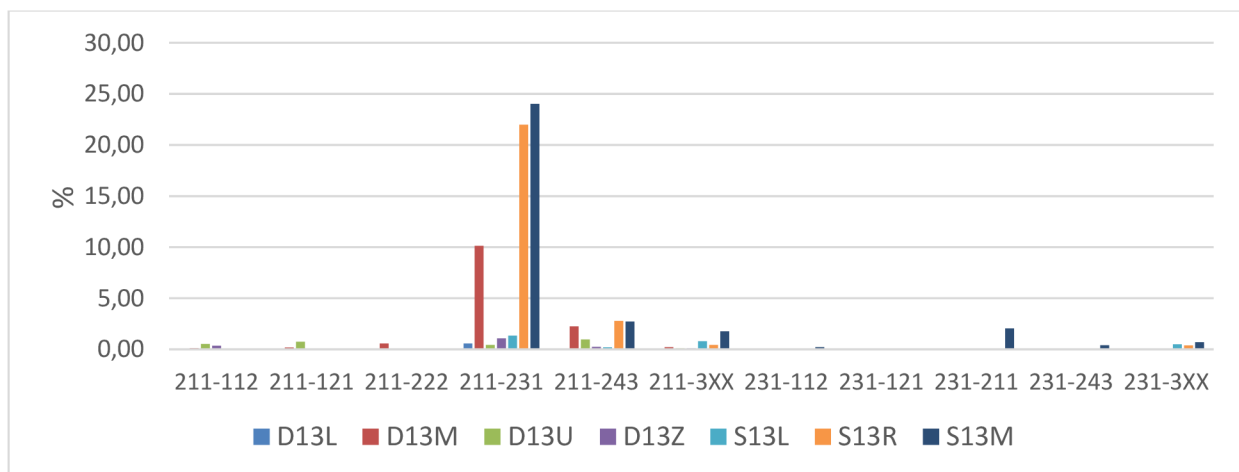


Obr. 37 Roční hodnoty evapotranspirace biotopů v povodí Stropnice.

5.4 Dynamika změn krajinného pokryvu, fragmentace a sekvestrace uhlíku

5.4.1 Změny krajinného pokryvu

Kategorie orná půda (211) přešla v období 1990–2012 především do kategorie luk a pastvin (231) a dále, ale již řádově méně, do převážně zemědělských území s příměsí přirozené vegetace (243). Louky a pastviny (231) přešly do jiných kategorií CORINE Land Cover (CLC) oproti přechodům z orné půdy (211) v minimálních rozlohách. Nejvýznamněji tyto změny proběhly v lesozemědělské krajině a v rybníční krajině v povodí Stropnice a v lesozemědělské krajině v povodí Dřevnice (obr. 38).



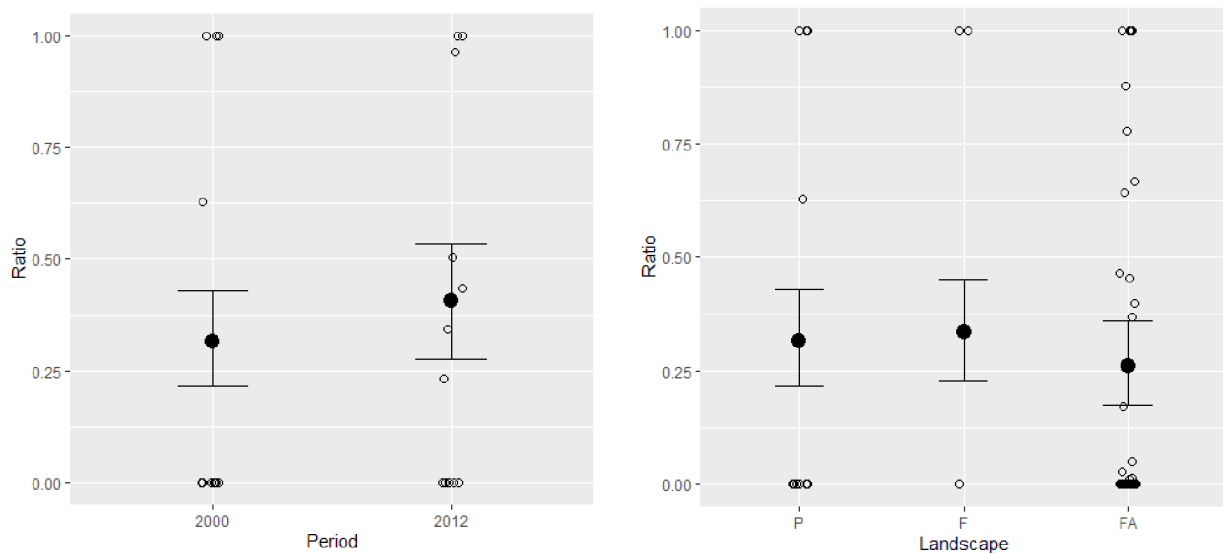
Obr. 38 Procentické změny přechodu mezi kategoriemi CLC v povodí Dřevnice a Stropnice mezi roky 1990–2012 a jednotlivými typy krajin. První číslo označuje kategorii CLC, ze které procento dané kategorie přechází a druhé číslo do které kategorie přechází.

5.4.2 Přechody kategorií – orné půdy na louky

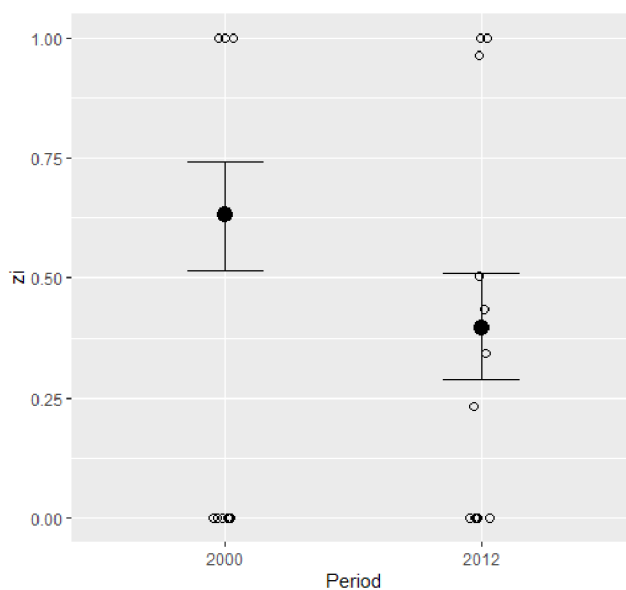
Výsledky přechodu orné půdy (211) do luk a pastvin (231) ukazují míru změny v povodích Dřevnice a Stropnice, v obdobích 1990–2000 (označováno jako období 2000) a 2000–2012 (označováno jako období 2012), v jednotlivých typech krajin podle Löwa et al. (2006) (viz tab. 3) a samostatně v krajině lesozemědělské (M) v obdobích 1990–2000 (označováno jako období 2000) a 2000–2012 (označováno jako období 2012).

Stropnice

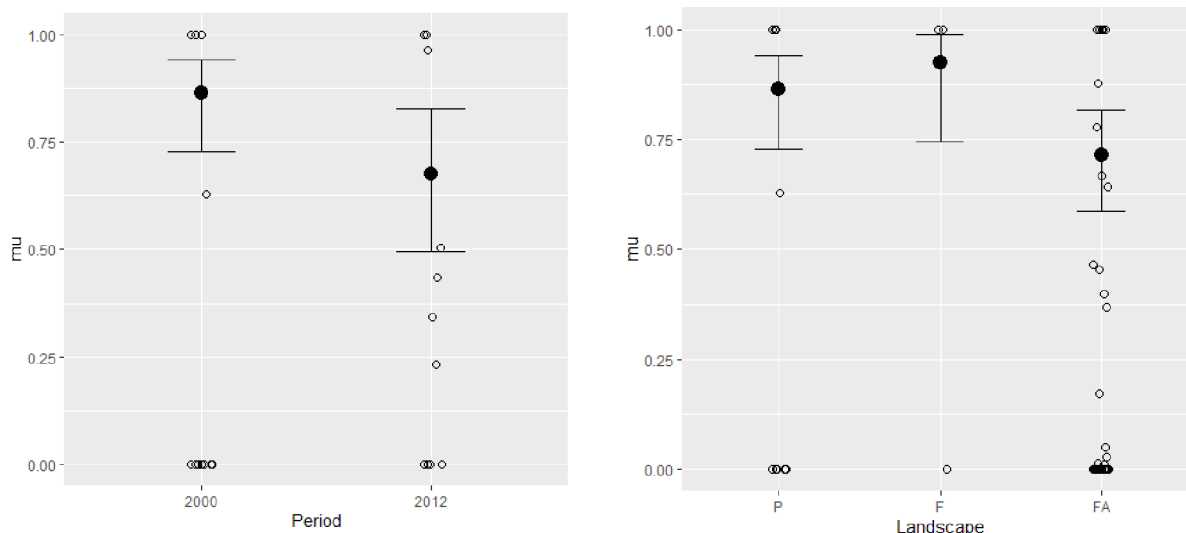
V prvním období (2000) došlo k menší změně orné půdy na louky (ϕ - přesnost distribuce beta) ve srovnání s druhým obdobím (2012). Krajiny P a F měly vyšší změny orné půdy na louky než krajina FA (obr. 39). Podle odhadu parametrů byla pravděpodobnost nulové změny (z_i – pravděpodobnost, že nebyla změna) vyšší v prvním období (2000) (obr. 40), stejně jako míra změny, pokud k ní došlo (μ) (obr. 41). To znamená, že v prvním období (2000) byla menší pravděpodobnost nulové změny (z_i) z orné půdy na louky, ale když došlo k nějaké změně, byla změna vyšší než ve druhém období (2012) (obr. 39). Při srovnání jednotlivých typů krajin vyšla míra změny (μ) nižší v lesozemědělské krajině (FA) oproti krajině rybniční (P) a lesní (F), což znamená, že v lesozemědělské krajině (FA) došlo k nejmenší změně orné půdy na louky (statistické výsledky jsou uvedeny podrobněji v tabulce v příloze 3a). Počet pozorování lesní (F) krajiny byl však velmi nízký, a proto odhad pro F krajinu není statisticky významný.



Obr. 39 Výsledky vlivu období sledování a typu krajiny z modelu pro povodí Stropnice, ukazující predikovaný poměr změny orné půdy (ϕ - Ratio) jako vyplněné body a 95% konfidenční interval s původními daty (prázdné kruhy).



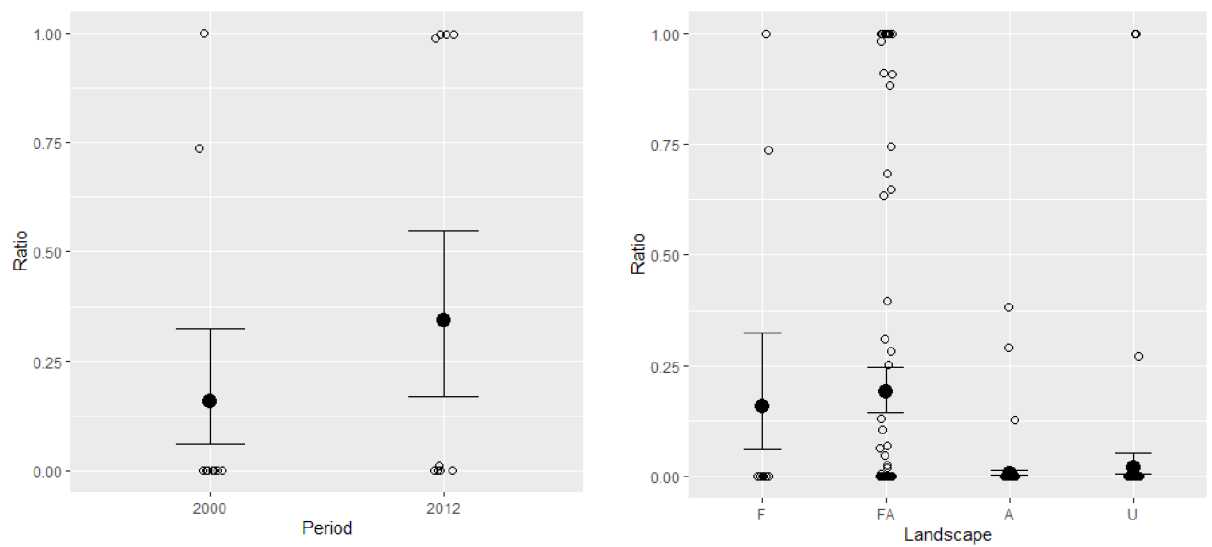
Obr. 40 Odhad parametru zero inflation (z_i) z modelu pro povodí Stropnice, předpovídající nulovou změnu podílu orné půdy jako vyplněné body a 95% konfidenční interval s původními daty (prázdné kruhy).



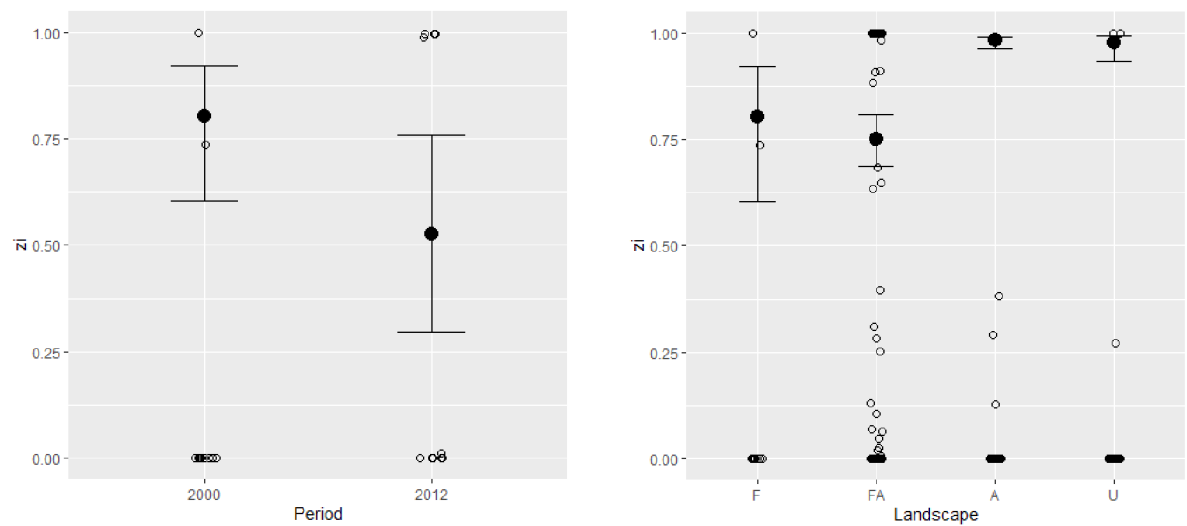
Obr. 41 Odhadovaný průměr distribuce beta (μ - odhadovaný průměr nenulových hodnot) z modelu pro povodí Stropnice, ukazující míru změny jako vyplněné body a 95% konfidenční interval s původními údaji (prázdné kruhy).

Dřevnice

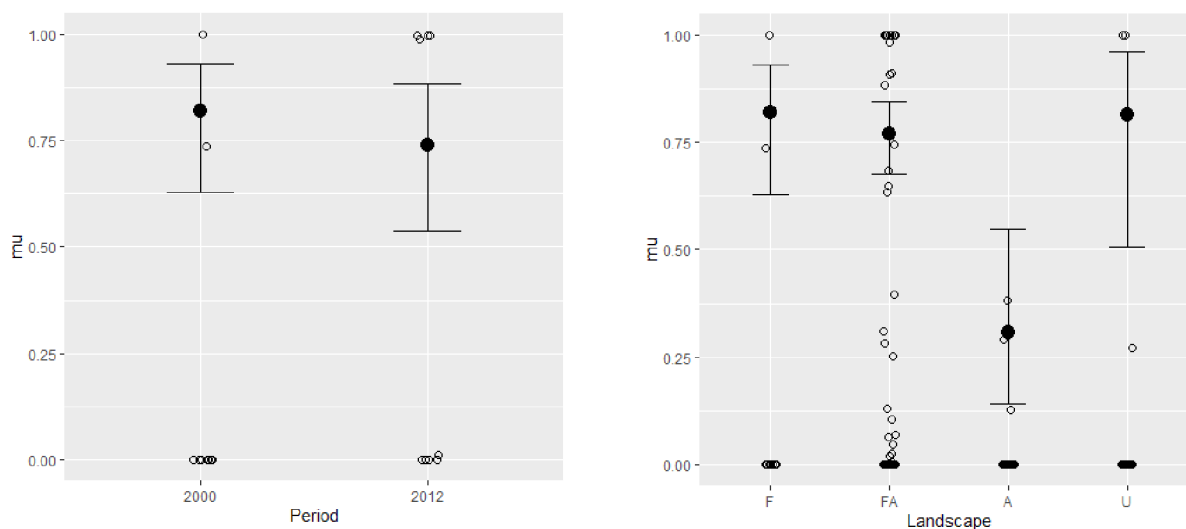
V modelu pro povodí Dřevnice byly statisticky průkazné jak vlivy období, tak i krajiny (tab. 4). V prvním období (2000) došlo k menší změně orné půdy na louky ve srovnání s druhým obdobím (2012). Krajiny F a FA měly vyšší změny orné půdy na louky, než krajiny A a U (ϕ) (obr. 42). Pravděpodobnost nulové změny (z_i) byla vyšší v prvním období (2000), což znamená, že v prvním období bylo méně změn oproti druhému období (2012). Krajiny A a U měly vyšší pravděpodobnost, že se vůbec nezmění (vyšší hodnoty z_i) (obr. 43). Míra změny (μ) byla o něco vyšší v prvním období (2000) ve srovnání s druhým obdobím (2012), což znamená větší změnu zastoupení orné půdy ve čtvercích s určitou změnou v prvním období. Krajina A měla jak nižší míru změny (μ) ve srovnání s ostatními krajinami, tak i nejvyšší pravděpodobnost nulové změny (z_i), tj. nejvyšší počet čtverců beze změny, a tím pádem se nejvíce lišila od ostatních typů krajin (obr. 44) (statistické výsledky jsou uvedeny podrobněji v tabulce v příloze 3b).



Obr. 42 Výsledky vlivu období sledování a typu krajiny z modelu pro povodí Dřevnice, ukazující predikovaný poměr změny orné půdy (ϕ - Ratio) jako vyplněné body a 95% konfidenční interval s původními daty (prázdné kruhy).



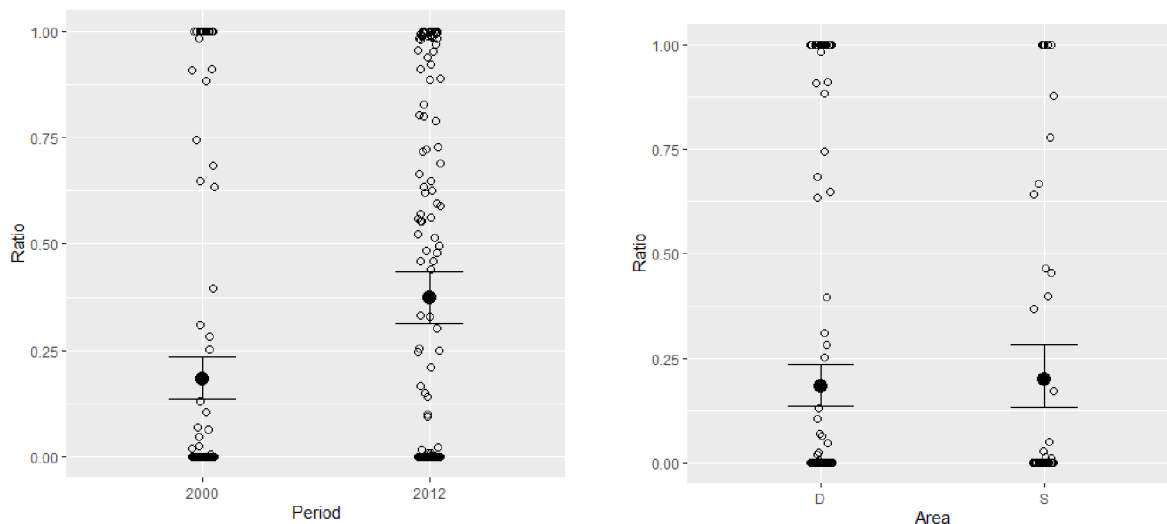
Obr. 43 Odhad parametru zero inflation (z_i) z modelu pro povodí Dřevnice, předpovídající nulovou změnu podílu orné půdy jako vyplněné body a 95% konfidenční interval s původními daty (prázdné kruhy).



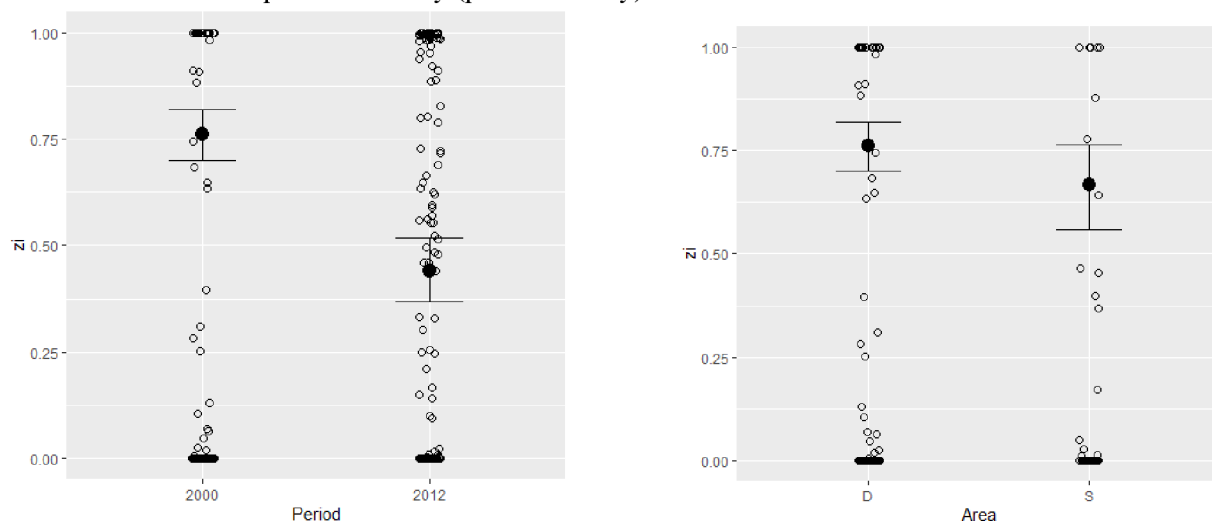
Obr. 44 Odhadovaný průměr distribuce beta (μ - odhadovaný průměr nenulových hodnot z modelu pro povodí Dřevnice, ukazující míru změny jako vyplněné body a 95% konfidenční interval s původními údaji (prázdné kruhy).

Srovnání změn lesozemědělské krajiny (FA) v povodí Dřevnice a Stropnice

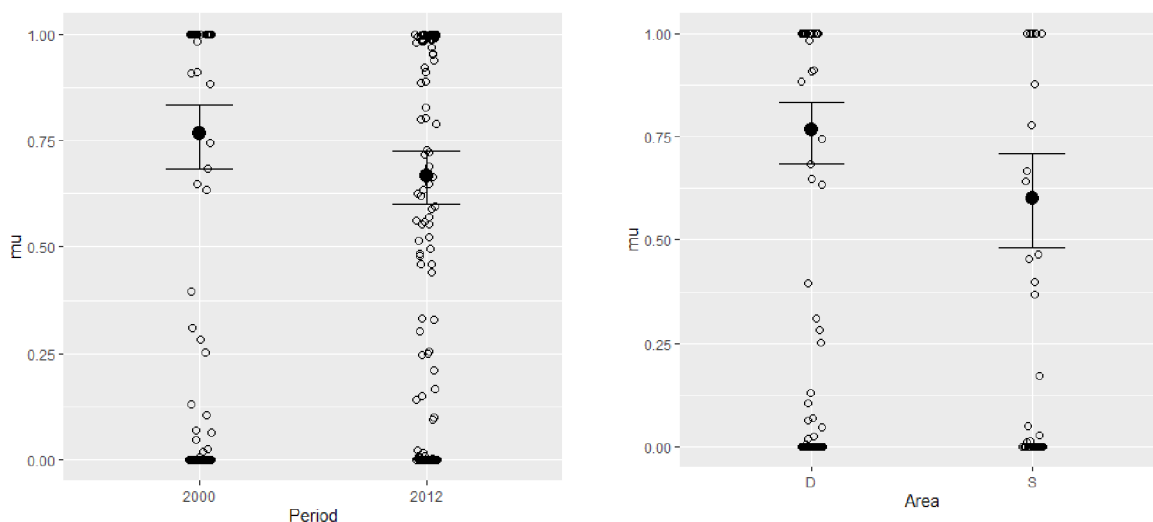
Data pro lesozemědělské krajiny (FA) byla zpracována odděleně z důvodu možného srovnání povodí Dřevnice a Stropnice, jelikož se tento typ krajiny nachází v obou povodích. Změna orné půdy na louky (ϕ - přesnost distribuce beta) se více lišila mezi sledovanými obdobími; vyšší byla v druhém období (2012) (obr. 45). Z vyšších hodnot pravděpodobnosti nulové změny (z_i) (obr. 46) a míry změny (μ) (obr. 47) v povodí Dřevnice vyplývá, že v tomto povodí byla menší pravděpodobnost změny orné půdy do luk (z_i), ale celkově byla tato změna větší (μ) než v povodí Stropnice, a to díky menšímu počtu velkých změn v tomto povodí. Pravděpodobnost nulové změny (z_i) (obr. 46) a míry změny (μ) (obr. 47) byla vyšší v prvním období (rok 2000). To znamená více čtverců beze změny, ale také větší změny ve čtvercích s určitou změnou v prvním období (2000), oproti období druhému (2012) (statistické výsledky jsou uvedeny podrobněji v tabulce v příloze 3c).



Obr. 45 Výsledky vlivu období sledování a typu krajiny, srovnávající predikovaný poměr změny orné půdy (ϕ - Ratio) pro krajinu FA v povodí Dřevnice a Všeminky jako vyplněné body a 95% konfidenční interval s původními daty (prázdné kruhy).



Obr. 46 Odhad parametru zero inflation (z_i) z modelu pro krajinu FA v povodí Dřevnice a Všeminky, předpovídající nulovou změnu podílu orné půdy jako vyplněné body a 95% konfidenční interval, s původními daty (prázdné kruhy).



Obr. 47 Odhadovaný průměr distribuce beta (μ - odhadovaný průměr nenulových hodnot) z modelu pro krajinu FA v povodí Dřevnice a Všeminky, ukazující míru změny jako vyplněné body a 95% konfidenční interval s původními údaji (prázdné kruhy).

5.4.3 Míra fragmentace a sekvestrace uhlíku

Míra fragmentace a rozdíly v sekvestraci uhlíku ve sledovaném časovém období 1990–2012 byly hodnoceny pomocí délky okrajů (TE), mediánu velikosti plošky (MedPS) a uhlíku (C), které byly použity jako závislé proměnné. Jako vysvětlující proměnné byly testovány: krajina, rok a souřadnice. Tato část výsledků je rozdělena na povodí Dřevnice a Stropnice a data lesní (F) a lesozemědělské (FA) krajiny, které byly analyzovány dohromady v kap. 5.4.4

Data Stropnice

Na závisle proměnnou TE měla průkazný vliv krajina ($F = 8.122$ a $p < 0.001$) a souřadnice X – zeměpisná šířka ($F = 12.494$ a $p < 0.001$) (příloha 4a, 4g). Průkazný rozdíl byl zjištěn mezi krajinami P – FA. Závislá proměnná MedPS byla průkazně závislá jen na typu krajiny ($F = 23.802$ a $p < 0.001$) (příloha 4b, 4h). Průkazný rozdíl byl zjištěn jen mezi krajinami P – F. Průkazný vliv krajiny byl prokázán i pro závislou proměnnou obsah uhlíku (C) ($F = 95.286$ a $p < 0.001$) (příloha 4c, 4i), a to mezi krajinami P – F a F – FA. Z toho vyplývá, že rozdíly v krajinné metrice TE jsou statisticky průkazné pouze v krajině P – FA a rozdíly v krajinné metrice MedPS jsou statisticky průkazné pouze v krajině P – F. Obsah uhlíku C se statisticky průkazně lišil mezi krajinami P – F a F – FA.

Data Dřevnice

Jako nezávisle proměnné byly testovány stejné parametry jako u povodí Stropnice: krajina, rok a souřadnice zeměpisné šířky. Na závisle proměnnou délku hran (TE) měly průkazný vliv krajina ($F = 64.704$ a $p < 0.001$), rok ($F = 18.873$ a $p < 0.001$) a souřadnice Y (zeměpisná šířka) ($F = 23.908$ a $p < 0.001$). Průkazné rozdíly byly zjištěny mezi krajinami F – FA, F – U, FA – A, FA – U, A – U a roky 1990 – 2012, 2000 – 2012 (příloha 4d, 4g). Na závisle proměnnou MedPS měl průkazný vliv jen typ krajiny ($F = 56.712$ a $p < 0.001$). Průkazné rozdíly byly prokázány mezi krajinami F – FA, F – U, FA – A, FA – U a A – U (příloha 4e, 4h). Naproti tomu závislá proměnná obsah uhlíku C byla průkazně ovlivněna krajinou ($F = 513.042$ a $p < 0.001$), rokem ($F = 4.447$ a $p = 0.012$) a interakcí krajiny s rokem pozorování ($F = 7,641$ a $p < 0.001$). Průkazné rozdíly byly zjištěny mezi krajinami F – A, F – U, FA – A, FA – U, F krajinou v roce 1990 – FA krajinou v roce 1990, F krajinou v roce 2000 – FA krajinou v roce 2000, FA krajinou v roce 1990 – FA krajinou v roce 2012 a FA krajinou v roce 2012 a FA krajinou v roce 2000 – FA krajinou v roce 2012 (příloha 4f, 4i). Výsledky dále prokázaly statisticky průkazné změny krajiných metrik (TE a MedPS) téměř mezi všemi krajinami (F – FA, F – U, FA – A, FA – U a A – U), kromě krajiny F – A;. Obsah uhlíku C byl průkazně ovlivněn krajinou; průkazně se lišil mezi krajinami F – A, F – U, FA – A, FA – U, ale nikoliv mezi krajinami F – FA a A – U.

5.4.4 Data lesní krajiny (F) a lesozemědělské krajiny (FA)

Poslední část výsledků tvoří srovnání dvou typů krajin, a to lesní krajiny (F) a lesozemědělské krajiny (FA), které byly zastoupeny v obou zájmových územích. Závislá proměnná TE byla průkazně ovlivněna typem krajiny ($F = 116.236$ a $p < 0.001$), rokem pozorování ($F = 8.449$ a $p < 0.001$) a interakcí mezi krajinou a rokem ($F = 4.446$ a $p = 0.012$) (příloha 5a). Průkazné rozdíly byly zjištěny mezi krajinami F – FA, pro FA krajinu mezi roky 1990 a 2012 a pro FA krajinu mezi roky 2000 a 2012. Závislá proměnná MedPS průkazně závisela jen na krajině ($F = 101.65$ a $p < 0.001$) (příloha 5b). Průkazné rozdíly byly nalezeny jen mezi krajinami F – FA. Závislá proměnná C byla průkazně ovlivněna typem krajiny ($F = 498.957$ a $p < 0.001$), rokem sledování ($F = 13.588$ a $p < 0.001$), interakcí krajiny a území ($F = 14.510$ a $p < 0.001$) a interakcí krajiny s rokem sledování ($F = 16.747$ a $p < 0.001$) (příloha 5c). Průkazné rozdíly byly zjištěny mezi krajinami F – FA, FA krajinou v povodí Dřevnice – FA krajinou v povodí Stropnice, FA krajinou v roce 1990 – FA krajinou v roce 2012 a FA krajinou v roce 2000 a FA krajinou v roce 2012. Z výsledků vyplývá, že

změny krajinných metrik (TE a MedPS), stejně jako v obsahu uhlíku C jsou významně ovlivňovány typem krajin a navíc se mění v čase.

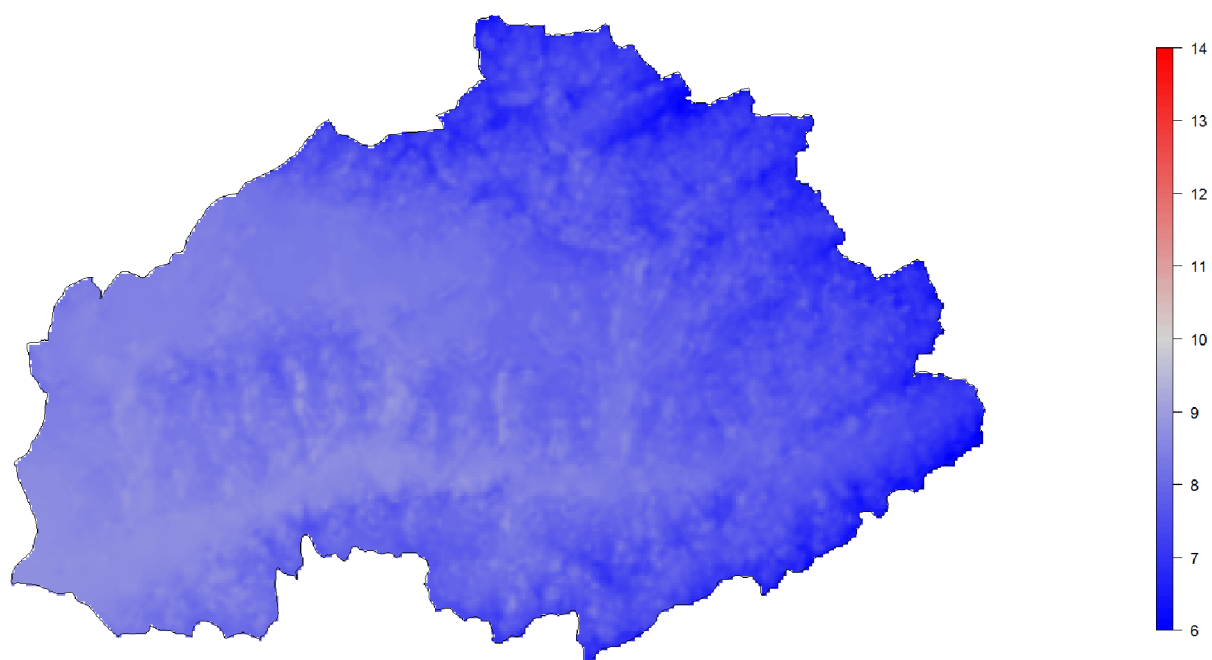
5.5 Změna klimatu

5.5.1 Průměrné roční teploty vzduchu

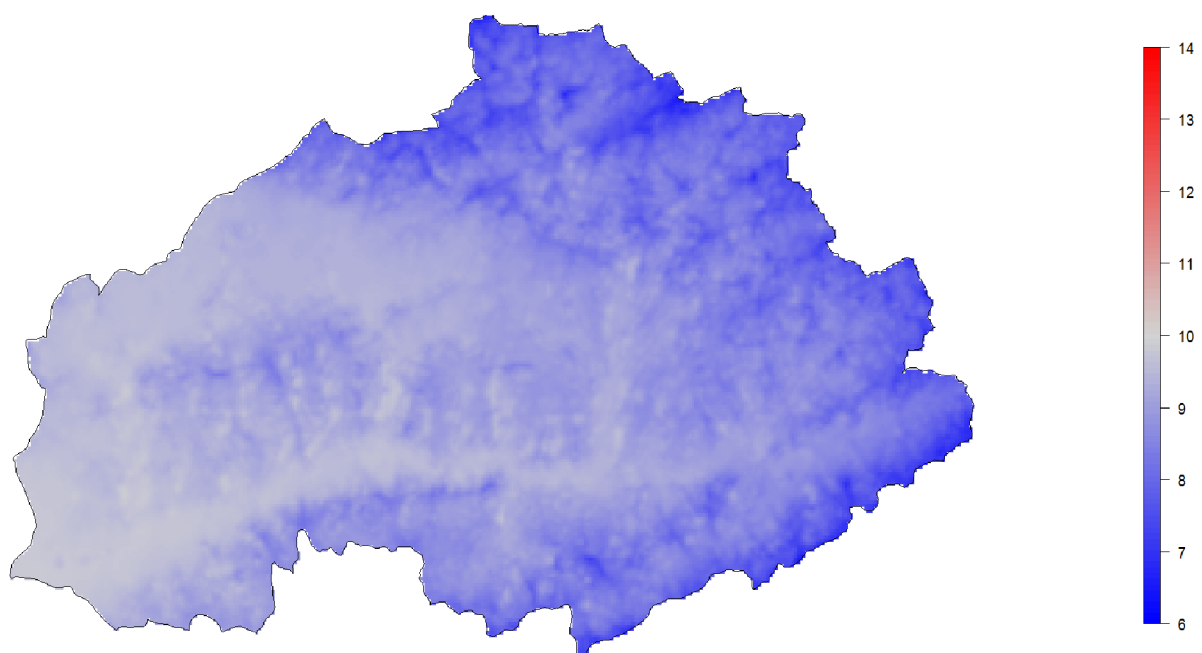
Pro každé povodí byly srovnány hodnoty „starého klimatického normálu“ (průměr let od 1961 do 1990), s průměrem za roky 1991 až 2020 a s predikovanými hodnotami pro období 2021 až 2040 a 2041 až 2060. Pro výpočet vývoje klimatických parametrů v zájmových územích do roku 2050 byl použit střední model, který v různých meteorologických prvcích reprezentuje zhruba ensemblový průměr, a to RCA4 model, (RCM model od SHMI - švédský hydrometeorologický ústav), řízený globálním modelem MPI-ESM-LR (výběr modelů je blíže popsán v kapitole 4.7).

Průměrná roční teplota vzduchu v povodí Dřevnice se kontinuálně zvýšila až o cca 2,5 °C, a to od období 1961–1990, které reprezentuje starý klimatický normál (obr. 50), přes období pro roky 1990–2020 (obr. 51), po první predikované období pro roky 2021–2040 (obr. 52) až po predikci pro roky 2041–2060 (obr. 53).

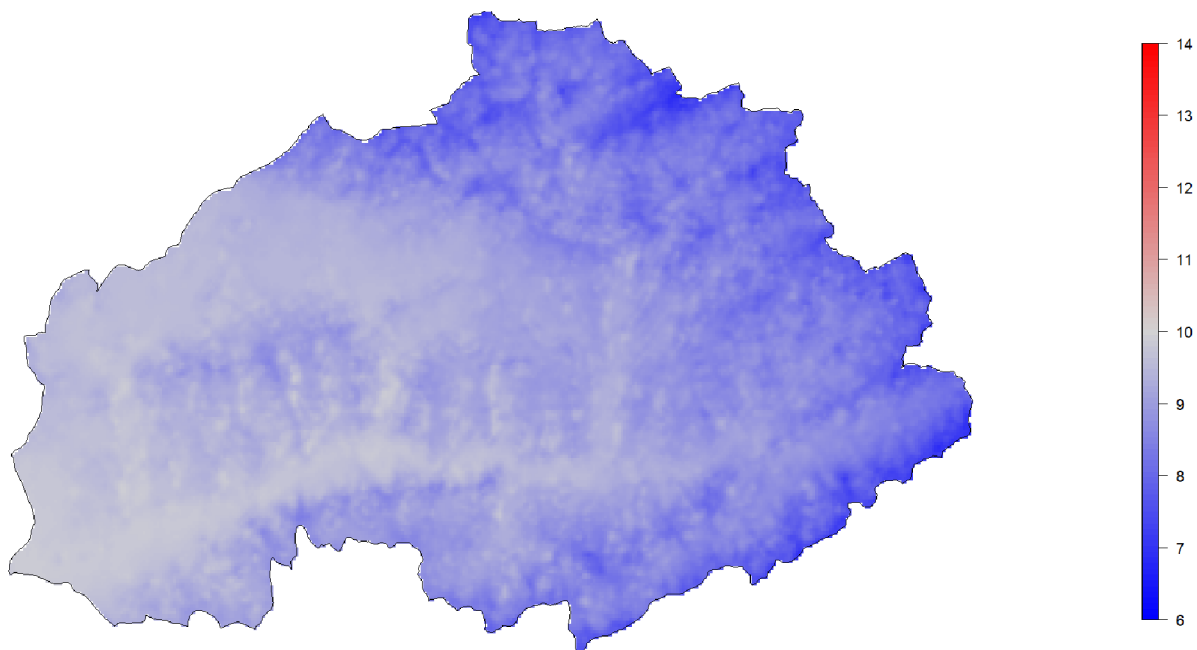
Obdobně se průměrná roční teplota vzduchu kontinuálně zvyšuje v povodí Stropnice pro stejná období, tedy pro roky 1961–1990 (obr. 54), pro roky 1990–2020 (obr. 55), pro roky 2021–2040 (obr. 56) a pro roky 2041–2060 (obr. 57).



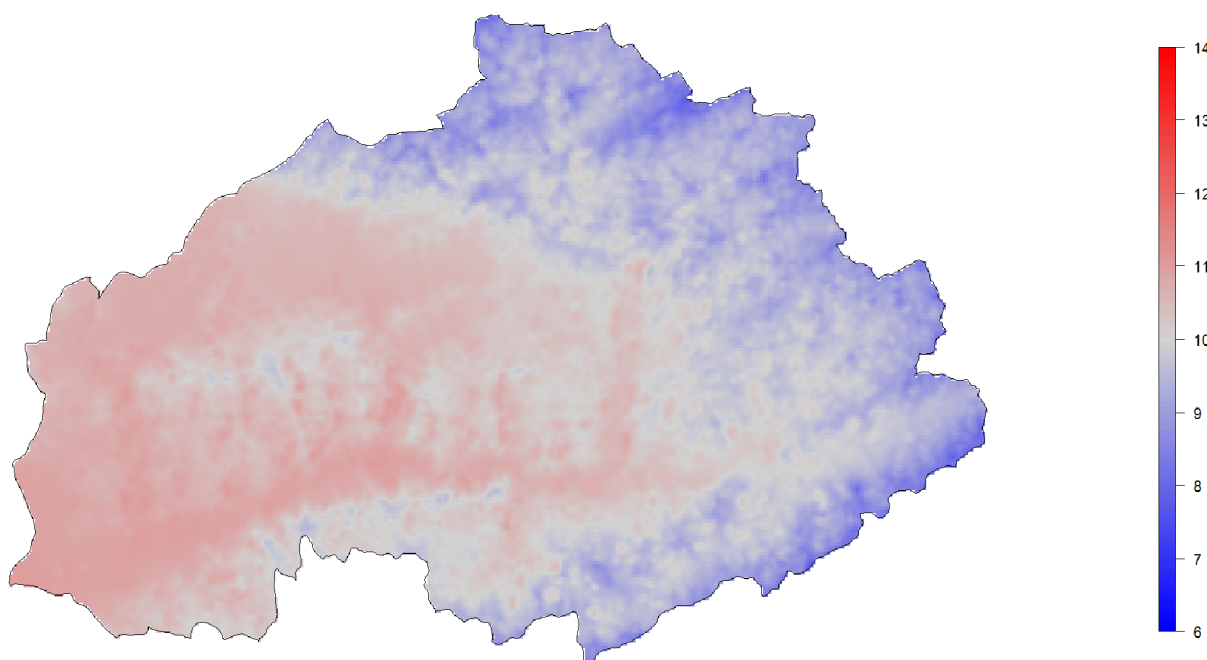
Obr. 50 Průměrná roční teplota vzduchu (°C) v povodí Dřevnice pro roky 1961–1990.



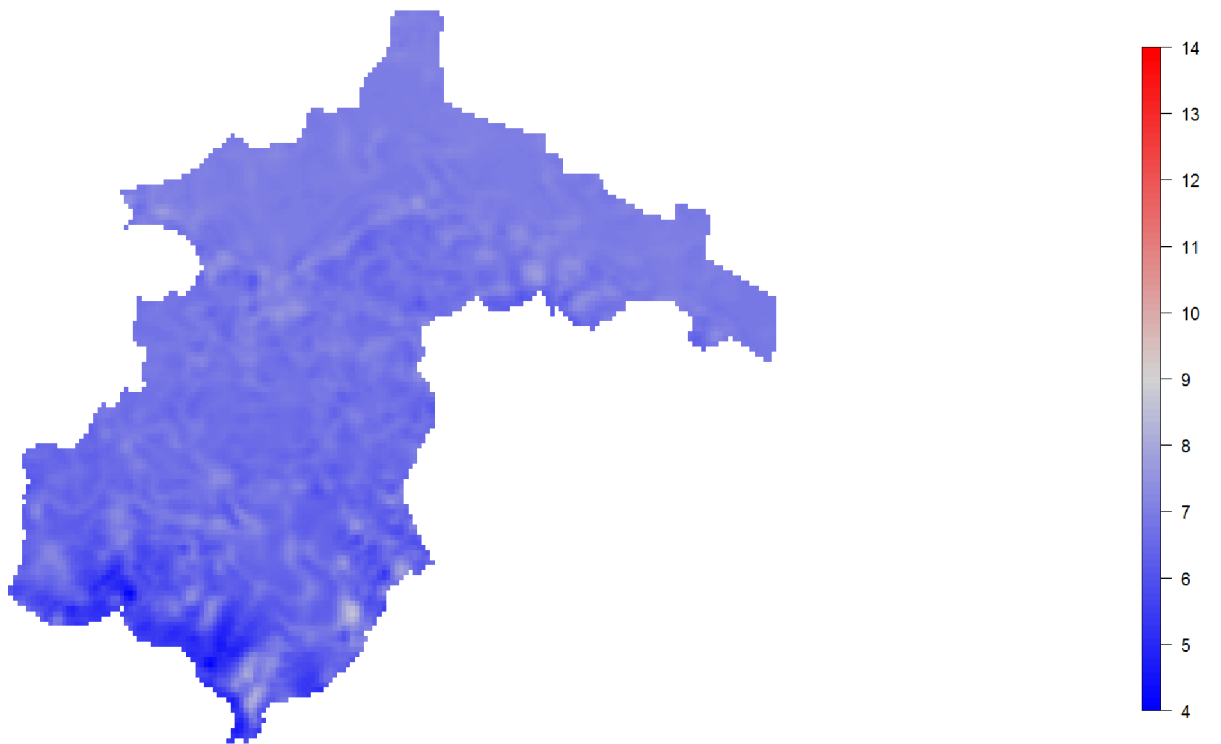
Obr. 51 Průměrná roční teplota vzduchu (°C) v povodí Dřevnice pro roky 1991–2020..



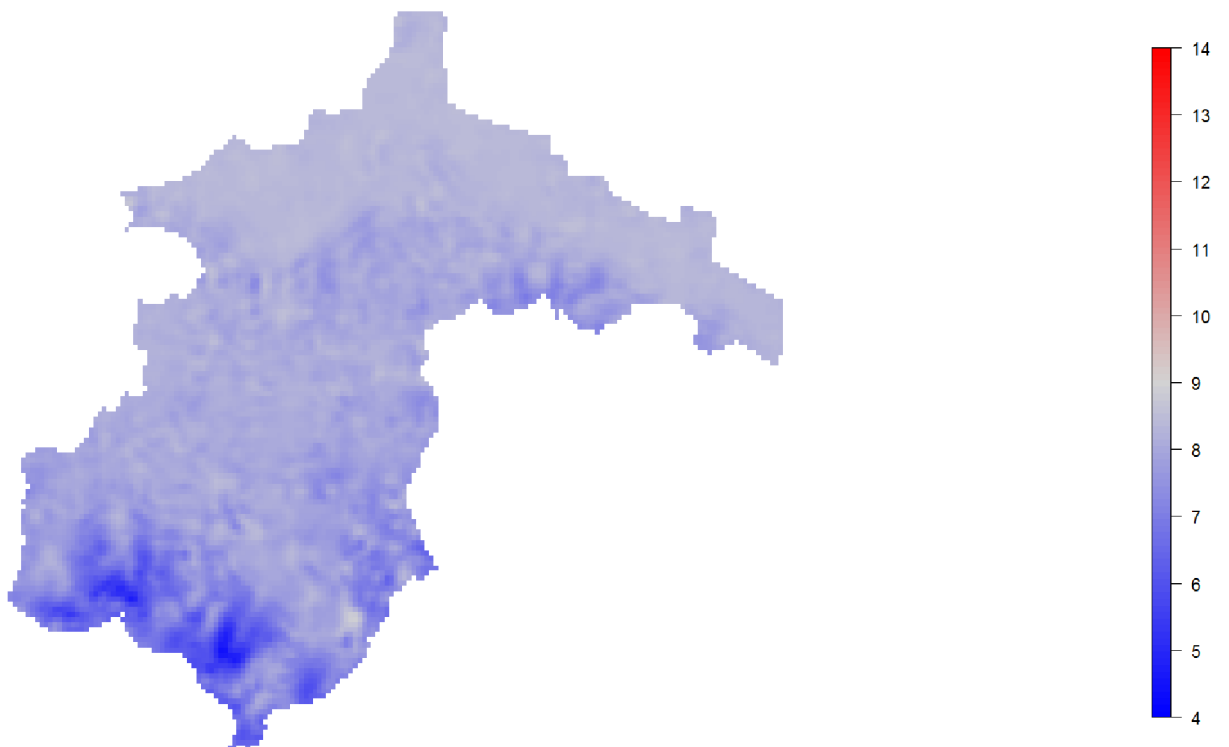
Obr. 52 Průměrná roční teplota vzduchu (°C) v povodí Dřevnice pro roky 2021–2040 podle modelu RCA4, RCP 8,5.



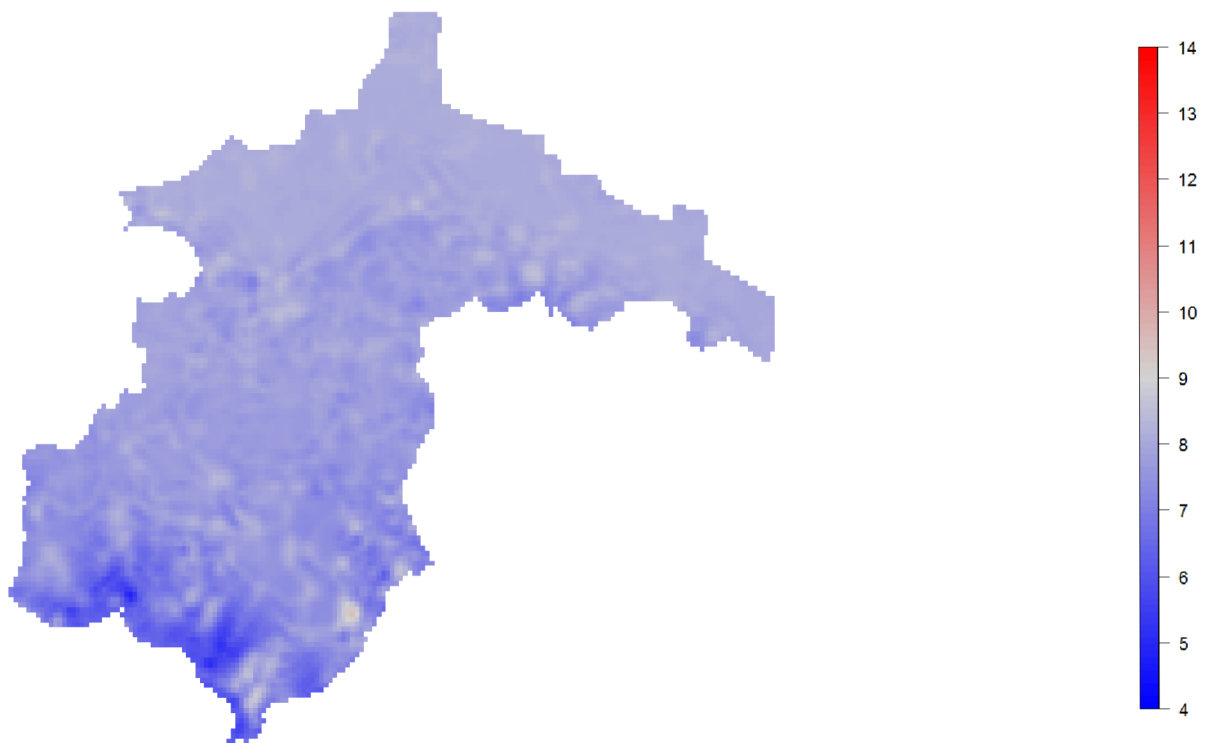
Obr. 53 Průměrná roční teplota vzduchu (°C) v povodí Dřevnice pro roky 2041–2060 podle modelu RCA4, RCP 8,5.



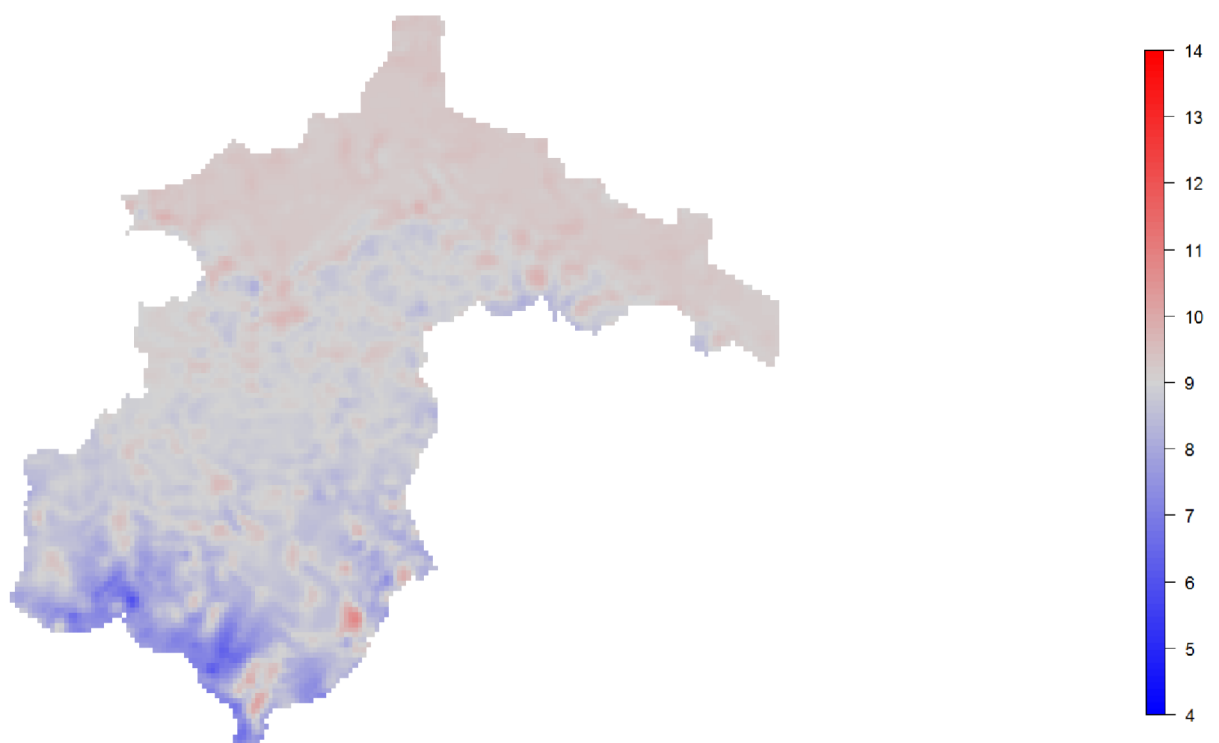
Obr. 54 Průměrná roční teplota vzduchu (°C) v povodí Stropnice pro roky 1961–1990.



Obr. 55 Průměrná roční teplota vzduchu (°C) v povodí Stropnice pro roky 1990–2020.



Obr. 56 Průměrná roční teplota vzduchu (°C) v povodí Stropnice pro roky 2021–2040 podle modelu RCA4, RCP 8,5.



Obr. 57 Průměrná roční teplota vzduchu (°C) v povodí Stropnice pro roky 2041–2060 podle modelu RCA4, RCP 8,5.

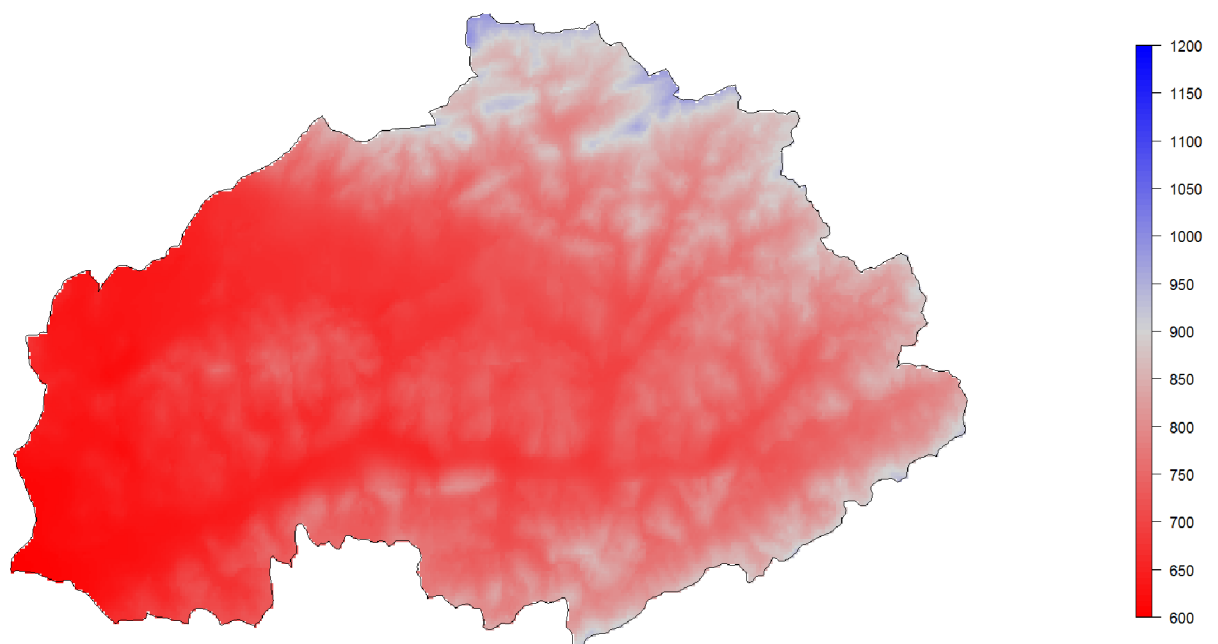
5.5.2 Průměrné roční srážkové úhrny

Pro stejná časová období, jako pro průměrné roční teploty vzduchu, byly z údajů klimatických stanic a pomocí klimatického modelu RCA4 spočítány průměrné roční srážkové úhrny (blíže je metodika popsána v kapitole 4.7).

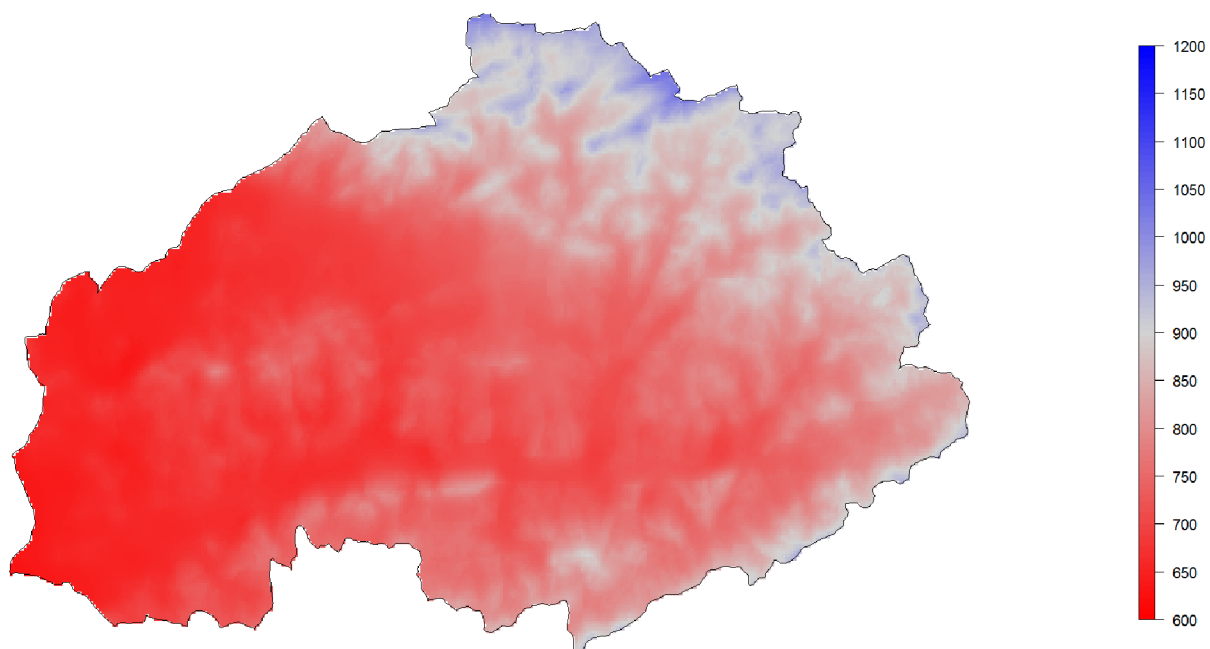
Průměrné roční srážkové úhrny pro povodí Dřevnice se kontinuálně mírně zvyšují, a to až do období 2041–2060. Dále jsou zobrazeny průměrné roční srážkové úhrny pro roky 1961–1990 (obr. 54), pro roky 1990–2020 (obr. 55), pro roky 2021–2040 (obr. 56) a pro roky 2041–2060 (obr. 57).

Obdobně se průměrné roční srážkové úhrny kontinuálně mírně zvyšují v povodí Stropnice pro stejná období, tedy pro roky 1961–1990 (obr. 62), pro roky 1990–2020 (obr. 63), pro roky 2021–2040 (obr. 64) a pro roky 2041–2060 (obr. 65).

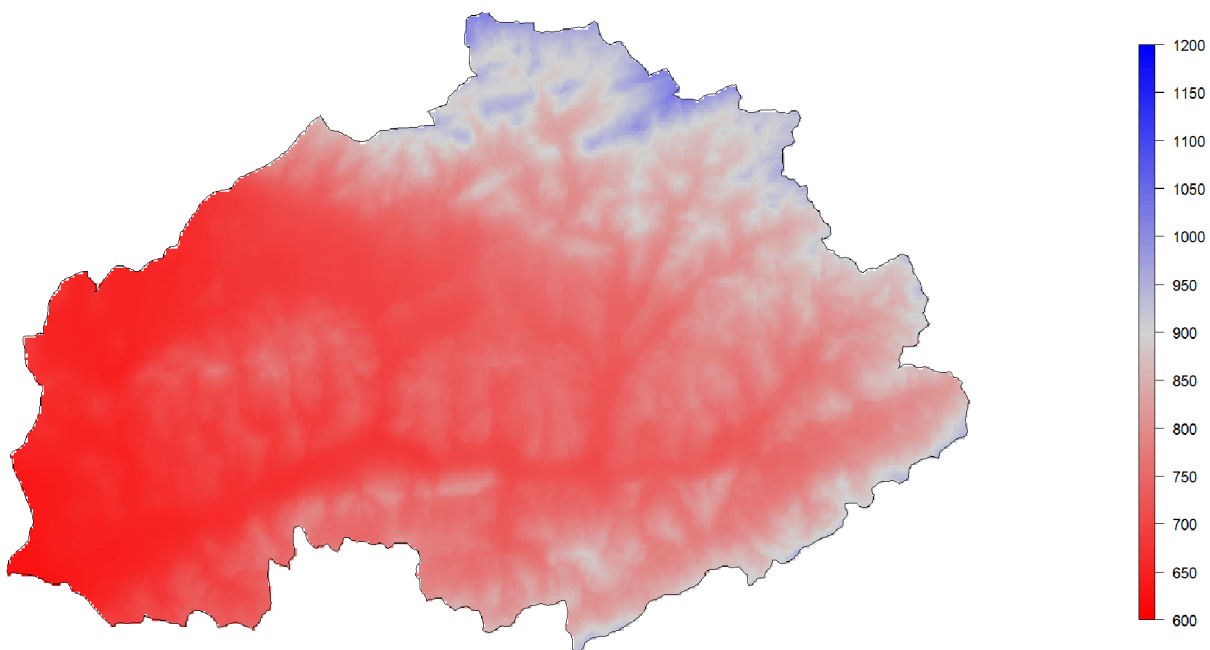
Výsledky změny klimatu (průměrné roční teploty vzduchu a průměrné roční srážkové úhrny) vstupují do výpočtu predikce využití území a krajinného pokryvu pomocí modelu Land Change Modeller (LCM).



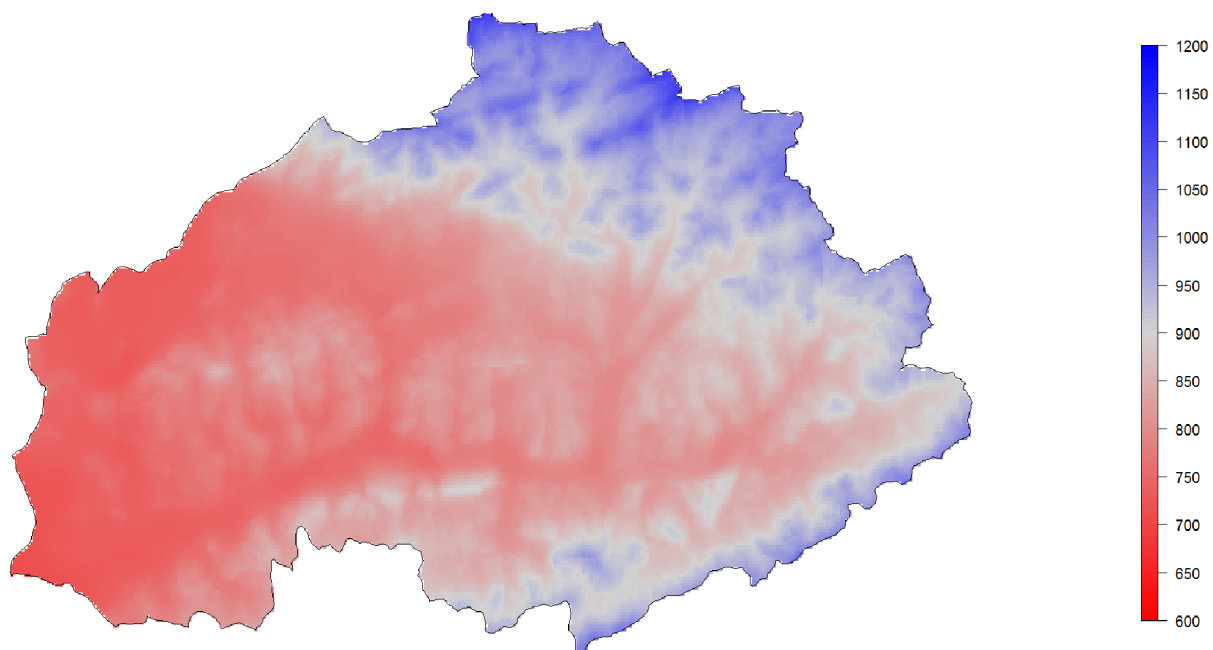
Obr. 58 Průměrné roční srážkové úhrny (mm) v povodí Dřevnice pro roky 1961–1990.



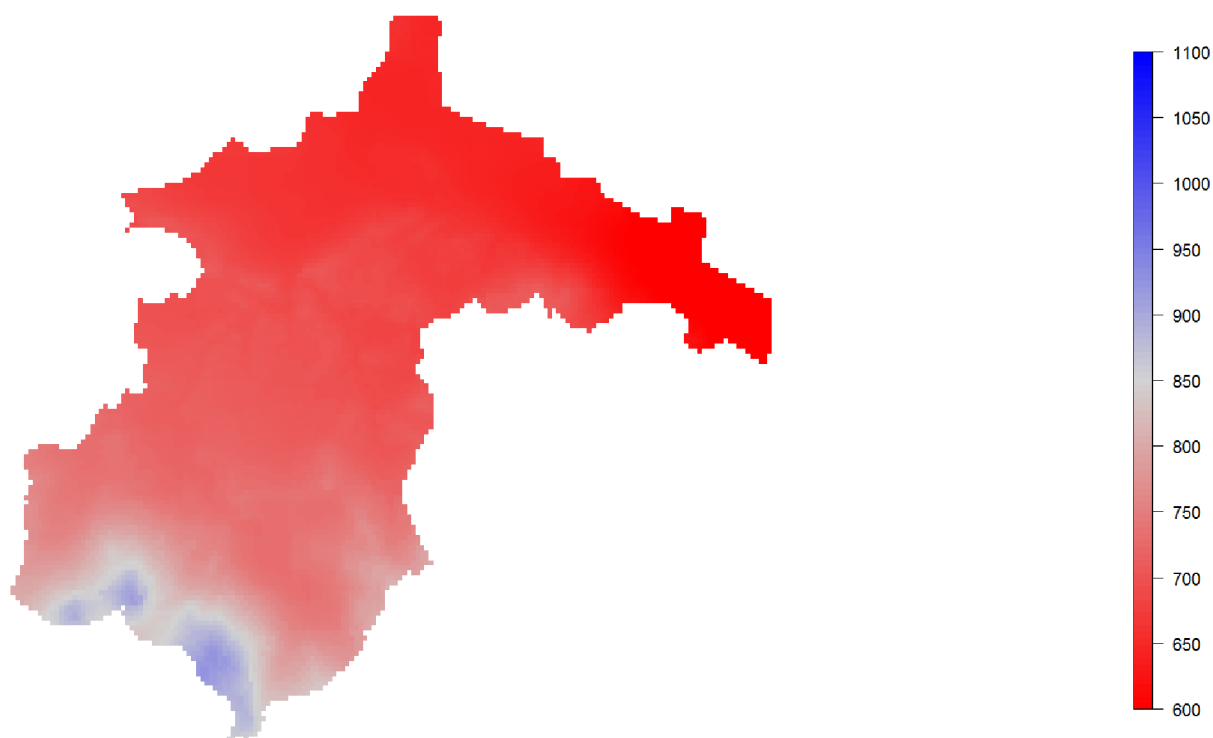
Obr. 59 Průměrné roční srážkové úhrny (mm) v povodí Dřevnice pro roky 1991–2020.



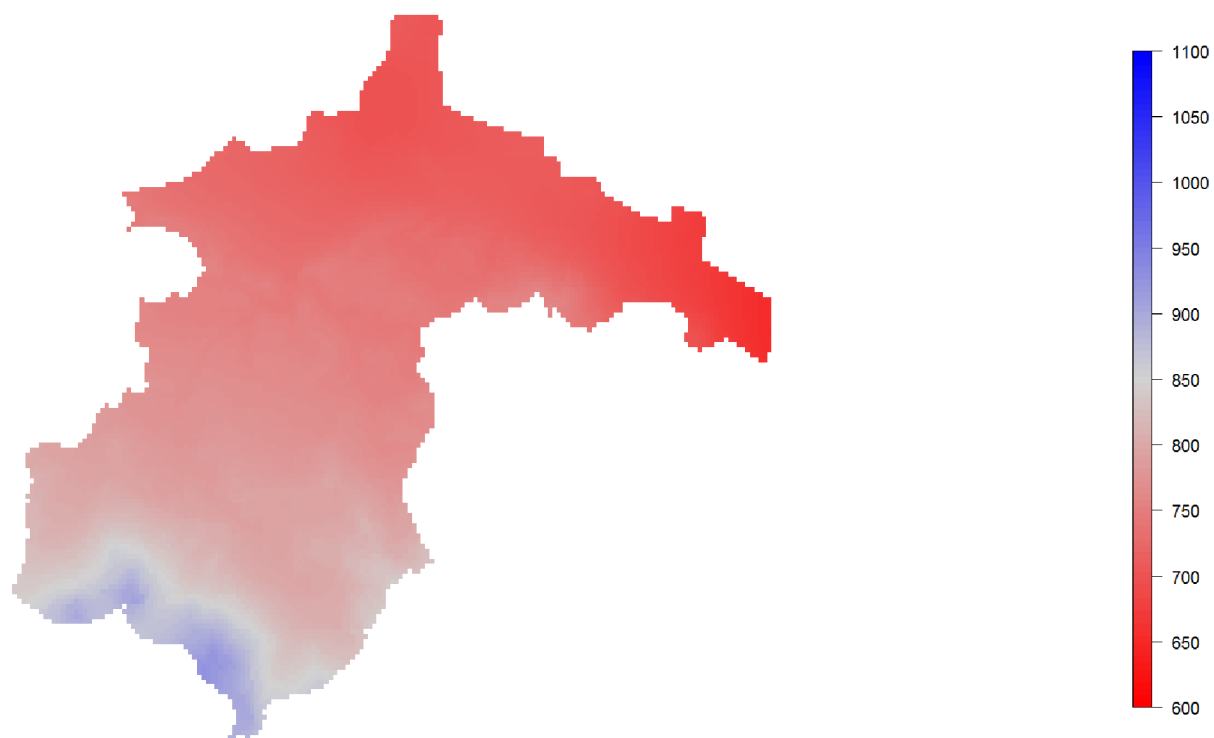
Obr. 60 Průměrné roční srážkové úhrny (mm) v povodí Dřevnice pro roky 2021–2040 podle modelu RCA4, RCP 8,5.



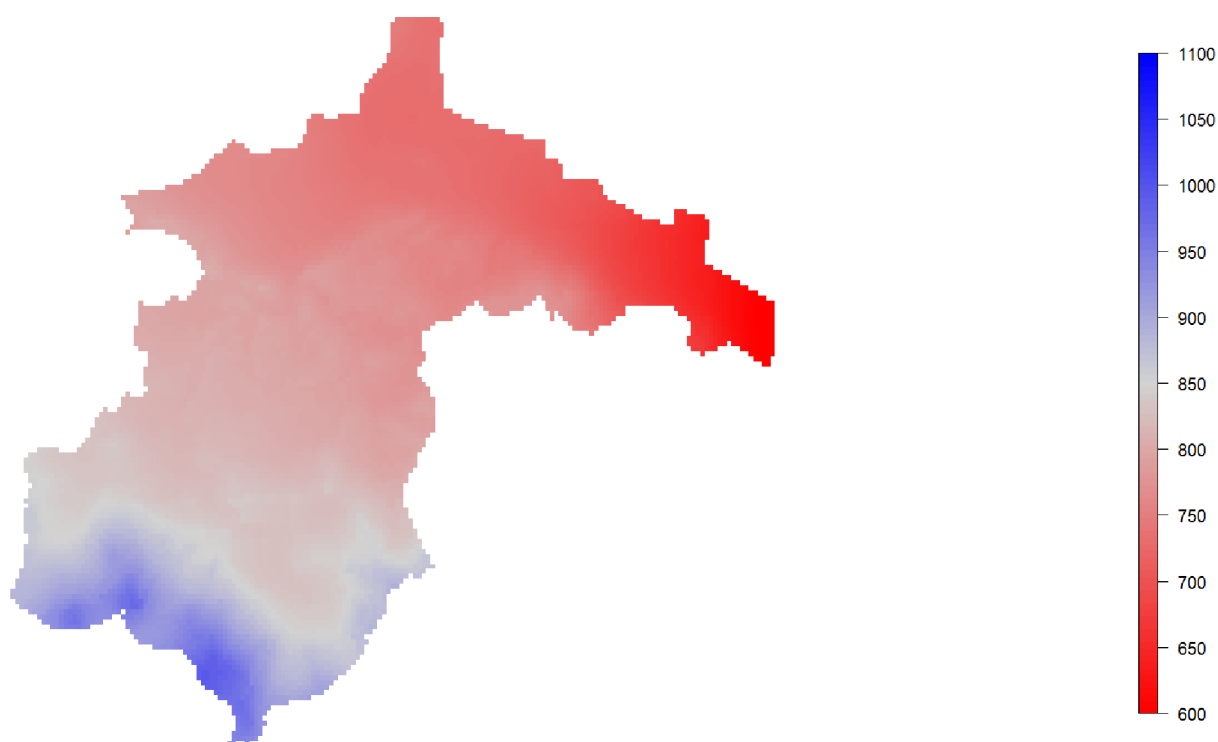
Obr. 61 Průměrné roční srážkové úhrny (mm) v povodí Dřevnice pro roky 2041–2060 podle modelu RCA4, RCP 8,5.



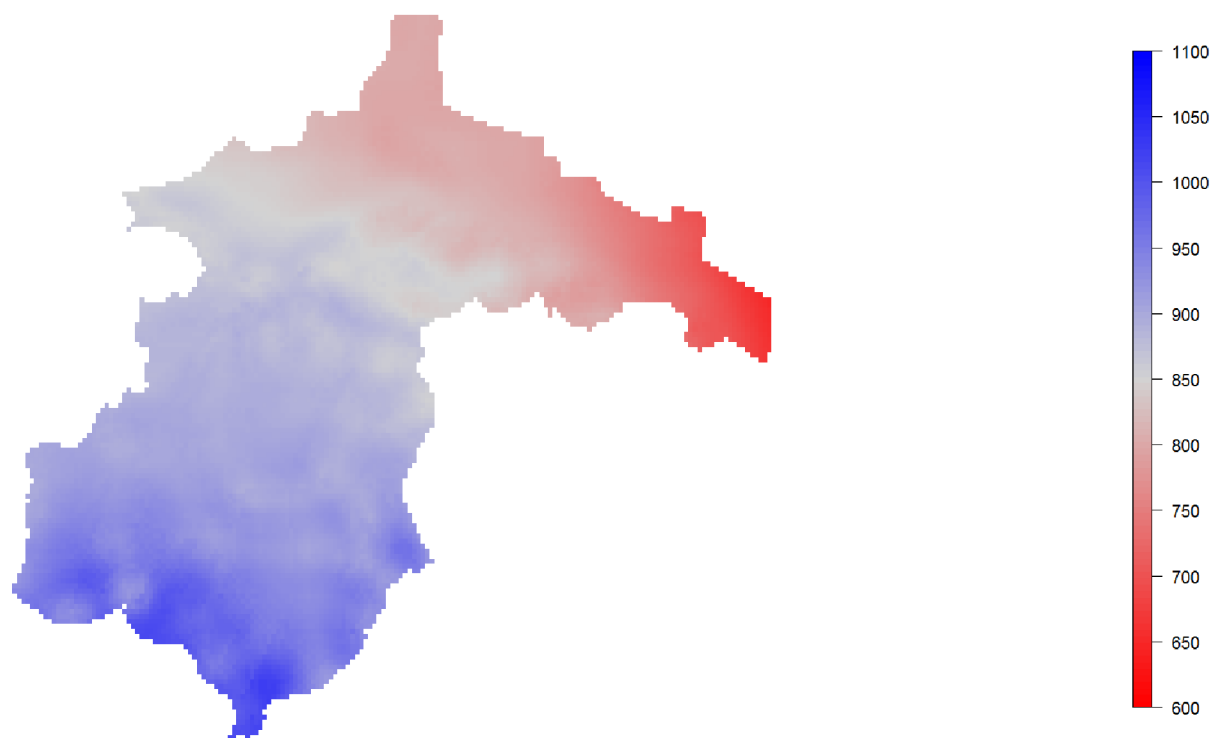
Obr. 62 Průměrné roční srážkové úhrny (mm) v povodí Stropnice pro roky 1961–1990,.



Obr. 63 Průměrné roční srážkové úhrny (mm) v povodí Stropnice pro roky 1991–2020.



Obr. 64 Průměrné roční srážkové úhrny (mm) v povodí Stropnice pro roky 2021–2040 podle modelu RCA4, RCP 8,5.

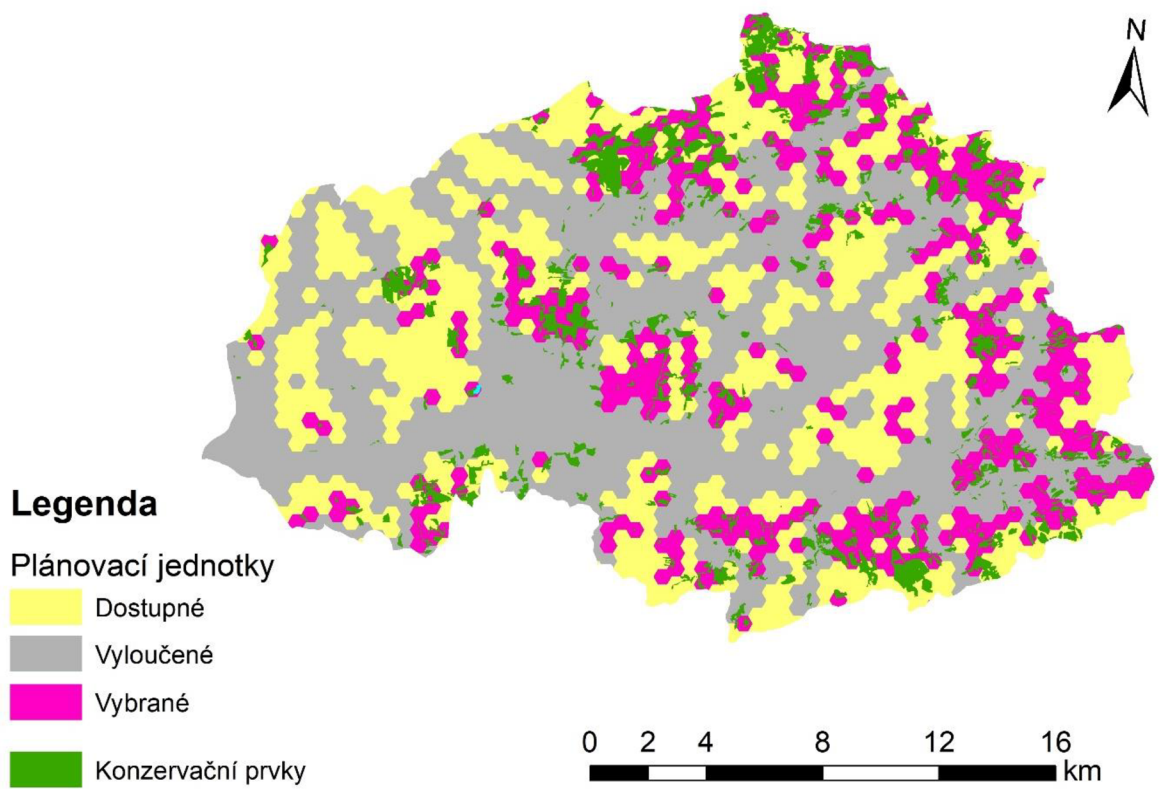


Obr. 65 Průměrné roční srážkové úhny (mm) v povodí Stropnice pro roky 2041–2060 podle modelu RCA4, RCP 8,5.

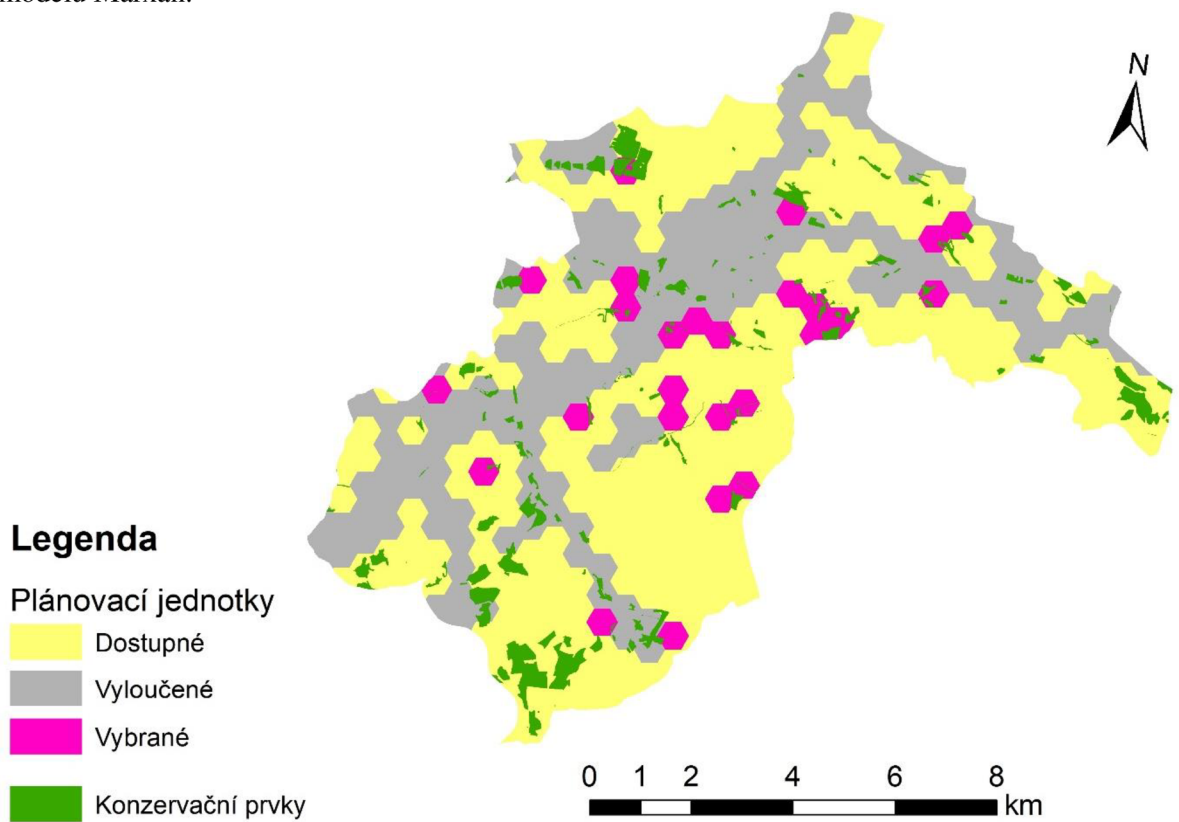
5.6 Výběr území k udržitelnému plnění ekosystémových funkcí pomocí modelu Marxan

Pro výběr území k udržitelnému plnění ekosystémových funkcí byl využit model Marxan. Za konzervační prvky byly považovány nadprůměrně cenné přírodní a přírodě blízké biotopy z databáze Mapování biotopů AOPK ČR, přesahující minimální rozlohu, potřebnou k jejich udržení v krajině. Výstupem z modelu je mapa s návrhem území vhodných pro stanovení speciálního managementu pro udržení a zvyšování produkční a evapotranspirační funkce krajiny. Modelem vybraná území v povodí Dřevnice jsou na obrázku 66 a povodí Stropnice je na obrázku 67.

V případě povodí Dřevnice byl výběr území vzhledem ke konzervačním prvkům, které jsou účelné pro udržitelné plnění ekosystémových funkcí, poměrně přesný. U povodí Stropnice model nevybral v některých jeho částech větší konzervační prvky, důvodů pro to může být více a jsou uvedeny v diskuzi (kapitola 6.9).



Obr. 66 Vybraná území v povodí Dřevnice k udržitelnému plnění ekosystémových funkcí pomocí modelu Marxan.



Obr. 67 Vybraná území v povodí Stropnice k udržitelnému plnění ekosystémových funkcí pomocí modelu Marxan.

6. Diskuze

6.1 Výběr území

V této práci je jednotkou území povodí, ať na místní (povodí Všeminky) nebo regionální úrovni (povodí Dřevnice a Stropnice), a to z důvodu jeho částečné uzavřenosti vzhledem k některým energo-materiálovým tokům, jasné vymežitelnosti v krajině a možnosti pracovat se subpovodími v rámci povodí vyšších řádu (v této práci povodí Všeminka – povodí Dřevnice).

Konkrétní povodí byla vybrána z důvodu návaznosti na práce již proběhlé, nebo probíhající v těchto povodích, a tedy i z hlediska možnosti využití již existujících dat (např. povodí Stropnice – Burešová (2009), Seják et al. (2010); povodí Všeminky – Pechanec et al. (2015); povodí Dřevnice – Cudlín et al. (2016)).

6.2 Scaling na příkladu povodí Všeminky a Dřevnice

Území povodí Všeminky, které se nachází v rámci povodí Dřevnice, bylo vybráno jako podklad pro mapování biotopů Metodou hodnocení biotopů (BVM) a srovnání výstupů z tohoto mapování s daty Detailní kombinované vrstvy (DKV) a s daty krajinného pokryvu CORINE Land Cover (CLC). V tomto případě se jednalo o aplikaci metody down-scaling, při níž se data získaná na úrovni malých měřítek přenášejí na úroveň měřítek velkých. Down-scaling byl využit ke zpřesnění výsledků získaných na základě CLC pomocí dat z vrstvy DKV, použitých jak pro zobrazení biotopů/krajinného pokryvu, tak pro hodnocení uhlíkových zásobníků na podkladě výše zmíněných vrstev ve srovnání s hodnocením na podkladě mapování biotopů metodou BVM. Přístup down-scalingu pro mapování uhlíku použili například Asner et al. (2012).

Data krajinného pokryvu z vrstvy CLC jsou v případě nejmenšího povodí Všeminky již na hranici využitelnosti, a to především díky nižší podrobnosti vrstvy a zjednodušení krajinné struktury v měřítku přibližně 1 : 100 000. Krajinný pokryv na povodí o velikosti 21,8 km² je pak oproti mapování DKV nebo BVM již značně zjednodušen; na tuto velikost území je již vhodnější využít mapové podklady v měřítku 1 : 10 000. V případě větších povodí Stropnice

(98 km²) a Dřevnice (435 km²) je zjednodušení krajinné struktury v případě vrstvy CLC pro řadu účelů, například hodnocení produkční a evapotranspirační funkce, již využitelné.

6.3 Biotopové vrstvy BVM, DKV a CLC

Pro podrobnou analýzu povodí Všeminky bylo využito mapování BVM v měřítku 1 : 10 000. Výhodou je podrobnost a přesnost určení biotopů, a to i takových, které je obtížné, nebo téměř nemožné rozlišit pomocí nástrojů dálkového průzkumu (DPZ). Nevýhodou této metody je velká pracnost, spočívající především v detailním terénním průzkumu zájmového území a následném zpracování map geografickými informačními systémy (GIS); v našem případě se jednalo o program ArcGIS 10.X. Vyplývá z toho možnost aplikace jen na malá zájmová území. Proto autoři Bell et al. (2015) zapojili do upscalingu habitatových map i DPZ.

Vrstva biotopů DKV (Detailní kombinovaná vrstva) byla vytvořena jako alternativa k fyzickému mapování metodou BVM. Výhodou je stejně podrobné měřítko 1 : 10 000 a kombinace biotopů již dříve vymapovaných (Vrstva mapování biotopů AOPK, 2014) s dalšími vrstvami dostupnými pro celou ČR, jako je například CLC, nebo DIBAVOD (Digitální báze vodohospodářských dat), (blíže popsány v kap. 3.5.5), tedy možnost aplikace na malá i velká území. Nevýhodou je neaktuálnost některých podkladů (mapování biotopů AOPK) z důvodů náročnosti aktualizace; to je možno řešit dodatečným ověřením v terénu, které bylo provedeno v této práci v případě povodí Stropnice. V článku Pechanec et al. (2021a) je DKV použita jako jedna z pokladových vrstev pro adaptovaný model GLOBIO na detailní měřítko 1 : 10 000 na území celé České republiky.

Další základní podkladovou vrstvou pro tuto práci byly široce používané vrstvy CLC (např. Feranec et al., 2007, 2010; Cole et al., 2018). Výhodou je především pravidelná aktualizace a dostupnost celé časové řady (1990, 2000, 2006, 2012 a 2018) (Büttner, 2014; Leinenkugel et al., 2019), která je vzájemně srovnatelná, což je problém u vrstev BVM a DKV. Této výhody bylo využito v této práci pro predikci krajinného pokryvu pro roky 2030 a 2050, kdy jako vstupní vrstvy do modelu Land Change Modeler (LCM) byly využity vrstvy CLC pro roky 1990 a 2012. Nevýhodou vrstvy CLC je především nižší podrobnost a přesnost, i když se stále zlepšuje (Copernicus, 2021). Tato nevýhoda je patrné především pro malá území, v našem případě pro povodí Všeminky. Z biotopových mapových vrstev BVM a DKV nebylo

možné udělat predikci modelem LCM z důvodu dostupnosti těchto vrstev jen k jednomu roku.

Dalšími nevýhodami vrstvy CLC je přesnost zpracování krajinného pokryvu v jeho jednotlivých kategoriích, která je dána i přesností satelitních dat, které jsou podkladem pro vrstvu. Konkrétně třídu orné půdy (211) je obtížné rozlišit od tříd luk a pastvin (231), nebo od půdy ponechané ladem (např. třída 243), protože mají podobnou spektrální charakteristiku (Feranec et al., 2007). Kategorie převážně zemědělských území s příměsí přirozené vegetace (243) může být nadhodnocena vlivem přítomnosti částí jiných tříd CLC (např. třída orné půdy (211)), které budou větší než 25 ha a mají být hodnoceny jako příslušné třídy (Feranec et al., 2007). Přesnost nejvíce zastoupené třídy CLC orné půdy (211) byla mezi 90–95 % pro CLC 2000; přesnosti větší než 95 % dosahovaly třídy CLC 2000 pro vodní toky (511), vodní plochy (512) a průmyslové a obchodní zóny (121) (Büttner et Maucha, 2006). Celkovou přesnost CLC 2000 uvádějí tito autoři na 87 % s odchylkou 0,8 %. Tyto hodnoty jsou založeny na nezávislé interpretaci k CLC, která byla provedena na datech LUCAS (Land Use/Cover Area frame statistical Survey) (LUCAS, 2021).

Pokud vrstvu CLC srovnáme s dalšími využívanými daty pro mapování využití území, tak má řadu výhod. Oproti národním statistickým datům má například více rozlišovaných tříd krajinného pokryvu, za které ve statistických datech není relevantní náhrada. Tato data navíc ukazují stav zapsaný v katastru, často tedy ne již skutečný stav (Feranec et al., 2010). Například finální dataset používaný v práci Kupková et Bičík (2016) obsahuje jen 7 základních kategorií využití území: orná půda, stálé kultury (zahrady, sady, vinice a chmelnice), trvalé travní porosty (louky a pastviny), lesy, vodní plochy, zastavěná území a ostatní plochy. Statistická data se ale mohou dobře uplatit při verifikaci dat CLC, která jsou homogenní v případě obsahu (např. trvalé kultury) (Feranec et al., 2010).

6.4 Modely ke stanovení predikce vývoje využití území a krajinného pokryvu (LCM, CLUE)

Výstupy z modelu Land Change Modeller (LCM) byly využity například v článku Pechanec et al. (2018), kde jsem spoluautorem. Pro predikci uhlíkových zásobníků na lesní porosty pro rok 2035 byl model LCM využit v práci Babbara et al. (2021), kde jako základní mapy pro výpočet modelu použili autoři mapy krajinného pokryvu pro roky 2000 a 2018. Autoři shledávají, že využití modelu pro praxi lesnického managementu je velmi užitečné.

Výhodou modelu je, že je to komplexní nástroj, který funguje také jako extenze ArcGIS a umožňuje analýzu změn krajinného pokryvu, monitorování a identifikaci trendů změn krajinného pokryvu a nakonec mapování krajinného pokryvu (Clark Labs, 2021). Nevýhodou tohoto modelu je, že běží skrytě a výpočet nelze ovlivnit (např. zadáním vlastního scénáře). Dalším úskalím modelu je využití neuronových sítí, které nikdy nedají stejný výsledek. Další nevýhodou modelu postaveném na neuronových sítích je, že model je třeba trénovat na mnoha datech (Mishra et al., 2014). Tento model se příliš nevyužívá v evropských studiích, což představuje další nevýhodu. Mnoho dat pro trénování modelu není k dispozici, proto i s dalších výše uvedených důvodů pracujeme na jeho náhradě modelem CLUE (Verburg et al., 2002; Verburg et Overmars, 2007). Výhodou modelu CLUE oproti modelu LCM je, že výpočet lze ovlivnit; běží na principu logistické regrese a je využíván v řadě evropských studiích, například v práci Verburga a Overmarse (2009), zaměřené na dynamiku budoucího využívání evropské krajiny. Nevýhodou modelu CLUE je omezená práce s historií území a nutnost definovat potenciál přechodu jednotlivých pixelů ručně, nebo vložením z jiného nástroje. V současnosti probíhají práce ve spolupráci s pracovníky UPOL Olomouc na vlastním nástroji, jehož výstupem je matice pravděpodobnosti přechodu pixelů, která bude sloužit jako vstup pro model CLUE.

6.5 Produkční funkce

Sekvestrace uhlíku byla řešena v rámci článku Pechanec et al. (2018) v rámci celé České republiky pro všechny uhlíkové zásobníky, a to pomocí modelu Land Change Modeller (LCM) pro predikci vývoje pokryvu krajiny, s využitím koncepce modelu InVEST 3 - Carbon, který využívám i v této práci.

6.5.1 Produkční funkce – sekvestrace – zásoba – predikce

Sekvestrace uhlíku je definovaná např. Matthewsem et al. (2014) jako proces, spojený s ukládáním uhlíku a vztaženým k jednotce času. Pojmy sekvestrace uhlíku a zásoba uhlíku (uhlíkové zásobníky) se často prolínají, nebo jsou ve vědeckých pracích řešeny společně, například v hodnocení poskytování ekosystémových funkcí lesních biotopů na případové studii povodí řeky Moravy (Pechanec et al., 2021), nebo v práci zabývající se zmírňováním emisí skleníkových plynů v zemědělství (Smith et al., 2008).

Také filozofie modelu InVEST vychází z uhlíkových zásobníků (nadzemní biomasy, podzemní biomasy, celkové nekromasy a obsahu půdního uhlíku), ale v samotném modelu se píše o sekvestraci uhlíku, což při jeho značném používání může vést k interpretačním nepřesnostem (Kareiva et al., 2011; Natural Capital Project, 2021c). Přímou pro zjištění sekvestrace uhlíku využívají model InVEST například Babbar et al. (2021), kdy srovnávají zásoby uhlíku v Indii pro roky 2000, 2018 a predikci zásob uhlíku pro rok 2035. V rámci České republiky byl model InVEST použit například v práci zaměřené na modelování a predikci sekvestrace uhlíku při změně klimatu (Pechanec et al., 2018), v rámci světa v celé řadě prací, např. Liang et al. (2017), Thellmann et al. (2017) a Zhao et al. (2019).

Limitace modelu jsou podle Pechance et al. (2018) následující: změny v uhlíku jsou jen díky měnícímu se typu krajinného pokryvu, ne v rámci stejného typu biotopu. Za další nevýhody modelu InVEST považují Trisurat et al. (2016) a Liang et al. (2017) nemožnost vytváření vlastních scénářů a sledování efektivnosti revitalizačních opatření.

Srovnání uhlíkových zásobníků (nadzemní, podzemní a odumřelá biomasa) v lokálním (1 : 10 000) a regionálním měřítku (1 : 100 000) v případě povodí Všeminky a Dřevnice ukázalo nižší hodnoty uhlíku u vrstvy CLC oproti oběma biotopovým vrstvám DKV a BVM v povodí Všeminky a oproti datům z DKV v případě povodí Dřevnice. To může být vysvětleno přesnějším vymezením segmentů u obou biotopových vrstev, dále vymezením malých segmentů s vyšší uhlíkovou zásobou, jako jsou například doprovodné porosty, křoviny, mokřady apod., které CLC nepostihne. Rozdíly v zásobách C mezi mapováními CLC a DKV, potažmo BVM, jsou v povodí Všeminky do 10 % a v povodí Dřevnice do 6 %. V případě povodí Všeminky mají obě biotopové vrstvy téměř shodné hodnoty uhlíkových zásobníků (77,92 t/ha DKV a 77,30 t/ha BVM oproti CLC 71,01 t/ha), kdy vhodnost využití CLC je již na hranici vzhledem k jistému podhodnocení zásobníků uhlíku (okolo 10 %). V povodí Dřevnice je rozdíl menší a je zde možné využít obě mapování CLC i DKV.

Vlastní výsledky predikce uhlíkových zásobníků pro roky 2030 a 2050 z modelu Land Change Modeller (LCM) ukazují mírné navýšování zásob uhlíku, a to díky mírnému zvyšování zatravnění a zalesnění především v povodí Všeminky a Dřevnice, to i přesto, že u Dřevnice se bude zastavovat okolí Zlína a Otrokovic. V případě povodí Stropnice je patrné i jisté snížení zásobníku v některých jeho částech, které může být dané značným zalesněním tohoto povodí v současnosti a možná predikovaná změna využití území v neprospěch ukládání uhlíku. V případě postihnutí modelem LCM lze předpokládat, že v severozápadní části povodí Stropnice dojde k maloplošnému zastavování krajiny, a v jižní části povodí i k intenzivnějšímu obhospodařování krajiny vedoucí ke snížení zásob uhlíku. Významný vliv

jistě bude mít probíhající kůrovcová kalamita, která do této oblasti také ve větší míře dorazí, ale model LCM ji nepostihne, vzhledem k tomu, že používá jen kategorie krajinného pokryvu/využití území, neřeší v rámci kategorií jejich disturbanci.

Vlastní predikce především pro rok 2050 skýtá velkou nejistotu odhadů v případě uhlíkových zásobníků, nebo i krajinného pokryvu CLC, jelikož se jedná o již vzdálenější období predikce, tak je třeba k nim přistupovat s velkou opatrností, hlavně z hlediska nedávné kůrovcové kalamity, kterou nelze dost dobře predikovat.

6.5.2 Čistá primární produkce lesních porostů

Pro stanovení čisté primární produkce (NPP) lesních porostů v zájmovém území horní části povodí Stropnice byl využit již starší lesní hospodářský plán (LHP), který již neodpovídá dnešnímu stavu porostů nejen kvůli přirozeným změnám v biomase vlivem přírůstu dřevin a případně plánovaným těžbám, ale především díky nahodilým těžbám vzhledem ke kůrovcové kalamitě v posledních letech. Tyto kalamity sice nezasáhly výrazně přímo zájmové území, ale také se na něm promítly, jak je vidět například na mapě ploch s rizikem šíření lýkožrouta smrkového (Kůrovcová mapa, 2021). Další informaci o šíření lýkožrouta smrkového či dalších škůdců poskytuje projekt Lesnické práce a Lesní ochranné služby VÚLHM (Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.) Kůrovcové info (Kůrovcové info, 2021). Z výše uvedených důvodů je proto vhodné pracovat s co nejnovějšími daty; na druhou stranu v současném případě právě probíhající kůrovcové kalamity jsou i data z loňského roku již nepřesná a jejich vypovídající hodnota pro produkci na konkrétním území závisí na rychlosti odumírání lesa v dané lokalitě. Použitá data ukazují tedy plnění produkční funkce lesa ve „standardních“ podmínkách. Dalším aspektem, který souvisí s kůrovcovou kalamitou, a byl i jedním z jejich spouštěčů, je změna klimatu, konkrétně dlouhé období s nedostatkem srážek, prohlubující se půdní sucho a nárůst extrémů (Rulfová et al., 2016; Řehoř et al., 2020), které bylo výrazné především od roku 2015, ale projevíly se již v roce 2000 a 2003 (Brázdil et al., 2009a), případně sucho v letech 1992–1994, které již značně ovlivnilo zdravotní stav lesních porostů (Brázdil et al., 2009b). Data z následujících let jistě budou probíhající změně klimatu lépe odpovídat.

Vypočet byl také oproti původní metodice z projektu CzechCarbo i z kapitoly publikace Stará et al. (2011) mírně upraven. Do výpočtů nebyla zahrnuta biomasa bylinného a keřového patra ani odumřelá biomasa, a to z důvodu nedostatku reprezentativních údajů jak pro zájmové území, tak v rámci celé České republiky.

Bylo pracováno jen s lesními porosty z důvodu jejich vysokého procentického zastoupení v zájmovém území, které činí 40 % území a protože se podle Staré et al. (2011) podílejí na celkové produkci v tomto území z 58 %.

6.5.3 Čistá roční primární produkce na krajinné úrovni

Povodí Všeminky je obdobně jako u evapotranspirace na hranici vhodného zobrazení vzhledem k velikosti území a velikosti pixelu vrstvy. Obecně vyšší hodnoty čisté roční primární produkce (NPP) vykazují především lesní porosty; podle nejvyšších hodnot lze identifikovat mladé lesní porosty. Jako místa s nižšími hodnotami je možné naopak identifikovat rozlehlá pole a nejnižší hodnoty má zástavba. Středních hodnot nabývá typicky lesozemědělská krajina se střídajícími se loukami, lesy a menšími poli, která převažuje například v povodí Všeminky. Tato vrstva značně koresponduje s vrstvou evapotranspirace, především díky vysoké evapotranspiraci na území s vysokou NPP.

6.6 Evapotranspirační funkce

Z hlediska evapotranspirační funkce a jejího vyhodnocení v mapovém výstupu povodí Všeminky se ukazuje již poměrně malá velikost území vzhledem k pixelu mapové vrstvy. Přesto se v tomto povodí projevuje přítomnost lesozemědělské krajiny poměrně vyváženou hodnotou evapotranspirace. Povodí Všeminky se nachází ve východní části povodí Dřevnice, která má také relativně vysokou hodnotu evapotranspirace a převažuje zde lesozemědělská krajina. Naopak západní část povodí Dřevnice vykazuje nižší plnění evapotranspirační funkce. Příčinou bude nižší zastoupení zeleně a naopak značné plošné zastoupení povrchů, které jsou většinu roku jen s minimální vegetací (polní kultury), nebo povrchů bez vegetace, střídajících se s vegetací špatně zásobenou vodou (hlavně ve větších sídlech); tyto povrchy se snadno přehřívají a ovlivňují tak i své okolí (Pokorný, 2014; Pokorný et Hesslerová, 2018). Zemědělská krajina díky rozsáhlým plochám orné půdy oproti mozaikovitě krajinně má homogennější horizontální rozmístění teplot; teploty jsou vyšší, s větším rozdílem mezi dnem a nocí a je zde také nižší potenciál pro kondenzaci vodní páry v chladnějších místech (Pokorný, 2001; Ripl, 2003; Seják et al., 2010). Značným problémem je celkové vysušování zemědělské krajiny, kdy odvodněné plochy, značně zastoupené v této krajinně i díky odvodnění melioracemi, se zahřívají, ohřátý vzduch stoupá nahoru i s vodní parou, která se již do území nevrací (Pokorný et Hesslerová, 2018). Problémem je, že

evapotranspirace a dokonce i zadržování vody jsou v zemědělství úzce vnímány jako „ztracená voda“, zatímco jejich stabilizační účinky na klima často nejsou doceněny (Huryna et Pokorný, 2016). V zemědělské krajině zcela zásadní, ale opomíjenou roli mají mokřady, z důvodu významného chladicího efektu, který je také zesílen přísunem teplého vzduchu z okolí, kdy uvolněná energie může dosáhnout až několika 100 MW km^{-2} (Huryna et al., 2014). Naopak, pokud dojde k poklesu evapotranspirace, například o 3 mm z 1 km^2 za den, tak se zvýší zjevné teplo o 2.1 GWh (Pokorný et Rejsková, 2008). V případě povodí Stropnice má vliv na poměrně vysokou hodnotu evapotranspirace kromě vegetace také nemalé zastoupení větších rybníků s navazujícími mokřady a vlhkými loukami. Huryna et al. (2014) uvádějí, že mokré louky disipují o 30 % více energie prostřednictvím evapotranspirace než pole nebo pastviny, oproti betonovému povrchu až o 70 % více energie. V neposlední řadě je třeba zmínit úlohu lesa, především větších lesních celků, které se na výsledcích také značně projeví. Zdravý les funguje v podstatě jako přírodní klimatizace; v mírném pásmu 1 hektar listnatého lesa, který je dobře zásoben vodou, během vegetačního období, vytranspiruje okolo 700 l vody z 1 m^2 své plochy (Seják et al., 2018). To potvrzuje i Gohr et al. (2021) ve studii ze severovýchodního Německa, kteří uvádějí, že oblasti s lesy a mokřady jsou až o 5 °C chladnější než urbanizované oblasti a zemědělská krajina. Tito autoři dále díky modelování krajiny, při scénáři kdy nahradí 10 % zemědělské půdy lesy, předpokládají redukcii průměrné teploty horkých dnů o 0,9 °C.

S evapotranspirací úzce souvisejí srážky, které značně ovlivňují dostupnost vody, a tím i míru výparu. Specifikum srážek spočívá v tom, že ať jsou jakkoliv malé, projeví se téměř okamžitě nasyceností povrchu půdy vodou, která probíhá od vrchní části půdního profilu směrem dolů k nepropustnému podloží. Snížením nasycenosti povrchu půdy vodou se snižuje schopnost země odpařovat vodu a zvyšuje se podíl sluneční energie, která se mění na pocitové teplo. Více vysušená půda přijímá při dalších srážkách novou dešťovou vodu hůře a ze zastavěných ploch je dešťová voda automaticky odváděna co nejrychleji pryč z území. Vysušená půda se přehřívá a vytváří tepelné ostrovy, které odsouvají srážkovou činnost mimo své území (Kravčík et al., 2007). Makarieva a Gorshkov (2007) představili fyzikální teorii o funkci lesa, kde popisují lesy jako aktivní atraktory vlhkého vzduchu. Analýzou vzájemného vztahu mezi roční srážkou v zalesněných i odlesněných oblastech na různých kontinentech a v různé vzdálenosti od oceánu autoři zjistili, že roční srážky klesly v odlesněných částech kontinentů, zatímco v oblastech pokrytých přirozenými lesy srážky nezávisí na vzdálenosti od oceánu, i když jsou od něj vzdálené i několik tisíc kilometrů. Autoři představili teorii „biotické pumpy“ – kondenzace vodní páry v lesních oblastech má

za následek pokles tlaku vzduchu a vede k nasávání vlhkého vzduchu z oceánů nebo z jiných zdrojů vlhkého vzduchu. Teorii „biotické pumpy“ dále diskutuje například Sheil (2018), kdy kontinent nebo region, který překročí určitou hranici úbytku lesů, se může překlopit z vlhkého do suchého klimatu. Rozsáhlé ztráty nebo odumírání lesů mohou tedy snížit atmosférickou vlhkost, srážky a oblačnost a zvýšit pravděpodobnost sucha a dalšího odumírání lesů. Obecně lze říci, že na krajinné úrovni hraje evapotranspirace zásadní roli v disipaci energie a jako taková do značné míry závisí na množství vegetačního pokryvu a dostupnosti vody (Skaloš et al. 2014).

6.7 Dynamika změn krajinného pokryvu, fragmentace a sekvestrace uhlíku

Analýzy zájmových území byly provedeny zvláště pro nejčastější změny krajinného pokryvu, především pro přechod z orné půdy do luk a s ním spojené změny míry fragmentace krajiny a rozdílu v sekvestraci uhlíku. Tyto analýzy ukazují stav krajiny a její vývoj především vzhledem k typům krajiny a dále srovnání mezi vybranými povodími. Analýzy byly zvoleny pro podchycení dynamiky změn krajinného pokryvu, fragmentace a regulační ekosystémové služby ukládání a sekvestrace uhlíku. Soubor těchto analýz dává smysl z hlediska komplexnějšího posouzení změn typů krajiny vzhledem k jejich způsobu a intenzitě využívání. Oproti tomu posouzení jen jedné z těchto analýz samostatně neposkytuje dostatečnou informaci o stavu a vývoji funkce a dynamiky typů krajiny.

6.7.1 Změny krajinného pokryvu

Prezentované výsledky z případové studie povodí Dřevnice a Stropnice ukázaly, že změny krajinného pokryvu v rámci kategorií CLC od roku 1990 do roku 2012 byly značné především v případě přechodu orné půdy (211) do luk a pastvin (231). V daleko menší míře byly dále pozorovány přechody z orné půdy (211) do převážně zemědělských území s příměsí přirozené vegetace (243) a do lesů (3XX). Všechny tyto změny ukazují trend směrem k extenzifikaci využívání krajiny, kdy jde především o extenzifikaci zemědělství v případě největších přechodů směrem z kategorie 211 do 231 a 211 do 243 a dále k zalesňování při přechodech orné půdy (211) do lesů (3XX) (Feranec et al., 2010). Toto potvrzují na celém území České republiky například Pechanec et al. (2019), kdy největší

změny rozlohy zjistili mezi kategoriemi CLC ornou půdou (211) a loukami a pastvinami (231).

V této práci se zaměřuji na kategorie CLC orné půdy (211) a luk a pastvin (231), a jejich vzájemný přechod i přechody z těchto kategorií do dalších kategorií CLC, které jsou blíže popsány v metodice. Přechody právě těchto kategorií CLC do dalších kategorií CLC byly vybrány na základě vlastní analýzy největších změn CLC na základě rozlohy v zájmových územích. Výběr kategorií CLC orné půdy (211) a luk a pastvin (231) a jejich vzájemný přechod i přechody z těchto kategorií do dalších kategorií CLC má význam i z hlediska perzistence. Nejméně perzistentní z velkoplošných kategorií CLC (nad 1 000 km²) v rámci České republiky je kategorie orné půdy (211) s perzistencí 76,91 %, následovaná kategorií kategorií luk a pastvin (231) s perzistencí 82,55 % a kategorií převážně zemědělských území s příměsí přirozené vegetace (243) s perzistencí 80,77 % a (Pechanec et al., 2019). Značnou dynamiku změn u orné půdy i luk a pastvin potvrzuje řada prací, např. Kiliánová et al. (2017) ve studii na nivu řeky Moravy, nebo Václavík et Rogan (2009) v Olomouckém regionu, ale i práce Stycha et al. (2019) založená na změnách využití půdy z katastrálních dat na celou Českou republiku. Nejmenší perzistenci kategorií orné půdy a luk potvrdili v evropském měřítku v kulturních krajině i Lieskovský et Bürgi (2018).

Pokud se týká přechodů kategorií CLC do kategorie lesů (3XX), tak především v LFA (méně příznivé oblasti) oblastech lze očekávat tento přechod i u části luk a pastvin, a to především díky zalesnění nebo sukcesi, které se ještě neprojevíly na satelitních snímcích (Grešlová et al., 2019). Zde je třeba ale rozlišovat, jestli se jedná jen o sukcesi dřevin na zemědělské půdě, nebo o umělé zalesnění pozemků s následnou změnou typu pozemků v katastru nemovitostí. Tyto změny jsou méně časté, jak potvrzuje práce Stycha et al. (2019), kteří zjistili, že lesy jsou ve srovnání s ornou půdou a loukami více stabilní nejen v rozloze, ale i v jejich regionální distribuci.

Trend přechodu orné půdy do luk a pastvin byl nejvýznamnější v případě lesozemědělské krajiny v obou povodích a u rybníční krajiny v povodí Stropnice, což je dáno větším výskytem orné půdy v těchto typech krajin oproti krajině lesní a větší perzistencí urbanizované a zemědělské krajiny (Lipský, 2001; Bičík et Jeleček, 2009; Frélichová et Fanta, 2015; Pechanec et al., 2019).

6.7.2 Přejchod z orné půdy do luk

Vzhledem k největšímu přechodu kategorií CLC orné půdy (211) do luk a pastvin (231) byl tento přechod dále analyzován podrobně, a to v obdobích 1990–2000 a 2000–2012. Pro podrobnou analýzu a testování dílčí hypotézy, že dynamika změn krajinného pokryvu, fragmentace, sekvestrace uhlíku a míra plnění produkční a evapotranspirační funkce se odvíjí od krajinných typů, byla obě povodí rozdělena na typy krajiny podle Löwa.

V případě povodí Dřevnice, krajiny lesozemědělské (FA), následované krajinami lesními (F), měly vyšší poměr přechodu z polí do luk než krajiny zemědělské (A) a urbanizované (U). Toto zjištění v případě urbanizované krajiny (U) není překvapivé, protože v okolí urbanizovaných ploch se orná půda mění do jiných kategorií CLC než do luk. To podporuje i koncentrace zástavby v již zastavěných oblastech (Stych et al., 2019). V okolí větších měst bývá také značný podíl opuštěné půdy (Lipský et Kukla, 2012). Dále je třeba uvést, že kategorie krajinného pokryvu 11X (obytné plochy) a 12X (průmyslové a obchodní zóny, komunikační síť), které se nejvíce vyskytují v urbanizovaných krajinách (U), jsou značně perzistentní (Pechanec et al., 2019). Zemědělské krajiny (A) jsou ještě více perzistentní, není zde tendence měnit ornou půdu na louky vzhledem k vysoké intenzitě využití krajiny, vhodným přírodním podmínkám a výhodnosti obhospodařovat stávající ornou půdu i v budoucnosti (Lipský, 2001; Bičík et Jeleček, 2009; Frélichová et Fanta, 2015; Grešlová et al., 2019). Je třeba ale rozlišit perzistenci zemědělské krajiny, jako takové, a orné půdy, která má tendenci se měnit do jiného využití půdy/krajinného pokryvu především v jiných krajinách než je zemědělská krajina. Dalším důvodem je, že procento orné půdy stoupá s klesající nadmořskou výškou a menší sklonitostí, což odpovídá výskytu zemědělských krajin (Stych et al., 2019). I v naší práci má zemědělská krajina (A) nejméně změn z orné půdy na louky a pastviny a je nejvíce rozdílná od ostatních krajin. Také u zemědělské krajiny platí, že je více homogenní (Crouzat et al., 2015) a její homogenitu podporuje tlak přes ekonomickou konkurenci (Jongman, 2002). Homogenní struktura zemědělské krajiny je v České republice dána i vývojem od 50. let, kdy začala socialistická transformace zemědělství do velkovýrobních produkčních celků a tedy k celkovému zjednodušení struktury krajiny (Lipský, 1995; Frélichová et Fanta, 2015; Prokopová et al., 2018). Značná polarizace krajiny na velké zemědělsky obdělávané plochy téměř bez keřové a stromové vegetace a naopak opuštěná zemědělská půda v oblastech nevhodných pro zemědělskou velkovýrobu a těžkou mechanizaci je typická nejen pro minulou, ale i současnou zemědělskou krajinu (Lipský 2001, 2010). Také snaha o redukci cen farmářské produkce pro zlepšení pozice na trhu v

mezinárodní konkurenci v EU i mimo ní podporuje intenzifikaci zemědělství, a to především v úrodných oblastech (Jongman, 2002; Grešlová, 2013). Postupná extenzifikace zemědělství se týká především lesní a lesozemědělské krajiny, protože se nacházejí ve vyšších polohách, na horších a sklonitých půdách, často i v pohraničních oblastech (Lipský, 2001; Václavík et Rogan, 2009; Kupková et Bičík, 2016; Stych et al., 2019). Extenzifikaci zemědělství a opouštění zemědělské půdy s horší kvalitou půdy, nebo nepříznivými faktory z hlediska terénu a nadmořské výšky potvrzují i práce z okolních zemí, jako je Polsko (např. Janus et Bozek, 2019; Grešlová et al., 2019), Slovensko (např. Kanianska et al., 2014) a v Karpatech na pomezí Slovenska, Polska a Ukrajiny Kuemmerle et al., (2008).

Leso-zemědělská krajina

U lesozemědělské krajiny v obou povodích byla změna procenta orné půdy z celkové plochy zemědělské půdy (zornění) vyšší v letech 2000–2012 než v letech 1990–2000, což koresponduje se zjištěními Pechance et al. (2019) na území celé republiky.

V povodí Dřevnice byla menší pravděpodobnost změny zastoupení orné půdy, ale v případě nějaké změny byla tato změna větší než v povodí Stropnice. To ukazuje na rozdíl v krajinné struktuře u stejného typu krajiny v obou povodích, kdy v povodí Dřevnice má orná půda tendenci být měněna ve větším rozsahu, než je tomu v povodí Stropnice v případě, že nějaká změna nastane. Výsledky fragmentace krajiny (MedPS) v lesní a lesozemědělské krajině v obou sledovaných povodích však nebyly statisticky průkazné.

6.7.3 Míra fragmentace a rozdíly sekvestrace uhlíku

Pro porozumění fungování krajiny je třeba brát v potaz krajinnou strukturu a přitom použít vhodné indikátory, kterými jsou například krajinné metriky (Uemaa et al., 2013). Krajinné metriky mají samozřejmě své limity a rizika a je vhodné je užívat především jako komplementární parametry k dalším, převážně kvalitativním krajinným charakteristikám (přírodním a sociálním) (Balej, 2012). V této práci jsme pro zjištění míry fragmentace využili parametry krajinné metriky Median Patch Size (MedPS). Velikost plošky je jednou ze základních a široce používaných krajinných metrik, kdy informaci o velikosti plošky další krajinné metriky buď přímo zahrnují, nebo je ovlivňuje (McGarigal 2002). Další, v naší práci využitou krajinnou metrikou, je Total Edge (TE) (např., Wu 2004; Balej 2012). Fragmentací je v této práci myšlena fragmentace ekosystémů, projevující se poklesem mediánu velikosti

plošek (MedPS) a nárůstem celkové délky okrajů (TE), kde okraj je hranice mezi různými kategoriemi CLC.

Mezi jednotlivými krajinami jsou průkazné změny, ale v obou sledovaných územích byly srovnávány jen krajiny lesní (F) a lesozemědělské (FA), které se vyskytovaly v obou územích. Změny v čase byly poměrně malé. Je to dáno menšími změnami, například, co se týká odlivu obyvatelstva z těchto území oproti těm, které proběhly v jiných zemích především v marginálních územích, například v národním parku Nera Gorge-Beuşniţa v Rumunsku (Ianas et Germain, 2018).

V případě povodí Stropnice jsou u krajinné metriky Median Patch Size (MedPS) a uhlíku (C) průkazné rozdíly mezi krajinami P – F a F – FA a krajinná metrika Total Edge (TE) je průkazně rozdílná mezi krajinami F – FA, kdy F krajina má MedPS největší, naopak P a FA krajina má MedPS malé. V případě TE je tomu naopak, kdy velké je u krajin FA a P a malé u krajiny F. To je dáno tím, že lesní krajiny jsou obecně homogennější s malým množstvím velkých, převážně lesních ploch, které jsou jen minimálně fragmentovány oproti krajinám lesozemědělským a rybničním, které tvoří mozaika ploch lesů, polí, luk a případně i zástavby u krajiny lesozemědělské a k tomu se přidávají rybníky a mokřady u krajiny rybniční, které jsou obecně více heterogenní. Naopak celková délka okrajů narůstá u krajin s více ploškami, tedy u krajiny lesozemědělské a rybniční oproti krajině lesní. Obdobné výsledky vycházejí i ve studii Kekena et al. (2014).

Délka hran (TE) je v povodí Dřevnice největší u urbanizovaných krajin, což je pro velké množství plošek v těchto krajinách obvyklé, následované lesozemědělskými krajinami v obou povodích. TE se v povodí Dřevnice od roku 1990 do roku 2012 mírně zvyšuje; to kromě měřítka CLC by mělo být dáno zvětšující se fragmentací krajiny, v případě povodí Stropnice je však trend nejasný. Míra fragmentace se v krajině zvětšuje, především v zázemí velkých měst, naopak u zemědělské půdy, která je především součástí zemědělských krajin, je fragmentace malá (Hartvigsen, 2014). U měst je také větší tlak obyvatel města na možné rekreační využívání okolí a přítomnost přírodního prostředí, které může být vzhledem k různým preferencím lidí různé. Tyto tlaky budou podporovat změnu krajiny, např. u zemědělských krajin zmenšení rozsahu orné půdy, nebo přeměnu luk a pastvin na parky a lesoparky, zahrádky atd. (Jongman, 2002). Jelikož je v této práci fragmentace řešená zjišťováním mediánu velikosti plošek (MedPS) a délky hran (TE), nelze říci, že má jen negativní, nebo pozitivní účinek na biotu, ale je třeba přihlídnout k tomu, co a čím se díky větší nebo menší fragmentaci v krajině rozděluje. Například fragmentace orné půdy křovinami nebo loukou bude pro biotu více pozitivní, naopak fragmentace lesa, nebo louky

průmyslovou zástavbou, halami, nebo budováním infrastruktury bude negativní. U F krajiny je opět MedPS nejvyšší spolu s A a FA krajinou; U krajina má MedPS malé. Největší medián velikosti plošek je u lesní krajiny v obou územích a zemědělské krajiny v povodí Dřevnice, kdy tyto krajiny jsou obecně málo rozčleněné do více typů plošek dle CLC. Lesní krajina je především doménou vyšších poloh nebo marginálnějších oblastí (LFA, pohraničí, atd.), kde není takové osídlení a nebyly zde v minulosti lesy tolik přeměňovány na jiné kategorie krajinného využití. Naopak od roku 1990 je trend zalesňovat další plochy v těchto územích, nebo jsou zemědělské pozemky ponechány ladem a postupně zarůstají (Feranec et al., 2010; Kupková et Bičík, 2016). Krajina zemědělská převládá naopak v úrodných nížinách a není tolik tříštěna jinými kategorie CLC z důvodu výhodnosti ponechat současný stav a zachovávat hlavně ornou půdu, která je zde v převaze zemědělského využívání (Lipský, 2001; Bičík et Jeleček, 2009; Frélichová et Fanta, 2015; Grešlová et al., 2019). Naproti tomu v okolí větších měst a v případě zástavby navazující především na nové dálnice tomu tak není a zastavují a fragmentují se i zemědělské krajiny v úrodných nížinách (Keken et al., 2014). Pokud bychom se podívali na fragmentaci krajiny z hlediska podrobnějšího krajinného měřítka, než jsou kategorie CLC, tak je fragmentace ještě daleko znatelnější, např. výstavbou silnic nebo železničních koridorů. Krajiny rybníční a lesozemědělská jsou z principu více rozčleněny kategoriemi CLC, nemluvě o urbanizovaných krajinách, kde je MedPS nejmenší. Přesně opačně je tomu u krajin v případě indexu celkové délky hran (TE). Hodnoty uhlíku (C) jsou logicky nejvyšší v lesní krajině a nejnižší v zemědělské krajině, protože urbanizovaná krajina zahrnuje často i nezanedbatelné množství městské zeleně, a to jak přímo ve městech, tak i příměstské zeleně na města bezprostředně navazující, která je do městské krajiny do značné míry zahrnuta. Také zemědělská půda je častěji opouštěna v okolí měst a dochází zde k ukládání uhlíku (Lipský et Kukla, 2012).

Data pro lesní a lesozemědělskou krajinu

Dvě krajiny, které se vyskytují v obou územích, jsou krajina lesní a lesozemědělská. U obou krajinných metrik TE i MedPS a u uhlíku byly zjištěny značné rozdíly mezi těmito krajinami, kdy lesní krajina dosahuje větší MedPS a nižší TE, ale má větší hodnoty sekvence uhlíku v obou povodích. Zvětšující délku hran, a tedy fragmentaci české krajiny, potvrzuje řada prací, např. Keken et al. (2014) v případě zastavování krajiny kolem nově vzniklých dálnic. V regionálních studiích Třebíčska a Znojemska je zásadní také vlhkost; orná půda se vyskytuje na vlhčích místech, zatímco lesy převládají v sušších částech a trvalé travní porosty v oblastech nejnižších teplot a srážek (Brovkina et al., 2017b).

6.8 Změna klimatu

Průměrné roční teploty vzduchu i průměrné roční srážkové úhrny ukazují v obou zájmových územích Dřevnice a Stropnice v obou predikovaných obdobích (2021–2040 a 2041–2060) nárůst oproti starému klimatickému normálu (1961–1990) i období (1990–2020). V případě teplot to není nic neobvyklého, naopak Dubrovský et al. (2011) uvádějí, že očekávaný nárůst průměrné teploty vzduchu do konce století je v rozmezí 1,4 až 5,8 °C. Méně jednoznačné je tomu v případě predikování průměrných ročních srážkových úhrnů, kdy v případě Evropy podle Kjellströma et al. (2018) simulace ukazují tendence ke zvýšení ročních průměrných srážek na severu a jejich poklesu na jihu Evropy. Rozdíl bude také v zimním období, kdy přibude srážek i v jižnější části Evropy, naopak v létě bude méně srážek i severněji. To v případě mírného poklesu průměrných letních srážek nad střední Evropou potvrdili také Knist et al. (2020), kteří analyzovali předpokládané změny srážek v období 2038–2050 a 2088–2100. Pokles trvalých srážek (srážky stratiformní) v letním období pro území České republiky uvádí také Rulfová et al. (2016) s tím, že průměrné konvektivní a trvalé srážky mají tendenci narůstat v ostatních obdobích roku. Podle nové práce Coppoli et al. (2021), která je zaměřená na hodnocení klimatických projekcí regionálního klimatického modelu (RCM) pro Evropu v rámci projektu EURO-CORDEX, lze maximální oteplení předpokládat v severní Evropě v zimním období spolu s maximálním nárůstem srážek; v létě bude docházet k maximálnímu oteplení v oblastech Středomoří a jižní Evropy spojené s maximálním poklesem srážek, což je v souladu se zde uvedenými pracemi.

Výsledky změny klimatu (průměrné roční teploty vzduchu a průměrné roční srážkové úhrny) ve sledovaných územích byly do této práce zařazeny kvůli možnosti odhadu dopadů změn klimatu na zemědělství a lesnictví pomocí modelu LCM. Z výsledků vyplývá, že probíhá a bude dále probíhat kontinuální zvyšování průměrné roční teploty v obou územích až o cca 2,5 °C od období 1961–1990 až do období 2041–2060. Průměrné roční srážkové úhrny pro obě povodí se kontinuálně mírně zvyšují, a to až do období 2041–2060. Oba výsledky odpovídají výše uvedeným pracím. Je ale třeba mít na paměti, že se bude měnit především rozložení srážek a zvyšovat se extrémy, to jak u srážek, tak teplot.

Pro kvantifikaci evapotranspirace by bylo třeba znát další faktory (množství přicházející sluneční energie, relativní vlhkost vzduchu a rychlosti proudění vzduchu), které ale nebyly pro vstup do modelu LCM k dispozici, tedy pro celá území Dřevnice a Stropnice. Klimatické parametry však vstupují pouze do modelu LCM, nikoliv do modelu Marxan, který byl využit

pro výběr území k udržitelnému plnění vybraných ekosystémových funkcí. Obdobný model, který by přihlížel ke změně klimatu jsem bohužel nenalezl.

6.9 Výběr území k udržitelnému plnění ekosystémových funkcí pomocí modelu MARXAN

Přestože je model MARXAN používán ve světě většinou pro navrhování chráněných území v rozsáhlém, často málo známém území, ukázal se použitelný i pro výběr území k udržitelnému plnění ekosystémových funkcí. Modelováno bylo povodí Dřevnice a horní části povodí Stropnice. Povodí Všeminky nebylo mapováno zvlášť z důvodu jeho malé rozlohy vzhledem k velikosti hexagonů (rozloha hexagonu byla 25 hektarů), pomocí kterých byla provedena alokace vybraných území k udržitelnému plnění ekosystémových funkcí. Výsledky modelu v povodí Dřevnice v případě vybraných hexagonů dobře korespondují s vybranými přírodními biotopy, navrženými jako konzervační prvky. Horší situace je v horní části povodí Stropnice, kde plošně rozsáhlejší konzervační prvky nebyly tak často modelem vybírány. To může být dáno tím, že nejcennější biotopy navržené k ochraně jako konzervační prvky jsou příliš malé a proto nebyly zařazeny do výběru a protože model preferuje výběr cennějších biotopů podle bodové hodnoty Metody hodnocení biotopů (BVM) a jejich velikosti. Jistý vliv bude mít i snaha modelu vybírat více hexagonů než jen jeden a malá velikost území, kdy vybraných hexagonů je poměrně málo i ve srovnání s povodím Dřevnice, které je cca 4,5 krát větší než povodí Stropnice. Opominutí malých ploch nejcennějších biotopů může být jedním z limitů modelu při jeho využití na malých území při snaze podchytit heterogenní krajinou strukturu s množstvím drobných plošek. To se může dít díky tomu, že model při příliš velkých hexagonech vyloučí množství nejcennějších biotopů z důvodu jejich blízkosti k silnicím, nebo zástavbě. Tento problém je na menším území možné řešit zmenšením plochy hexagonů, se kterými model pracuje, kdy následně dojde k vyloučení jen biotopů těsně navazujících na infrastrukturu, nebo zástavbu. Na větších území je to problematické z důvodu přílišné podrobnosti a náročnosti těchto operací na výpočetná výkon. Problém s vybíráním biotopů se může odrazit i v opomíjení drobných krajinných prvků, například mokřadů nebo remízků, které mají značný význam v plnění produkční a evapotranspirační funkce. Tyto krajinné prvky mohou být tudíž v krajinném měřítku neoprávněně opomíjeny, i když jejich význam je značný i přes jejich malou plošnou rozlohu. Zásadní význam mokřadů v plnění evapotranspirační funkce

především v zemědělské krajině zmiňují například Huryňa et al. (2014). Naopak je vhodné je v krajině nejen zachovávat, ale i vytvářet a podpořit tak evapotranspirační, ale i produkční funkci krajiny.

Tento model na celé území České republiky je publikován v práci Cudlín et al., 2020, kde jsem také spoluautorem. V tomto článku bylo potvrzeno, že model MARXAN je vhodný nástroj pro výběr nejčinnějších, nedostatečně nebo vůbec nechráněných přírodních biotopů pro udržitelné hospodaření, a také pro podporu rozsáhlých strategických dokumentů i na území větších správních celků. Účelem výstupu z modelu MARXAN je také zapojení všech stakeholderů v zájmovém území do udržitelného obhospodařování přírodních a přírodě blízkých biotopů z hlediska zemědělského a lesnického hospodaření na vybraných cenných stanovištích. Ochrana vybraných biotopů a podpora vhodného managementu je do jisté míry závislá i na vhodné formě jeho financování (Lustyk et Guth, 2011), například podporou tradičního sečení luk, nebo podporou regionálních semenných směsí (Warren et Buttner, 2008; Halada et al., 2011; Cizek et al., 2013). Velmi významná je také podpora přirozené druhové skladby v lesích pomocí přírodě blízkého hospodaření, kdy tento typ managementu vede k důrazu na větší stabilitu, produktivitu, diverzitu a kontinuitu lesa (Bauhus et al., 2013). Pro lepší ochranu biodiverzity je také nezbytné zlepšit konektivitu mezi různými stupni chráněných území (Cudlín et al., 2020).

6.10 Syntéza produkční a evapotranspirační funkce; změna klimatu

Evapotranspirace je centrální proces v klimatickém systému propojující cyklus vody, energie a uhlíku (Jung et al., 2010). Obnova základního ekologického fungování krajiny je nejdůležitější podmínkou rozvoje udržitelné krajiny. Nepřetržitá interakce vody, energie a hmoty jsou tři základní složky udržitelných ekosystémů. Porušení jedné ze složek vede ke zničení systému jako celku. Lidské aktivity často způsobují rozpojení a otevření koloběhu vody a látek. Obnova vegetačního krytu a obnova schopnosti půdy zadržovat vodu může vést k uzavření cyklu, takže jak voda, tak látky se cirkulují a přinášejí dostatek vody do systému. Zvýšená evapotranspirace vede ke zmírnění teplotních výkyvů a minimalizaci ztrát živin (Huryňa et Pokorný, 2016). Jako negativní příklad lze uvést efekt disturbance lesa na povrchovou teplotu, která po odumření lesa v národním parku Šumava stoupla v rozmezí 2–4 °C. To mělo za následek větší extrémy teplot a docházelo zde k většímu tání sněhu; to vše

ovlivňuje lokální klima a hydrologický cyklus (Hesslerová et al., 2018). Obecně platí, že narušení malého vodního cyklu souvisí přímo s růstem extrémů počasí a se změnou klimatu. Původní přírodní oblasti, nebo chladnější a vlhčí oblasti, dnes představují stabilnější části prostředí (Kravčík et al., 2017). To potvrzují i analýzy Makarievy et Gorshkova (2007), kdy dlouhodobá stabilita suchozemského vodního cyklu je nedosažitelná bez obnovy přirozených lesů v oblastech celého kontinentu. Hlavní hypotéza mé disertační práce, „Míra udržitelného plnění vybraných ekosystémových funkcí závisí na přirozenosti biotopů; přírodní a přírodě blízké biotopy se budou efektivněji podílet na koloběhu látek a energií a mají vyšší resilienci vůči očekávané environmentální změně (synergické působení klimatické změny a znečištění životního prostředí) než biotopy silně přeměněné člověkem“ byla potvrzena. Z hlediska dlouhodobého plnění produkční a evapotranspirační funkce se skutečně přírodní a přírodě blízké biotopy (hlavně přirozené lesy) efektivněji podílejí na koloběhu látek a energií, a to především díky jejich vyšší resilienci i resistenci vůči disturbancím. Resilience je nutná k dlouhodobě udržitelnému plnění ekosystémových funkcí, především z hlediska probíhající environmentální změny.

Druhovou diverzitu lesních porostů, jako důležitý faktor snižování citlivosti vůči změně klimatu, vzhledem k plnění ekosystémových funkcí lesa, zmiňují například Rasche et al., (2013), kteří simulovali vývoj lesních porostů v šesti klimaticky odlišných zónách střední Evropy (podle nadmořské výšky a podmínek sucha) s různými scénáři klimatické změny. Autoři uvádějí, že v místech vystavených narůstajícímu suchu bude poskytování ekosystémových funkcí lesa problematické bez ohledu na vlastnosti porostu. Klíčovou úlohu diverzity lesů při podpoře rezistence a resilience ekosystémů ke změně klimatu zmiňují také například Morin et al. (2014); tvrdí, že s rostoucí diverzitou roste délka stabilního období, a to díky kompenzační dynamice napříč druhy.

V případě luk kolegové z Oddělení ukládání uhlíku v krajině provádějí dlouhodobý výzkum například na Berounsku (od roku 2013), kde se již začíná pomalu projevovat trend úbytku produkce extenzivních luk především díky suchu, které je zde limitním faktorem. Produkce v jednotlivých letech hodně záleží na srážkách v květnu a červnu a teplotách, a pak také jak mají zemědělci čas louky posekat (Cudlín, 2022 – nepublikovaná data). To odpovídá zjištění Liu et al. (2021), kteří sledovali citlivost travních porostů na množství srážek. Produkce travních porostů korelovala s množstvím srážek a míra korelace byla vyšší na suchých stanovištích než na stanovištích, která nebyla omezena množstvím vody. Z hlediska vztahu produktivity a diverzity některé studie ukazují, že produktivita ekosystému s vyšší diverzitou rostlinných společenstev travních porostů byla odolnější během průběhu sucha a rychleji se

obnovovala po odeznění suchu než společenstva pouze s několika druhy (Tilman et Downing, 1994). Zároveň Steiner et al. (2006) potvrdili vyšší stupeň rezistence travního společenstva s vyšší funkční diverzitou (zastoupení hlavních funkčních skupin a hlavních poskytovatelů ekosystémových služeb), nikoli pouze s vyšším počtem druhů. S diverzitou druhů se zvyšuje i diverzita trofických vztahů a ekosystém má více alternativních cest pro přenos energie, což ho činí stabilnějším (Tilman, 1997; Hooper, 2005).

Dílčí hypotéza ve znění „dynamika změn krajinného pokryvu, fragmentace, sekvestrace uhlíku a evapotranspirace (míra plnění produkční a evapotranspirační funkce) se odvíjí od krajinných typů dle Löwa, kdy krajinné typy přírodnějšího charakteru, jako například lesní krajiny, vykazují menší změny oproti více antropicky pozměněným či vytvořeným krajinám, jako jsou zemědělské nebo urbanizované krajiny“ byla potvrzena jen pro sekvestraci uhlíku a evapotranspiraci, ale neplatí pro fragmentaci a dynamiku změn krajinného pokryvu. V případě dynamiky změn krajinného pokryvu u typů krajin přírodnějšího charakteru (lesní, lesozemědělská a rybníční krajina) dochází k větším změnám než u více antropicky pozměněných či vytvořených krajin (zemědělská a urbanizovaná krajina). Více antropicky pozměněné či vytvořené krajiny jsou intenzivněji využívány a více perzistentní, ovšem za cenu velkého přísunu dodatkových energií.

Fragmentace se odvíjí spíše od homogenity krajiny, ne od její přírodnosti, kdy nejvíce homogenní krajiny, jako je lesní krajina a zemědělská krajina, jsou nejméně fragmentované. Míra sekvestrace uhlíku odpovídá přírodnosti krajin a reflektuje především množství lesních porostů a dřevinné vegetace, nebo i mokřadů a nabývá nejvyšších hodnot u lesní krajiny, následované krajinou lesozemědělskou a rybníční. Naopak nejnižší hodnoty jsou u krajiny zemědělské, následované krajinou urbanizovanou. Evapotranspirační funkce opět reflektuje vysoké zastoupení lesů, dřevin, ale především také plochy dobře zásobené vodou a vodní plochy, nabývá nejvyšších hodnot v lesní krajině, a to díky nejvyššímu zastoupení lesů, středních až vyšších hodnot nabývá v krajině lesozemědělské a rybníční, nejnižší hodnoty má krajina urbanizovaná a zemědělská.

Dílčí hypotéza rozvíjí hlavní hypotézu v tom, že je třeba srovnávat míru plnění ekosystémových funkcí biotopů nebo kategorií krajinného pokryvu pro stejný typ krajiny, například je možné srovnávat ekosystémové funkce mezi různými městy, protože lze vycházet z předpokladu, že v nich bude naprosto převládat krajina urbanizovaná. Dále je možné srovnání v různých územích při obdobném zastoupení shodných krajin.

Hlavním přínosem práce je ověření metody extrapolace experimentálně získaných dat pro jednotlivé biotopy do krajinného měřítka převodem na třídy krajinného pokryvu Corine

Land Cover (CLC). Metoda „look-up-table“ na základě tříd Corine Land Cover umožňuje analýzy ekosystémových funkcí pro velká území a jejich predikce pomocí modelů vývoje krajinného pokryvu (např. Land Change Modeller). Dalším přínosem práce je aplikace navrhovaného přístupu pro odhad plnění produkční a evapotranspirační funkce v zájmových územích (povodí Dřevnice, Všeminky a horní části Stropnice).

7. Závěr

Produkce a evapotranspirace jsou základními funkcemi popisujícími fungování ekosystému. Je těžké je od sebe oddělit, a proto je optimální kvantifikovat obě funkce, protože jejich vztah umožňuje lepší pochopení toku energie, vody a látek v území, a to ať se jedná o velmi malé území na úrovni několika biotopů, nebo území v krajinném měřítku. Produkce je syntéza uhlíkových látek souvisejících s cyklem energie a vody. Evapotranspirace představuje veškerý výpar ze zemského povrchu, propojující změny produkce a regulace klimatu.

Mapování krajinného pokryvu vrstvou CORINE Land Cover (CLC) je v případě nejmenšího povodí Všeminky (21,5 km²) již na hranici použitelnosti, a to především díky její nižší podrobnosti a zjednodušení krajinné struktury v měřítku přibližně 1 : 100 000. Krajinný pokryv na takto malém území je oproti mapování DKV nebo BVM již značně zjednodušen a na tuto velikost povodí je již vhodnější využít mapové podklady v měřítku 1 : 10 000. V případě větších povodí Stropnice a Dřevnice je zjednodušení krajinné struktury při použití vrstvy CLC pro řadu účelů již využitelné.

Při srovnávání uhlíkových zásobníků (nadzemní, podzemní a mrtvá biomasa) v lokálním (1 : 10 000) a regionálním měřítku (1 : 100 000) v povodí Všeminky a Dřevnice byly zjištěny nižší hodnoty uhlíku u vrstvy CLC oproti oběma biotopovým mapováním DKV a BVM. To může být vysvětleno přesnějším vymezením segmentů u obou biotopových mapováních, dále vymezením malých segmentů s vyšší uhlíkovou zásobou, jako jsou například doprovodné porosty, křoviny, mokřady apod., které CLC nepostihne.

Vlastní výsledky predikce uhlíkových zásobníků pro roky 2030 a 2050 pomocí modelu Land Change Modeller (LCM) ukázaly mírné zvyšování zásob uhlíku, a to především díky mírnému zvyšování zatravnění a zalesnění v povodí Všeminky a Dřevnice. V případě povodí Stropnice nedojde k výrazným změnám; v některých jeho částech bylo patrné dokonce malé snížení ukládání uhlíku, které může být dané značným současným zalesněním tohoto povodí a predikovanou změnou využití území v neprospěch ukládání uhlíku.

Z hlediska plnění produkční a evapotranspirační funkce na krajinné úrovni nejvyšší hodnoty vykazuje lesní krajina, a to díky nejvyššímu zastoupení lesů s nejvyšší hodnotou plnění těchto funkcí. Středních až vyšších hodnot nabývá krajina lesozemědělská a rybníční, tj. krajina se střídajícími se loukami, lesy a menšími poli nebo s rybníky a navazující stromovou a keřovou vegetací případně vlhkými loukami a mokřady. Nejnižší hodnoty byly zjištěny u krajiny urbanizované, kde se vyskytuje především souvislá a nesouvislá zástavba a plochy

bez vegetace a u krajiny zemědělské s rozsáhlými plochami orné půdy, které jsou často většinu roku bez vegetace, případně zde jsou různé manipulační plochy s minimální vegetací, nebo často také menší sídla. Záleží tedy na zastoupení jednotlivých funkčních skupin biotopů, ze kterých jsou odvozena data produkční a evapotranspirační funkce pro jednotlivé typy krajiny a jaké typy krajiny nejvíce přispívají k plnění těchto funkcí.

Výstupy práce ukazují, že intenzivně využívané typy krajiny, jako jsou krajina zemědělská nebo urbanizovaná, méně podléhají změnám využití území/krajinného pokryvu, protože je nevýhodné měnit jejich způsob využití. Krajiny přírodnějšího charakteru, jako je lesní krajina nebo lesozemědělská krajina, vykazují větší změny využití území/krajinného pokryvu a ukládají více uhlíku oproti více antropicky pozměněným či člověkem vytvořeným krajinám, jako je zemědělská nebo urbanizovaná krajina. V případě lesní krajiny však dochází jenom ke změnám tříd krajinného pokryvu (změna jehličnatých porostů na listnaté, paseky) v rámci PUPFL (pozemky určené k plnění funkcí lesa). V případě fragmentace to již neplatí a záleží zde na homogenitě krajiny, ne na její přírodnosti, kdy nejvíce homogenní krajiny, jako je lesní krajina a zemědělská krajina, jsou nejméně fragmentované.

Trend přechodu orné půdy do luk a pastvin byl nejvýznamnější v případě lesozemědělské krajiny v obou povodích a u rybníční krajiny v povodí Stropnice, což je dáno větším výskytem orné půdy v těchto typech krajiny oproti krajině lesní a větší perzistencí urbanizované a zemědělské krajiny.

Míra fragmentace se v městské krajině zvětšuje, především v zázemí velkých měst, kde je také větší tlak obyvatel na rekreační využívání přírodního prostředí. Naopak u orné půdy v zemědělské krajině je fragmentace malá. Nelze však říci, že fragmentace má jen negativní účinek na krajinu, ale tento účinek je třeba posuzovat i vzhledem k tomu, co a čím se fragmentaci v krajině rozděluje (např. fragmentace orné půdy loukou má úplně jiný vliv na plnění ekosystémových funkcí, než fragmentace louky zástavbou).

Model MARXAN se ukázal jako vhodný nástroj pro výběr nejcennějších, nedostatečně nebo vůbec nechráněných přírodních biotopů pro jejich udržitelné obhospodařování z hlediska zemědělského a lesnického hospodaření, a to zvláště pro větší území.

Hlavním přínosem práce je ověření metody extrapolace experimentálně získaných dat pro jednotlivé biotopy do krajinného měřítka převodem na třídy krajinného pokryvu Corine Land Cover (CLC). Metoda „look-up-table“ na základě tříd Corine Land Cover umožňuje analýzy ekosystémových funkcí pro velká území a jejich predikce pomocí modelů vývoje krajinného pokryvu (např. Land Change Modeller). Dalším přínosem práce je aplikace

navrhovaného přístupu pro odhad plnění produkční a evapotranspirační funkce v zájmových územích (povodí Dřevnice, Všeminky a horní části Stropnice).

8. Přehled literárních zdrojů

Adamo M., Tarantino C., Kosmidou V., Petrou Z., Manakos I., Lucas R. M., Tomaselli V., Mucher C. A., Blonda P. (2013). Land cover to habitat map translation: Disambiguation rules based on Earth Observation data. 33rd IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, IGARSS 2013: 3817-3820.

Alaya, I., Masmoudi, M. M., Jacob, F., Mechlia, N. B. (2019). Up-scaling of crop productivity estimations using the AquaCrop model and GIS-based operations. *Arabian Journal of Geosciences*, Springer, 12 (14).

AOPK ČR, (2014). Vrstva mapování biotopů. [elektronická georeferencovaná databáze]. Verze 2014. Praha. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. cit. 3. 4. 2017.

Avitabile, V., Baccini, A., Friedl, M. A., Schullius, C. (2012). Capabilities and limitations of Landsat and land cover data for aboveground woody biomass estimation of Uganda, *Remote Sensing of Environment*, 117, 366-380. ISSN 0034-4257

Avitabile, V., Herold, M., Heuvelink, G. B., Lewis, S. L., Phillips, O. L., Asner, G. P., Willcock, S. (2016). An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. *Global change biology*, 22(4), 1406-1420.

Asner, G. P., Lloctayo, W., Tupayachi, R., Luna E. R. (2013). Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110 (46), 18454-18459.

Asner, G. P., Clark, J. K., Mascaró, J., Galindo García, G. A., Chadwick, K. D., Navarrete Encinales, D. A., Paez-Acosta, G., Cabrera Montenegro, E., Kennedy-Bowdoin, T., Duque, Á., et al. (2012), High-resolution mapping of forest carbon stocks in the Colombian Amazon. *Biogeosciences*, 9, 2683–2696.

Atkinson, P. M. (2013). Downscaling in remote sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* (22), 106-114.

Awange, J., Kiema, J. (2013). Monitoring and Management. In: *Environmental Geoinformatics. Environmental Science and Engineering*. Springer, Berlin, Heidelberg.

- Awange, J. L., Forootan, E., Kusche, J., Kiema, J. B. K., Omondi, P. A., Heck, B., Goncalves, R. M. (2013). Understanding the decline of water storage across the Ramsar-Lake Naivasha using satellite-based methods. *Advances in Water Resources*, 60, 7-23.
- Babbar, D., Areendran, G., Sahana, M., Sarma, K., Raj, K., Sivadas, A. (2021). Assessment and prediction of carbon sequestration using Markov chain and InVEST model in Sariska Tiger Reserve, India. *Journal of Cleaner Production*, 278: 123333.
- Balej, M. (2012). Landscape metrics as indicators of the structural landscape changes—two case studies from the Czech Republic after 1948. *Journal of Land Use Science*, 7(4), 443-458.
- Ball, R. I., Possingham H. P, Watts M. E. (2009). *Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritisation: Spatial conservation prioritisation: quantitative methods and computational tools* [online]. Oxford University, 2009 [cit. 2019-4-9]. Dostupné z: <http://courses.washington.edu/cfr590/projectreadings/Ball%20et%20al.2009--Marxan-ch14.pdf>
- Bartholome, E., Belward, A. S. (2005). GLC2000: a new approach to global land cover mapping from Earth observation data. *International Journal of Remote Sensing*, 26(9), 1959-1977.
- Bauhus, J., Puettmann, K., Kühne, C. (2013). Close-to-Nature Forest Management in Europe: Does It Support Complexity and Adaptability of Forest Ecosystems. In *Managing Forests as Complex Adaptive Systems: Building Resilience to the Challenge of Global Change*, 1st ed.; Messier, C., Puettmann, K.J., Coates, K.D., Eds.; Routledge: London, UK, 187–213.
- Bell, G., Neal, S., Medcalf, K. (2015). Use of remote sensing to produce a habitat map of Norfolk. *Ecological Informatics*, 30, 293-299.
- Bohning-Gaese, K. (1997). Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of Biogeography*, 24, pp. 49-60
- Bičík, I., Jeleček, L. (2009). Landuse and landscape changes in Czechia during the period of transition 1990-2007. *Geografie. Sborník České geografické společnosti*, 114(4). 263-281.
- Bičík, I., Jeleček, L., Chromý, P., Kupková, L., Šefrna, L. (2002). Comparison of land use changes in and outside biosphere reserves in Czechia. In: Himiyama, Y., Hwang, M.,

- Ichinose, T. (eds.): *Land Use Changes in Comparative Perspective*. Chapter 19. Oxford, IBH Publishing, New Delhi, s. 249–258.
- Bingham, G., Bishop, R., Brody, M., Bromley, D., Clark, E. T., Cooper, W. et al. (1995). Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making. *Ecological economics*, 14(2), 73-90.
- Bitterman, P., Bennett, D. A. (2016). Constructing stability landscapes to identify alternative states in coupled social-ecological agent-based models. *Ecology and Society*: 21(3), 1-15.
- Boyd, J. (2007). Nonmarket benefits of nature: What should be counted in green GDP? *Ecological Economics* 61 (4), 716-723.
- Boyd, J., Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological economics*, 63(2-3), 616-626.
- Bonan, G. B. (2008). Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *science*, 320 (5882), 1444-1449.
- Borre, J. V., Paelinckx, D., Múcher, C. A., Kooistra, L., Haest, B., De Blust, G., Schmidt, A. M. (2011). Integrating remote sensing in Natura 2000 habitat monitoring: Prospects on the way forward. *Journal for Nature Conservation*, 19(2), 116-125.
- Box, E. O., Holben, B. N., & Kalb, V. (1989). Accuracy of the AVHRR vegetation index as a predictor of biomass, primary productivity and net CO₂ flux. *Vegetatio*, 80(2), 71-89.
- Brázdil, R., Chromá, K., Dobrovolný, P., Tolasz, R. (2009a). Climate fluctuations in the Czech Republic during the period 1961–2005. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 29(2), 223-242.
- Brázdil, R., Trnka, M., Mikšovský, J., Řezníčková, L., Dobrovolný, P. (2015). Spring-summer droughts in the Czech Land in 1805–2012 and their forcings. *International Journal of Climatology*, 35(7), 1405-1421.
- Brázdil, R., Trnka, M., Dobrovolný, P., Chromá, K., Hlavinka, P., Žalud, Z. (2009b). Variability of droughts in the Czech Republic, 1881–2006. *Theoretical and Applied Climatology*, 97(3), 297-315.

- Brovkina, O., Novotny, J., Cienciala, E., Zemek, F., & Russ, R. (2017a). Mapping forest aboveground biomass using airborne hyperspectral and LiDAR data in the mountainous conditions of Central Europe. *Ecological Engineering*, 100, 219-230.
- Brovkina, O., Zemek, F., Novotný, J., Heřman, M., Štěpánek, P. (2017b). Analysing changes in land cover in relation to environmental factors in the districts of Znojmo and Třebíč (Czech Republic). *European Journal of Environmental Sciences*, 7(2), 108–118.
- Brown, S. L., and Schroeder, P. (1999). Spatial patterns of aboveground production and mortality of woody biomass for eastern U.S. forests, *Ecol. Appl.*, 9, 968– 980.
- Brown, T., Bergstrom, J., Loomis, J. (2007). Defining, valuing, and providing ecosystem goods and services. *Natural Resources Journal*. 47. 329-376.
- Bruce, J. P., Frome, M., Haites, E., Janzen, H., Lal, R., Paustian R. (1999). Carbon sequestration in soils. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54 (1), 382-389.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F. (2014). Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landscape online*, 34: 1-32.
- Burešová, R. (2009). Sekvestrace uhlíku travinnými ekosystémy v různých měřících. (Diplomová práce). České Budějovice. 108 s. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.
- Bürkner, P. C. (2017). brms: An R Package for Bayesian Multilevel Models Using Stan. *Journal of Statistical Software*, 80(1), 1–28.
- Bürkner, P. C. (2018). Advanced Bayesian Multilevel Modeling with the R Package brms. *The R Journal*, 10(1), 395–411.
- Büttner G. (2014). CORINE Land Cover and Land Cover Change Products. In: Manakos I., Braun M. (eds) *Land Use and Land Cover Mapping in Europe. Remote Sensing and Digital Image Processing*, vol 18. Springer, Dordrecht.
- Büttner, G., Maucha, G. (2006). The thematic accuracy of Corine land cover 2000. Assessment using LUCAS (land use/cover area frame statistical survey). European Environment Agency: Copenhagen, Denmark, 7.

- Calders, K., Newnham, G., Burt, A., Murphy, S., Raunonen, P., Herold, M., Kaasalainen, M. (2015). Nondestructive estimates of above-ground biomass using terrestrial laser scanning. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(2), 198-208.
- Canadell, J. G., Raupach, M. R. (2008). Managing forests for climate change mitigation. *Science*, 320(5882), 1456-1457.
- Capoor, K., Ambrosi, P. (2008). *State and Trends of the Carbon Market 2008*. World Bank, Washington, DC. © World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/13405> License: CC BY 3.0 IGO.
- Carpenter, S., Mooney, H., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R., Díaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H., Perrings, C., Reid, W., Sarukhan, J., Scholes, R., Whyte, A. (2009). Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *PNAS* 106, 1305–1312.
- Carwardine, J., Wilson, K. A., Watts, M., Etter, A., Klein, C. J., Possingham, H. P. (2008). Avoiding costly conservation mistakes: the importance of defining actions and costs in spatial priority setting. *PLoS One*, 3(7), e2586
- Ceccarelli, T., Bajocco, S., Luigi, P.L., Salvati, L. (2014). Urbanisation and land take of high quality agricultural soils-exploring long-term land use changes and land capability in Northern Italy. *International Journal of Environmental Research*.
- CENIA (2013). Geovědní mapy 1 : 50 000, CENIA, Česká informační agentura životního prostředí. <http://ms1.cenia.cz/php/micka/record/basic/52382171-4d60-42b6-a023-087c0a010817>, cit. 6. 11.2020
- CENIA (2014). Mapa geomorfologického členění, CENIA, Česká informační agentura životního prostředí. http://geoportal.gov.cz/arcgis/services/CENIA/cenia_geomorfologie/MapServer/WmsServer?SERVICE=WMS&REQUEST=GetCapabilities, cit. 9. 11.2020
- CENIA (2017). Vývoj krajinného pokryvu dle CORINE Land Cover na území ČR v letech 1990–2012. CENIA, Česká informační agentura životního prostředí, Praha, 31 s.
- Cienciala, E., Henžlík, V., Zatloukal, V. (2006). Assessment of carbon stock change in forests—adopting IPCC LULUCF Good Practice Guidance in the Czech Republic. *Forestry Journal* (submitted), Zvolen.

Cienciala, E., Apltauer, J., Exnerova, Z., Zatloukal, V., Macku, J., Henzlik, V., Sefrna, L., Janderkova, J., Marek, M.V. (2011). Les, uhlík a lesnictví ČR v podmínkách měnícího se prostředí In Marek, M. V. et al.: Uhlík v ekosystémech České republiky v měnícím se klimatu. Centrum výzkumu globální změny AV ČR, v.v.i., Brno, pp. 189-210.

Clark Labs, (2021). <https://clarklabs.org/wp-content/uploads/2016/10/Terrset-Manual.pdf>, cit 8. 2. 2021

Cole, B., Smith, G., Balzter, H. (2018). Acceleration and fragmentation of CORINE land cover changes in the United Kingdom from 2006–2012 detected by Copernicus IMAGE2012 satellite data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 73, 107-122.

Copernicus (2021). CORINE Land Cover. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>, cit. 9. 4. 2021.

Coppola, E., Nogherotto, R., Ciarlò, J. M., Giorgi, F., van Meijgaard, E., Kadygrov, N., et al. (2021). Assessment of the European Climate Projections as Simulated by the Large EURO-CORDEX Regional and Global Climate Model Ensemble. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 126, e2019JD032356.

Crouzat, E., Mouchet, M., Turkelboom, F., Byczek, C., Meersmans, J., Berger, F., Veverek, J., Lavorel, S. (2015). Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: insights from the French Alps. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1145–1155.

Crossman, N. D., Burkhard, B., Nedkov, S. (2012). Quantifying and mapping ecosystem services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8/1-2, 1-4.

Cruickshank, M. M., Tomlinson, R. W., Trew, S., (2000). Application of CORINE land-cover mapping to estimate carbon stored in the vegetation of Ireland. *Journal of Environmental Management*, 58, 269–287.

Costanza, R., D'Arge, R., DE Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., VAN Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260.

Cudlín, O., Pechanec, V., Purkyt, J., Štěrbová, L., Cudlín, P. (2016). Modely a nástroje GIS pro hodnocení biodiverzity v povodí Dřevnice. In Holušová, K. (ed.) *Karpatské lesy. Sborník*

příspěvků, Bunč, Chříby, 04.05.2016-05.05.2016, Ústav pro hospodářskou úpravu lesu, Brandýs nad Labem, s. 47-54.

Cudlín, O., Pechanec, V., Purkyt, J., Chobot, K., Salvati, L., Cudlín, P. (2020): Are Valuable and Representative Natural Habitats Sufficiently Protected? Application of Marxan model in the Czech Republic. *Sustainability*, 12(1), 402.

Cudlín, O. (2022) - nepublikovaná data. Data produkce luk na Berounsku 2013-2021.

Cudlín, P., Seják, J., Pokorný, J. (2011). Valuation of ecosystem services towards ecological citizenship. In: Westra L., Bosselmann K., Soskolne C. (eds.): *Globalisation and ecological integrity in science and international law*. Cambridge Scholars Publishing, 26–40.

Cudlín, P., Pokorný, J., Čížková, H., Pechar, L., Květ, J., Kučera T., Pithart, D., Stará, L., Jonášová, M., Prokopová, M., Burešová, R., Plch, R., Jůzl. M., Středa, T., Hejduk, S., Pokorný, E., Procházková, H., Jankovský, L., Čermák, P., Včelák, V., Hais, M., Hellebrandová, K., Cienciala, E., Bodlák, L. (2006): Management lesních, lučních, mokřadních, vodních ekosystémů a agroekosystémů, snižující důsledky GHGs a zvyšující příjem a ukládání uhlíku v krajině. Dílčí zpráva projektu VaV 640/18/03 Czech Carbo - Studium uhlíku v terestrických ekosystémech České republiky, 14 s.

Cudlín, P., Pokorný, J., Čížková, H., Pechar, L., Květ, J., Kučera T., Pithart, D., Stará, L., Jonášová, M., Prokopová, M., Burešová, R., Plch, R., Jůzl. M., Středa, T., Vlček, V., Hejduk, S., Pokorný, E., Procházková, H., Pokladníková, H., Jankovský, L., Čermák, P., Schneider, J., Včelák, V., Hais, M., Hellebrandová, K., Cienciala, E., Bodlák, L. (2007): Management lesních, lučních, mokřadních, vodních ekosystémů a agroekosystémů, snižující důsledky GHGs a zvyšující příjem a ukládání uhlíku v krajině. Závěrečná zpráva projektu VaV 640/18/03 Czech Carbo - Studium uhlíku v terestrických ekosystémech České republiky, 62 s.

Cudlín, P., Pechanec, V., Cudlín, O., Šterbová, L., Purkyt, J. (2017). The projection of global and regional climate change models into selected ecosystem functions and services (case study Czech Republic). In: *The Role of Integrity in the Governance of the Commons*. Springer International Publishing, 141-154.

Cudlín, P., Pechanec, V., Šterbová, L., Cudlín, O., J. Purkyt J. (2019). Integrated approach to the mitigation of biodiversity lost in Central Europe. In: Westra, L., Bosellmann, K.,

Zambrano, A. (Eds.). Ecological integrity and land uses. Sovereignty governance, displacement and land grabs, Nova Science Publishers, New York pp. 75-86.

Culek, M., Grulich, V., Povolný, D. (1996). Biogeografické členění České republiky. Praha, Enigma, 347 s.

Čížek O., Vrba P., Beneš J., Hrázský Z., Koptík J., Kučera T., Marhoul P., Zámečník J., Konvička M. (2013). Conservation potential of abandoned military areas matches that of established reserves: plants and butterflies in the Czech Republic. *PloS one*, 8(1), e53124.

Daily, G. C. (1997a). Introduction: what are ecosystem services. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, 1(1).

Daily, G. (1997b). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington

Daily, G. C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P. R., Levin, S. (2000). The value of nature and the nature of value. *Science*, 289(5478), 395–396.

Dale, V.H., (1997). The relationship between land-use change and climate change. *Ecol. Appl.* 7 (3), 753–769

Defries, R., Bounoua, L. (2004). Consequences of land use change for ecosystem services: A future unlike the past. *GeoJournal*, 61, 345-351.

De Groot, R.S. (1992). *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Amsterdam: Wolters-Noordhoff, 315 s.

De Groot, R. S., Wilson, M. A., Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393-408.

De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, 7(3), 260-272.

Doblas-Miranda, E., Alonso, R., Arnan, X., Bermejo, V., Brotons, L., De Las Heras, J., Estiarte, M., Hódar, J.A., Llorens, P., Lloret, F., López-Serrano, F.R., Martínez-Vilalta, J., Moya, D., Peñuelas, J., Pino, J., Rodrigo, A., Roura-Pascual, N., Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R., Retana, J. (2017). A review of the combination among global change factors in

forests, shrublands and pastures of the Mediterranean Region: Beyond drought effects. *Global and Planetary Change*, 148, 42-54.

Dubrovský, M., Pokorný, R., Marek, M. V. (2011). Scénáře vývoje globální změny klimatu. In: *Uhlík v ekosystémech České republiky v měnícím se klimatu*. 1. vyd. Praha: Academia, 255 s.

Dubrovský, M., Svoboda, M., Trnka, M., Hayes, M.J., Wilhita, D. A., Žalud, Z., Hlavinka, P. (2009). Application of relative drought indices in assessing climate-change impacts on drought conditions in Czechia. *Theoretical and Applied Climatology*, 155–171.

Escobedo, F. J., Kroeger, T., Wagner, J. E. (2011). Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental pollution*, 159(8-9), 2078-2087.

Fahey, T.J., Woodbury, P.B., Battles, J.J., Goodale, C.L., Hamburg, S.P., Ollinger, S.V., Woodall, C.W. (2010). Forest carbon storage: ecology, management, and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(5), 245–252.

FAO (2022). Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56. Chapter 2 - FAO Penman-Monteith equation On-line: <https://www.fao.org/3/x0490e/x0490e06.htm>, cit. 17.1.2022.

Feilhauer, H., Dahlke, C., Doktor, D., Lausch, A., Schmidtlein, S., Schulz, G., Stenzel, S. (2014). Mapping the local variability of Natura 2000 habitats with remote sensing. *Applied vegetation science*, 17(4), 765-779.

Felipe-Lucia, M. R., Comín, F. A., Bennett, E. M. (2014). Interactions among ecosystem services across land uses in a floodplain agroecosystem. *Ecology and Society*, 19(1).

Feng, H. (2005). The dynamics of carbon sequestration and alternative carbon accounting, with an application to the upper Mississippi River Basin, *Ecological Economics* 54 (1), 23-35.

Feranec, J., Hazeu, G., Christensen, S., Jaffrain, G. (2007). Corine land cover change detection in Europe (case studies of the Netherlands and Slovakia). *Land use policy*, 24(1), 234-247.

- Feranec, J., Jaffrain, G., Soukup, T., Hazeu, G. (2010). Determining changes and flows in European landscapes 1990–2000 using CORINE land cover data. *Applied geography*, 30(1), 19-35.
- Féret J.B. de Boissieu, F. (2020). biodivMapR: an r package for α - and β -diversity mapping using remotely sensed images. *Methods Ecol. Evol.*, 11 (1), 64-70.
- Fiala K., Studený V. (1987). Cutting and fertilization effect on the root system in several grassland stands. *Ekológia (ČSSR)*. 6 (4), 389–402.
- Fiala K. (ed.) (1996): Grass ecosystems of deforested areas in the Beskydy Mts. Preliminary results of ecological studies. Institute of Landscape Ecology, Academy of Sciences of the Czech Republic, Brno.
- Field, C. B., Randerson, J. T., Malmstrom, C. M. (1995). Global net primary production – combining ecology and remote-sensing ISLSCP (International Satellite Land Surface Climatology Project) Workshop. Elsevier Science Inc. 51 (1), 74–88.
- Fisher, R. A., Williams, M., Da Costa, A. L., Malhi, Y., Da Costa, R. F., Almeida, S., Meir, P. (2007). The response of an Eastern Amazonian rain forest to drought stress: results and modelling analyses from a throughfall exclusion experiment. *Global Change Biology*, 13(11), 2361-2378.
- Frélichová, J., Fanta J. (2015). Ecosystem service availability in view of long-term land-use changes: a regional case study in the Czech Republic. *Ecosystem Health and Sustainability* 1(9):31.
- Frélichová, J., Harmáčková, V. Z., Pártl, A., Vačkář, D. (2017). Metodika hodnocení ekosystémových služeb v sídlech v České republice. Available: <http://www.ecosystems-services.cz/cs/metodika-hodnoceni-es-pro-mesta/>. cit. 25.9.2017.
- Frélichová, J., Vačkář, D., Pártl, A., Loučková, B., Harmáčková, Z. V., Lorencová, E. (2014). Integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic. *Ecosystem Services*, 8, 110-117.
- Friedl, M. A., McIver, D. K., Hodges, J. C., Zhang, X. Y., Muchoney, D., Strahler, A. H., Woodcock, C.E., Gopal, S., Schneider, A., Cooper, A., Baccini, A. F Gao, Schaaf, C. (2002). Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote sensing of Environment*, 83(1-2), 287-302.

- Fritz, S., See, L., Mccallum, I., Schill, C., Obersteiner, M., Van Der Velde, M., Boettcher, H., Havlik, P. Achard, F. (2011). Highlighting continued uncertainty in global land cover maps for the user community. *Environmental Research Letters*, 6(4), 044005.
- Frondoni, R., Mollo, B., Capotorti, G. (2011). A landscape analysis of land cover change in the Municipality of Rome (Italy): Spatio-temporal characteristics and ecological implications of land cover transitions from 1954 to 2001. *Landscape and Urban planning*, 100(1-2), 117-128.
- Game, E.T., Grantham, H.S. (2008). *Marxan User Manual*, For Marxan version 1.8.10; University of Queensland: St. Lucia, QLD, Australia; Pacific Marine Analysis and Research Association: Vancouver, BC, Canada.
- Galik, C.S., Jackson, R.B. (2009). Risks to forest carbon offset projects in a changing climate. *Forest Ecology and Management*, 257(11), 2209–2216.
- Gehrig-Fasel, J., Guisan, A., Zimmermann, N. E. (2007). Tree line shifts in the Swiss Alps: climate change or land abandonment? *Journal of vegetation science*, 18(4), 571-582.
- Gohr, C. Blumröder, J.S., Sheil, D., Ibisch, P.L. (2021). Quantifying the mitigation of temperature extremes by forests and wetlands in a temperate landscape, *Ecological Informatics*, 66, 101442.
- Goldstein, J. H., Caldarone, G., Duarte, T. K., Ennaanay, D., Hannahs, N., Mendoza, G., Polasky, S., Wolny, S., Daily, G. C. (2012). Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(19), 7565-7570.
- Grashof-Bokdam, C.J., Chardon, J.P., Vos, C.C., Foppen, R.P.B., DeVries, M., van der Veen, M., Meeuwsen, H.A.M. (2009). The synergistic effect of combining woodlands and green veining for biodiversity. *Landscape Ecology*, 24(8), 1105–1121.
- Green, A.; Smith, S.E.; Lipsett-Moore, G.; Groves, C.; Peterson, N.; Sheppard, S.; Lokani, P.; Hamilton, R.; Almany, J.; Aitsi, J.; et al. (2009). Designing a resilient network of marine protected areas for Kimbe Bay, Papua New Guinea. *Oryx*, 43, 488–498.
- Grešlová Kušková, P. (2013). Case study of the Czech agriculture since 1918 in a socio-metabolic perspective—From land reform through nationalisation to privatisation. *Land Use Policy*, 30, 592-603.

- Grešlová, P., Štych, P., Salata, T., Hernik, J., Knížková, I., Bičík, I., Noszczyk, T. (2019). Agroecosystem energy metabolism in Czechia and Poland in the two decades after the fall of communism: From a centrally planned system to market oriented mode of production. *Land Use Policy*, 82, 807-820.
- Grosz B., Dechow, R., Gebbert, S., Hoffmann, H., Zhao, G., Constantin, J., Raynal, H., Wallach, D., Coucheney, E., Lewan, E., Eckersten, H., Specka, X., Kersebaum, K.C., Nendel, C., Kuhnert, M., Yeluripati, J., Haas, E., Teixeira, E., Bindi, M., Trombi, G., Moriondo, M., Doro, L., Roggero, P.P., Zhao, Z., Wang, E., Tao, F., Rötter, R., Kassie, B., Cammarano, D., Asseng, S., Weihermüller, L., Siebert, S., Gaiser, T., Ewert, F. (2017). The implication of input data aggregation on up-scaling soil organic carbon changes. *Environmental Modelling & Software* (96), 361-377, ISSN 1364-8152.
- Gustafson, E. J. (1998). Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1 (2), 143-156.
- Halada, L.; Evans, D.; Romão, C.; Petersen, J.E. (2011). Which habitats of European importance depend on agricultural practices? *Biodivers. Conserv*, 20: 2365–2378.
- Harmáčková, Z. V., Vačkář, D. (2018). Future uncertainty in scenarios of ecosystem services provision: linking differences among narratives and outcomes. *Ecosystem services*, 33, 134-145
- Hansen, J., Sato, M., Ruedy, R., Lacis, A., Oinas, V. (2000). Global warming in the twenty-first century: An alternative scenario. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(18), 9875-9880.
- Hamilton, M. T., Healy, G. N., Dunstan, D. W., Zderic, T. W., Owen, N. (2008). Too little exercise and too much sitting: inactivity physiology and the need for new recommendations on sedentary behavior. *Current cardiovascular risk reports*, 2(4), 292-298.
- Haines-Young, R., Potschin, M. (2013). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. European Environment Agency. Dostupné z: www.cices.eu.
- Hartmann, H., Ziegler, W., Kolle, O., Trumbore, S. (2013). Thirst beats hunger—declining hydration during drought prevents carbon starvation in Norway spruce saplings. *New Phytologist*, 200(2), 340-349.

- Hartvigsen, M. (2014). Land reform and land fragmentation in Central and Eastern Europe. *Land use policy*, 36, 330-341.
- Heller, N., Kreitler, J., Ackerly, D., Weiss, S., Recinos, A., Branciforte, R., Flint, L., Flint, A. Micheli, L. (2015). Targeting climate diversity in conservation planning to build resilience to climate change. *Ecosphere*. 6. art65.
- Hess, G.R., Bartel, R.A., Leidner, A.K., Rosenfeld, K.M., Rubino, M.J., Snider, S.B., Taylor H. Ricketts, T.H. (2006). Effectiveness of biodiversity indicators varies with extent, grain, and region. *Biological Conservation* 132 (4), 448-457.
- Hesslerová, P., Huryňa, H., Pokorný, J., & Procházka, J. (2018). The effect of forest disturbance on landscape temperature. *Ecological engineering*, 120, 345-354.
- Hofmeister, J., Hruška, J. (2005). Sledování biodiverzity suchozemských ekosystémů v kontextu globální změny. In: Vačkář, D. (ed.): *Ukazatele změn biodiverzity*. Academia, Praha, 58–76.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., III, Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75 (1): 3- 35.
- Huang, S.L., Lai, H.Y., Chia-Lun Lee, C.L. (2001). Energy hierarchy and urban landscape system, *Landscape and Urban Planning* 53 (1-4), 145-161.
- Huang, S., Tang, L., Hupy, J. P., Wang, Y., & Shao, G. (2021). A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *Journal of Forestry Research*, 32, 1-6.
- Huq, S. (2005). *Adaptation to climate change: A paper for the International Climate Change Taskforce*. Institute for Public Policy Research (IPPR). <https://www.jstor.org/stable/pdf/resrep16058.pdf>
- Huq S, Klein RJ (2003). *Adaptation to climate change: why and how*. <https://www.scidev.net/global/policy-brief/adapting-to-climate-change-why-and-how.html>
- Hunt Jr, G. L., Stabeno, P. J. (2002). Climate change and the control of energy flow in the southeastern Bering Sea. *Progress in Oceanography*, 55(1-2), 5-22.

- Huryňa, H., Brom, J., & Pokorný, J. (2014). The importance of wetlands in the energy balance of an agricultural landscape. *Wetlands Ecology and Management*, 22(4), 363-381.
- Huryňa, H., Pokorný, J. (2010). Comparison of Reflected Solar Radiation, Air Temperature and Relative Air Humidity in Different Ecosystems: From Fishponds and Wet Meadows to Concrete Surface. In: Vymazal J. (eds) *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. Springer, Dordrecht, 309-326.
- Huryňa, H., Pokorný, J. (2016). The role of water and vegetation in the distribution of solar energy and local climate: a review. *Folia geobotanica*, 51(3), 191-208.
- Chen, X., Rong, J., Fan, J., Zhan, R., Mitchell, C. E., Harper, D. A., Melchin, M., Peng, P., Finney, S., Wang, X. (2006). The global boundary stratotype section and point (GSSP) for the base of the Hirnantian Stage (the uppermost of the Ordovician System). *Episodes*, 29(3), 183.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M. (2001). *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V., Lustyk P. (eds) (2010). *Katalog biotopů České republiky*. Ed. 2. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Ianas, A.N., Germain, D. (2018). Quantifying landscape changes and fragmentation in a national park in the Romanian Carpathians. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 13(1), 147-160.
- Iizuka, K., Tateishi, R. (2015). Estimation of CO₂ sequestration by the forests in Japan by discriminating precise tree age category using remote sensing techniques. *Remote Sensing*, 7(11), 15082-15113.
- Ichii, K., Matsui, Y., Yamaguchi, Y., & Ogawa, K. (2001). Comparison of global net primary production trends obtained from satellite-based normalized difference vegetation index and carbon cycle model. *Global biogeochemical cycles*, 15(2), 351-363.
- Indrova, M., Kupkova, L. (2015). Land use changes in Prague suburban area according to different prediction modelling approaches. *Geografie*, 120(3), 422-443.
- IPCC, (2001). *Climate change 2001: the scientific basis*. Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, edited by J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K.

Maskell and C. A. Johnson (eds). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, USA, 2001. 881 s.

IPCC, (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

IPCC, (2007). Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 p.

IPCC, (2014). Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge (United Kingdom) and New York (USA), 1131 pp.

IPCC (2022). Technical Summary, 2019. In: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.

Jackson, R.B., Baker, J.S. (2010). Opportunities and constraints for forest climate mitigation. *BioScience*, 60(9), 698–707.

Jackson, R.B., Randerson, J.T., Canadell, J.G., Anderson, R.G., Avissar, R., Baldocchi, D.D., Bonan, G.B., Caldeira, K., Diffenbaugh, N.S., Field, Ch.B., Hungate, B.A., Jobbágy, E.G., Kueppers, L.M., Noretto M.D., Pataki, D.E. (2008). Protecting climate with forests. *Environmental Research Letters*, 3(4), 044006.

Jankauskas, B., Jankauskiene, G. (2003). Erosion-preventive crop rotations for landscape ecological stability in upland regions of Lithuania. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95(1), 129–142.

Janssens, I. A., Freibauer, A., Ciais, P., Smith, P., Nabuurs, G. J., Folberth, G., Dolman, A. J. (2003). Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12% of European anthropogenic CO₂ emissions. *Science*, 300(5625), 1538-1542.

Janus, J., Bozek, P. (2019). Land abandonment in Poland after the collapse of socialism: Over a quarter of a century of increasing tree cover on agricultural land. *Ecological Engineering*, 138, 106-117.

Jenkins, J. C., Chojnacky, D.C., Heath, L. S., Birdsey, R. A. (2004). Comprehensive database of diameter-based biomass regressions for North American tree species. Gen. Tech. Rep. NE-319. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 45 p.

Jepsen, M. R., Kuemmerle, T., Müller, D., Erb, K., Verburg, P. H., Haberl, H., Vesterager, J.P., Andrič, M., Antrop, M., Austrheim, G., Björn, I., Bondeau, A., Bürgi, M., Bryson, J., Caspar, G., Cassar, L.F., Conrad, E., Chromý, P., Daugirdas, V., Van Eetvelde, V., Elena-Rosselló, R., Gimmi, U., Izakovicova, Z., Jančák, V., Jansson, U., Kladnik, D., Kozak, J., Konkoly-Gyuró, E., Krausmann, F., Mander, Ü., McDonagh, J., Pärn, J., Niedertscheider, M., Nikodemus, O., Ostapowicz, K., Pérez-Soba, M., Pinto-Correia, T., Ribokas, G., Rounsevell, M., Schistou, D., Schmit, C., Terkenli, T.S., Tretvik, A.M., Trzepacz, P., Vadineanu, A., Walz, A., Zhllima, E., Reenberg, A. (2015). Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. *Land Use Policy*, 49, 53-64.

Jiang, J., Xiong, Y. L., Chen, J. (2010). pH shifting alters solubility characteristics and thermal stability of soy protein isolate and its globulin fractions in different pH, salt concentration, and temperature conditions. *Journal of agricultural and food chemistry*, 58(13), 8035-8042.

Jongman, R. H. (2002). Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. *Landscape and urban planning*, 58(2-4), 211-221.

Jung, M., Reichstein, M., Ciais, P., Seneviratne, S. I., Sheffield, J., Goulden, M. L., Bonan, G., Cescatti, A., Chen, J., de Jeu, R., Dolman, A.J., Eugster, W., Gerten, D., Gianelle, D., Gobron, N., Heinke, J., Kimball, J., Law, B.E., Montagnani, L., Mu, Q., Mueller, B., Oleson, K., Papale, D., Richardson, A.D., Rouspard, O., Steve Running, S., Tomelleri, E., Viovy, N., Weber, U., Williams, C., Wood, E., Zaehle, S., Zhang, K. (2010). Recent decline in the global land evapotranspiration trend due to limited moisture supply. *Nature*, 467(7318), 951-954.

Kindermann, G., Obersteiner, M., Sohngen, B., Sathaye, J., Andrasko, K., Rametsteiner, E., Schlamadinger, B., Wunder, S., Beach, R. (2008). Global cost estimates of reducing carbon

emissions through avoided deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(30), 10302–10307.

Kanianska, R., Kizeková, M., Nováček, J., Zeman, M. (2014). Land-use and land-cover changes in rural areas during different political systems: A case study of Slovakia from 1782 to 2006. *Land Use Policy*, 36, 554-566.

Kanianska, R., Jaďud'ová, J., Makovníková, J., Kizeková, M., Tomaškin, J. (2016). Ekosystémové služby. Banská Bystrica, Vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela – Belianum, 243 s.

Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F. (2013). Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological indicators*, 28, 54-78.

Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T. H., Daily, G. C., Polasky, S. (2011). *Natural capital. Theory and practice of mapping ecosystem services*. Oxford, University Press, 357 s.

Kates, R.W., Clark, W.C., Corell, R., Hall, J.M., Jaeger, C.C., Lowe, I., McCarthy, J.J., Schellnhuber, H.J. Bolin, B., Dickson, N.M., Faucheux, S., Gallopin, G.C., Grubler, A., Huntley, B., Jäger, J., Jodha, N.S., Kasperson, R.E., Mabogunje, A., Matson, P., Mooney, H., Berrien Moore III., B., O'Riordan, T., Svedin, U. (2001). Sustainability Science. *Science*, 27, 641-642.

Keken, Z., Sebkova, M., Skalos, J. (2014). Analyzing land cover change—The impact of the motorway construction and their operation on landscape structure. *Journal of Geographic Information System*, 6, 559.

Kiliánová, H., Pechanec, V., Brus, J., Kirchner, K., Machar, I. (2017). Analysis of the development of land use in the Morava River floodplain, with special emphasis on the landscape matrix. *Morav. Geogr. Rep.*, 25, 46-59.

Kjellström, E., Nikulin, G., Strandberg, G., Christensen, O. B., Jacob, D., Keuler, K., Lenderink, G., van Meijgaard, E., Schär, Ch., Somot, S., Sørland, S. L., Teichmann, C., Vautard, R. (2018). European climate change at global mean temperature increases of 1.5 and 2 C above pre-industrial conditions as simulated by the EURO-CORDEX regional climate models. *Earth System Dynamics*, 9(2), 459-478.

Klein, R.J.T., Tol, R.S.J. (1997). *Adaption to Climate Change: Options and Technologies- An Overview Paper*. United Nations Framework on Climate Change Secretariat.

Klein, R.J.T, Nicholls, R. J., Ragoonaden, S., Capobianco, M., Aston, J. Buckley, E. (2001). *Technological Options for Adaptation to Climate Change in Coastal Zones*. *Journal of Coastal Research*, 17(3), 531-543

Klimatická změna v ČR, (2016). Výstup z projektu „CzechAdapt – Systém pro výměnu informací o dopadech změny klimatu, zranitelnosti a adaptačních opatřeních na území ČR“. Brno: ÚVGZ AV ČR. On-line: <http://www.klimatickazmena.cz>, cit. 26. 10. 2017.

KLIMAWEB (2022). *Současné a budoucí klima očima odborníků. Pojmy*. On-line: <http://www.klimaweb.cz/pojmy>, cit. 1.2.2022.

Knist, S., Goergen, K. & Simmer, C. (2020). *Evaluation and projected changes of precipitation statistics in convection-permitting WRF climate simulations over Central Europe*. *Clim Dyn* 55, 325–341.

Kocyan, T. (2017). *CORINE & SharpMap*. On-line: http://wiki.cs.vsb.cz/images/0/09/SharpMap_Corine_Kocyan.pdf, cit. 10. 11. 2017.

Konsolidovaná vrstva ekosystémů [elektronická geografická data] (2013). Praha. CzechGlobe, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. *Detailní data krajinného pokryvu v 41 definovaných kategoriích na území ČR*.

KopeL, D., Michalska-Hejduk, D., Berezowski, T., Borowski, M., Rosadzifski, S., Chormafski, J. (2016). *Application of multisensoral remote sensing data in the mapping of alkaline fens Natura 2000 habitat*. *Ecological Indicators*, 70, 196-208.

Kotlarski, S., Keuler, K., Christensen, O. B., Colette, A., Déqué, M., Gobiet, A., Goergen, K., Jacob, D., Lüthi, D., van Meijgaard, E., Nikulin, G., Schär, C., Teichmann, C., Vataurd, R., Warrach-Sagi, K., Vulfmeyer, V. (2014). *Regional Climate Modeling on European Scales: a Joint Standard Evaluation of the EURO-CORDEX RCM Ensemble*. *Geoscience Model Development* 7: 1297–1333.

Kravčík, M., Pokorný, J., Kohutiar, J., Kováč, M., Tóth, E. (2007). *Voda pre ozdravenie klímy–Nová vodná paradigma*. Krupa Print, Žilina, 90 s.

- Kuemmerle, T., Hostert, P., Radeloff, V. C., van der Linden, S., Perzanowski, K., Kruhlov, I. (2008). Cross-border comparison of post-socialist farmland abandonment in the Carpathians. *Ecosystems*, 11(4), 614-628.
- Kuldeep, P. (2011). Forest carbon management using satellite remote sensing techniques a case study of Sagar District (M. P.). *E-International Scientific Research Journal* 3 (4) 335-348.
- Kupková, L., Bičík, I. (2016). Landscape transition after the collapse of communism in Czechia. *Journal of Maps*, 12(sup1), 526–531.
- Kušková, P. G. (2013). A case study of the Czech agriculture since 1918 in a socio-metabolic perspective—from land reform through nationalisation to privatisation. *Land Use Policy*, 30(1), 592-603.
- Kůrovcové info (2021). <https://www.kurovcoveinfo.cz>, cit. 8. 5. 2021.
- Kůrovcová mapa (2021). <https://www.kurovcovamapa.cz>, cit. 8. 5. 2021.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J.F., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G.D, Svedin, U., Veldkamp, T.A., Vogel, C., Xu, J. (2001) The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11 (4), 261-269.
- Lal, R., Bruce, J.P. (1999). The potential of world cropland soils to sequester C and mitigate the greenhouse effect. *Environmental Science & Policy*, 2(2), 177–185.
- Lal, R. (2002). Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental pollution* (Barking, Essex : 1987). 116. 353-62.
- Langhammer, J. (2014). HEM 2014 – Metodika monitoringu hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Praha. 72 s.
- Laprise, R. (2008). Regional Climate Modelling. *Journal of Computational Physics* 227: 3641–3666.

- Lawler, J. J., Lewis, D. J., Nelson, E., Plantinga, A. J., Polasky, S., Withey, J. C., Helmers, D. P., Martinuzzi, S., Pennington, D., Radeloff, V. C. (2014). Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(20), 7492-7497.
- Lehtonen, A., Mäkipää, R., Heikkinen, J., Sievänen, R., Liski, J. (2004). Biomass expansion factors (BEFs) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 188(1), 211-224.
- Leinenkugel P, Deck R, Huth J, Ottinger M, Mack B. (2019). The Potential of Open Geodata for Automated Large-Scale Land Use and Land Cover Classification. *Remote Sensing*, 11(19):2249.
- Lespinas, F., Ludwig, W., Heussner, S. (2010). Impact of recent climate change on the hydrology of coastal Mediterranean rivers in Southern France. *Climatic Change*, 99(3), 425-456.
- Levin, S.A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73 (6): 1943-1967.
- Li, H., Wu, J. (2004). Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecol* 19, 389–399.
- Li, Y.L., Tenhunen, J., Mirzaei, H., Hussain, M.Z., Siebicke, L., Foken, T., Otieno, D., Schmidt, M., Ribeiro, N., Aires, L., Pio, C., Banza, J., Pereira, J. (2008). Assessment and up-scaling of CO₂ exchange by patches of the herbaceous vegetation mosaic in a Portuguese cork oak woodland. *Agricultural and Forest Meteorology*, Volume 148 (8–9), 1318-1331, ISSN 0168-1923
- Liang, Y., Liu, L., Huang, J. (2017). Integrating the SD-CLUE-S and InVEST models into assessment of oasis carbon storage in northwestern China. *PloS one*, 12, e0172494.
- Lieskovský, J., Bürgi, M. (2018). Persistence in cultural landscapes: a pan-European analysis. *Regional environmental change*, 18(1), 175-187.
- Lipsky, Z. (1995). The changing face of the Czech rural landscape. *Landscape and Urban planning*, 31(1), 39-45.
- Lipský, Z. (2001). Present land use changes in the Czech cultural landscape: driving forces and environmental consequences. *Moravian Geographical Reports*, 9(2), 2-14.

- Lipský, Z., (2010). Present Changes in European Rural Landscapes. In: Anděl, J. et al. (eds.): Landscape Modelling. Geographical Space, Transformation and Future Scenarios. Urban and Landscape Perspectives Vol. 8. Springer Dordrecht Heidelberg London New York, 13-27.
- Lipský, Z., Kukla, P. (2012). Mapping and typology of unused lands in the territory of the town kutná Hora (Czech Republic). *AUC Geographica*, 47, 65–71.
- Liu, D., Zhang, C., Ogaya, R., Fernández-Martínez, M., Pugh, T. A., & Peñuelas, J. (2021). Increasing climatic sensitivity of global grassland vegetation biomass and species diversity correlates with water availability. *New Phytologist*, 230(5), 1761-1771.
- Lovett, G.M., Cole, J.J. and Pace, M.L. (2006). Is Net Ecosystem Production Equal to Ecosystem Carbon Accumulation? *Ecosystems* 9, 152–155.
- Lovett, G. M., Weiss, M., Liebhold, A. M., Holmes, T. P., Leung, B., Lambert, K. F., Weldy, T. (2016). Nonnative forest insects and pathogens in the United States: Impacts and policy options. *Ecological Applications*, 26(5), 1437-1455.
- Loveland, T. R., Reed, B. C., Brown, J. F., Ohlen, D. O., Zhu, Z., Yang, L. W. M. J., Merchant, J. W. (2000). Development of a global land cover characteristics database and IGBP DISCover from 1 km AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 1303-1330.
- Löw, J., Culek, M., Hartl, P., Novák, J. (2005). Typologie české krajiny. Závěrečná zpráva úkolu VaV 640/01/03 za rok 2003–2005. Brno, 97 s.
- Löw, J., Culek, M., Novák, J. Hartl, P. (2006). Typy krajinného rázu České republiky. https://is.muni.cz/el/1431/podzim2016/Z7900/Krajinne_typy_CR_Culek.pdf?lang=en, cit. 12. 5. 2020
- LUCAS (2021). https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=LUCAS_-_Land_use_and_land_cover_survey, cit. 8. 4. 2021.
- Lugato, E., Bampa, F., Panagos, P., Montanarella, L., Jones, A. (2014). Potential carbon sequestration of European arable soils estimated by modelling a comprehensive set of management practices. *Glob Change Biol*, 20: 3557-3567.
- Lustyk, P., Guth, J. (2011). Metodika Aktualizace Vrstvy Mapování Biotop. AOPK ČR, Praha, s. 30.

- Lyons, A. C. (2005). Financial education and program evaluation: Challenges and potentials for financial professionals. *Journal of Personal Finance*, 4(4), 56-68.
- MA (2005). *Millennium ecosystem assessment*. Washington, DC: New Island, 13, 520.
- Maes, J. (2016). Mapping and assessment of ecosystems and their services (MAES): Highlights and uncertainties of a science-policy interface on biodiversity and ecosystem services. *Ekonomia i środowisko*.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Bidoglio, G. (2013). Mapping and assessment of ecosystems and their services. An analytical framework for ecosystem assessments under action, 5, 1-58.
- Main-Knorn, M., Moisen, G. G., Healey, S. P., Keeton, W. S., Freeman, E. A., Hostert, P. (2011). Evaluating the remote sensing and inventory-based estimation of biomass in the Western Carpathians. *Remote Sensing*, 3(7), 1427-1446.
- Makarieva, A. M., & Gorshkov, V. G. (2007). Biotic pump of atmospheric moisture as driver of the hydrological cycle on land. *Hydrology and earth system sciences*, 11(2), 1013-1033.
- Mallinis, G., Emmanoloudis, D., Giannakopoulos, V., Maris, F., Koutsias, N. (2011). Mapping and interpreting historical land cover/land use changes in a Natura 2000 site using earth observational data: The case of Nestos delta, Greece. *Applied Geography*, 31(1), 312-320.
- Manning, A.D., Fischer, J., Lindenmayer, D. B. (2006). Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biological Conservation*: 132(3), 311–321.
- Martínez-Fernández, J., Ruiz-Benito, P., Bonet, A., Gómez, C. (2019). Methodological variations in the production of CORINE land cover and consequences for long-term land cover change studies. The case of Spain., *International Journal of Remote Sensing*, 40:23, 8914-8932
- Matthews, J. A. (ed.). (2014). *Encyclopedia of Environmental Change: Volume 1*. Sage, London. 436 s.
- Mayer, A.L, Guy N. Cameron,G.N. (2003). Consideration of grain and extent in landscape studies of terrestrial vertebrate ecology,*Landscape and Urban Planning*, 65 (4), 201-217,ISSN 0169-2046

- McGarigal, K. (2002). Landscape pattern metrics. In: A. H. El-Shaarawi, W. W. Piegorsch, (Eds.), *Encyclopedia of environmetrics*. s. 1135–1142, Chichester: Wiley.
- McGarigal, K., Wan, H.Y., Zeller, K.A., Timm, B.C, Cushman, S.A. (2016). Multi-scale habitat selection modeling: a review and outlook. *Landscape Ecol* 31, 1161–1175.
- Melichar, J. (2010). Ekonomické hodnocení ekosystémových služeb. *Život. Prostr.*, Vol. 44, No. 2, 78 – 83.
- Metz, B., Davidson, O., Bosch, P., Dave, R., Meyer, L. (2007). *Climate change 2007: Mitigation of climate change*. Cambridge Univ. Press.
- Milestad R., Dedieu B., Darnhofer I., Bellon S. (2012). Farms and farmers facing change: The adaptive approach. In: Darnhofer I., Gibbon D., Dedieu B. (eds). *Farming Systems Research into the 21st Century: The New Dynamic*. Springer, Dordrecht.
- Mikyška R. et al. (1968). *Geobotanická mapa ČSSR 1. České země*. – Academia, Praha.
- Mishra, V. N., Rai, P. K., Mohan, K. (2014). Prediction of land use changes based on land change modeler (LCM) using remote sensing: a case study of Muzaffarpur (Bihar), India. *Journal of the Geographical Institute "Jovan Cvijic"*, SASA, 64, 111-127.
- MODIS (2022). Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer. Online: <https://modis.gsfc.nasa.gov/>, cit.10.2.2022.
- Moldan, B. (2009). *Podmaněná planeta*. Vyd. 1. Praha, Karolinum, 416 s.
- Moss, R., Babiker, W., Brinkman, S., Calvo, E., Carter, T., Edmonds, J., James & Elgizouli, I., Emori, S., Lin, E., Hibbard, K., Jones, R., Kainuma, M., Kelleher, J., Lamarque, J.F., Manning, M., Matthews, B., Meehl, J., Meyer, L., Mitchell, J., Zurek, M. (2008). *Towards New Scenarios for the Analysis of Emissions: Climate Change, Impacts and Response Strategies*.
- Morin, X., Fahse, L., de Mazancourt, C., Scherer-Lorenzen, M., & Bugmann, H. (2014). Temporal stability in forest productivity increases with tree diversity due to asynchrony in species dynamics. *Ecology letters*, 17(12), 1526-1535.
- Muñoz-Rojas, M., De la Rosa, D., Zavala, L.M., Jordán, A., Anaya-Romero, M. (2011). Changes in land cover and vegetation carbon stocks in Andalusia, southern Spain (1956–2007) *Sci. Total Environ.*, 409 (14), pp. 2796-2806,

Myers, E.C. (2007). Emissions from Deforestation and Degradation (REDD) in Tropical Forests: An Examination of the Issues Facing the Incorporation of REDD into Market-based Climate Policies. RFF Discussion Paper, RFF DP 07-50. Washington DC: Resource for the Future.

Nagabhatla, N., Finlayson, C. M., Sellamuttu, S. S. (2012). Assessment and change analyses (1987–2002) for tropical wetland ecosystem using earth observation and socioeconomic data. *European Journal of Remote Sensing*, 45(1), 215-232.

Natural Capital Project, (2021a). <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>, cit. 3. 4. 2021

Natural Capital Project, (2021b). <https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/index.html>, cit 3. 4. 2021.

Natural Capital Project, (2021c). <http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/carbonstorage.html>, cit. 3. 4. 2021

Narumalani, S., Mishra, D. R., Rothwell, R. G. (2004). Change detection and landscape metrics for inferring anthropogenic processes in the greater EFMO area. *Remote Sensing of Environment*, 91(3-4), 478-489.

Nátr, L. (2011). *Příroda, nebo člověk. Služby ekosystémů*. Nakladatelství Karolinum, Praha.

Nedkov, S., Burkhard, B. (2012). Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecological Indicators*, 21, 67-79.

Neuhäuslová, Z., Blažková, D., Grulich, V., Husová, M., Chytrý, M., Jeník, J., Jirásek, J., Kolbek, J., Kropáč, Z., Ložek, V., Moravec, J., Prach, K., Rybníček, K., Rybníčková, E., Sádlo, J. (1997): *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Textová část*. Praha : Academia, 1998. 341 s. ISBN 80-200-0687-7

O'Neill R. V., DeAngelis D.L., Waide J.B. and Allen T.F.H. (1986). *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. ISBN-10: 0691084378

O'Neill, R. V., Kahn, J. R. (2000). Homo economus as a keystone species. *BioScience*, 50(4), 333-337.

- Pachavo, G., Murwira, A. (2014). Remote sensing net primary productivity (NPP) estimation with the aid of GIS modelled shortwave radiation (SWR) in a Southern African Savanna. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 30, 217-226.
- Pagiola, S. (2008). Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics* 65, 712–724.
- Palmer, J. D., Soltis, D. E., Chase, M. W. (2004). The plant tree of life: an overview and some points of view. *American Journal of Botany*, 91(10), 1437-1445.
- Parent, J. R., Volin, J.C. (2016). Validating Landsat-based landscape metrics with fine-grained land cover data, *Ecological Indicators*, Volume 60, 668-677.
- Paris.,C.,A, Bruzzone, L., Fernandez-Prieto, D. (2019). Novel Approach to the Unsupervised Update of Land-Cover Maps by Classification of Time Series of Multispectral Images .*IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING*, 57 (7) , 4259-4277.
- Patenaude, G., Milne, R., Dawson, T.P. (2005). Synthesis of remote sensing approaches for forest carbon estimation: reporting to the Kyoto protocol. *Environ Sci Policy* (8), 161-178.
- Pavelka, M. (2020) - nepublikovaná data. Denní chod průběhu evapotranspirace z experimentálního ekologického pracoviště Bílý Kříž.
- Pechanec, V., Brus, J. (2012). Expert System for Landscape Assessment Based on GIS *International Multidisciplinary Scientific GeoConference, SGEM, Sofia Vol. 3, Sofia, s. 369-376.*
- Pechanec, V., Purkyt, J., Cudlín, P. (2015). The influence of land cover changes and landscape fragmentation on provision of the carbon sequestration ecosystem service. In Urban, O. (Eds): Conference "Global Change: a Complex Challenge" : 4th annual conference, s. 170-173.
- Pechanec, V., Burian, J., Kilianova, H., Vozenilek, V., Svoboda, J. (2012). A Participatory approach to spatial and environmental planning in different national perspectives. *Studia Obszarów Wiejskich*, 27, 47-73.
- Pechanec, V., Machar, I., Kilianova, H., Vickova, V., Bucek, A., Plasek, V. (2017). Prediction of climate change impacts on sustainable agricultural management in the Czech republic. *Fresenius Environmental Bulletin*, 26(12), 7580-7586.

- Pechanec, V., Stržínek, F., Purkyt, J., Štěrbová, L., & Cudlín, P. (2017). Carbon stock in forest aboveground biomass—comparison based on Landsat data. *Central European Forestry Journal*, 63(2-3), 126-132.
- Pechanec, V., Purkyt, J., Benc, A., Nwaogu, C., Štěrbová, L., Cudlín, P. (2018). Modelling of the carbon sequestration and its prediction under climate change. *Ecological Informatics*, 47, 50-54.
- Pechanec, V., Kilianová, H., Tangwa, E., Vondráková, A., Machar, I. (2019). What is the Development Capacity for Provision of Ecosystem Services in the Czech Republic? *Sustainability*, 11(16), 4273.
- Pechanec V., Cudlín P., Machar I., Brus J., Kilianová H. (2020). Modelling of the Water Retention Capacity of the Landscape. In: Zelenakova M., Fialová J., Negm A. (eds) *Assessment and Protection of Water Resources in the Czech Republic*. Springer Water. Springer, Cham.
- Pechanec V, Cudlín O, Zapletal M, Purkyt J, Štěrbová L, Chobot K, Tangwa E, Včeláková R, Prokopová M, Cudlín P. (2021a). Assessing Habitat Vulnerability and Loss of Naturalness: Applying the GLOBIO3 Model in the Czech Republic. *Sustainability*. 13, 5355.
- Pechanec, V., Prokopová, M., Salvati, L., Cudlín, O., Procházka, J., Samec, P., Včeláková, R., Cudlín, P. (2021b). Moving toward the north: A country-level classification of land sensitivity to degradation in Czech Republic. *Catena*, 206, 105567.
- Pechanec, V., Machar, I., Kilianová, H., Vyvlečka, P., Seják, J., Pokorný, J., Štěrbová, L., Prokopová, M., Cudlín, P. (2021c). Ranking the Key Forest Habitats in Ecosystem Function Provision: Case Study from Morava River Basin. *Forests*, 12(2), 138.
- Pechanec, V., Štěrbová, L., Purkyt, J., Prokopová, M., Včeláková, R., Cudlín, O., Vyvlečka, P., Cienciala, E., Cudlín, P. (2022). Selected Aspects of Carbon Stock Assessment in Aboveground Biomass. *Land*, 11(1), 66.
- Penman, H. L. (1956). Estimating evaporation. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 37(1), 43-50.
- Petrou ,I.Z., Stathaki, T., Manakos, I., Adamo, M., Tarantino, C., Blonda, P. (2014). Land cover to habitat map conversion using remote sensing data: A supervised learning approach," 2014 IEEE Geoscience and Remote Sensing Symposium, 4683-4686.

Pielke Sr, R. A., Pitman, A., Niyogi, D., Mahmood, R., McAlpine, C., Hossain, F., Goldewijk, K.K., Nair, U., Betts, R., Fall, S., Reichstein, M., Kabat, P., de Noblet, N. (2011). Land use/land cover changes and climate: modeling analysis and observational evidence. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 2(6), 828-850.

Pikl, M. (2018). Hodnocení sekvestračního potenciálu vegetace/porostů rekultivovaných výsypek metodami DPZ. Č. Budějovice, disertační práce (Ph.D.). Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.

Plieninger, T. (2011). Capitalizing on the carbon sequestration potential of agroforestry in Germany's agricultural landscapes: Realigning the climate change mitigation and landscape conservation agendas. *Landscape Research*: 36(4), 435–454.

Plieninger, T. (2012). Monitoring directions and rates of change in trees outside forests through multitemporal analysis of map sequences. *Applied Geography*, 32(2), 566–576.

Plieninger, T., Draux, H., Fagerholm, N., Bieling, C., Bürgi, M., Kizos, T., Kuemmerle, T., Primdahl, J., Verburg, P. H. (2016). The driving forces of landscape change in Europe: A systematic review of the evidence. *Land use policy*, 57, 204-214.

Pokorný, J. (2001). Dissipation of solar energy in landscape - controlled by management of water and vegetation. *Renewable Energy* 24: 641-645.

Pokorný, J. (2014). Hospodaření s vodou v krajině-funkce ekosystémů. Univerzita JE Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, 103 s.

Pokorný, J., Hesslerová, P. (2018). Vliv vegetace na oběh vody – kontroverzní názory aneb čím se mají řídit ti, co rozhodují, když se vědci přou o principy. In Rožnovský J., Litschmann T. (eds): Hospodaření s vodou v krajině. Třeboň 21. – 22. 6. 2018.

Pokorný, J., Rejšková, A. (2008). Water cycle management. In Jorgensen, E., Fath, B. (eds) *Encyclopedia of ecology* 5. Elsevier Science.

Pokorný, J., Rejšková, A., Brom, J. (2007). Úloha makrofyt v energetické bilanci mokřadů. *Zprávy České botanické společnosti*, Praha, 42, 47-60.

Ponce-Hernandez, R. (2004). Assessing carbon stocks and modelling winwin scenarios of carbon sequestration through land use changes. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 156 p.

- Potopová, V., Štěpánek, P., Možný, M., Türkott, L., Soukup, J. (2015). Performance of the standardised precipitation evapotranspiration index at various lags for agricultural drought risk assessment in the Czech Republic. *Agricultural and Forest Meteorology*, 202, 26-38.
- Potschin, M., Haines-Young, R. (2016). Defining and measuring ecosystem services. *Routledge handbook of ecosystem services*, 25-44.
- Prishchepov, A. V., Radeloff, V. C., Baumann, M., Kuemmerle, T., Müller, D. (2012). Effects of institutional changes on land use: agricultural land abandonment during the transition from state-command to market-driven economies in post-Soviet Eastern Europe. *Environmental Research Letters*, 7(2), 024021.
- Prokopová, M., Cudlín, O., Včeláková, R., Lengyel, S., Salvati, L., Cudlín, P. (2018). Latent drivers of landscape transformation in Eastern Europe: Past, present and future. *Sustainability*, 10(8), 2918.
- Quére et al. (2018). Global Carbon Budget 2018. *Earth System Science Data* 10 (4), 2141-2194.
- Quitt, E., Geografický ústav ČSAV (Brno). (1971). Klimatické oblasti Československa.. Climatic regions of Czechoslovakia. Brno: Geografický ústav ČSAV.
- Quitt E. (1975). Klimatické oblasti ČSR. Mapa 1:500 000. GÚ ČSAV, Brno.
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rad, A. D., Sadeghi, S. H., Sadoddin, A. (2015). Monitoring temporal and spatial changes in land use in the Shazand Watershed. *Iranian journal of Ecohydrology*, 2(4), 405-415.
- Rasche, L., Fahse, L., & Bugmann, H. (2013). Key factors affecting the future provision of tree-based forest ecosystem goods and services. *Climatic Change*, 118(3), 579-593.
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Hassan, R., Kasperson, R., Leemans, R., May, R. M., McMichael, A. J., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R. T., Zakri, A. H. Shidong, Z., Ash, N.J., Bennett, E., Kumar, P., Lee, M.J., Raudsepp-Hearne, C., Simons, H., Thonell, J., Zurek, M. B. (2005). *Ecosystems and human well-being-Synthesis: A report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press.

- Reining, C., Beazley, K., Doran, P., Bettigole, C. (2006). From the Adirondacks to Acadia: A Wildlands Network Design for the Greater Northern Appalachians; Wildlands Project Special Paper 7; Wildlands Project: Richmond, VT, USA.
- Reyers, B., Roux, D. J., O'FARRELL, P. J. (2010). Can ecosystem services lead ecology on a transdisciplinary pathway?. *Environmental Conservation*, 37(4), 501-511.
- Ripl, W. (2003). Water: the bloodstream of the biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 358(1440), 1921-1934.
- Ritchie, H., Roser, M. (2020). Atmospheric concentrations. On-line: <https://ourworldindata.org/atmospheric-concentrations?country=#citation>, cit. 1.2.2022.
- Robinson, D., Brown, D., French, N., Reed, B. (2013). Linking Land Use and the Carbon Cycle. In D. Brown, D. Robinson, N. French, B. Reed (Eds.), *Land Use and the Carbon Cycle: Advances in Integrated Science, Management, and Policy* (pp. 3–23). Cambridge: Cambridge University Press.
- Romportl, D., Chuman, T., & Lipský, Z. (2013). Typologie současné krajiny Česka. *Geografie*, 118(1), 16-39.
- Romportl, D., Kuna, P. (2017). The changes that occurred in land cover in postcommunist countries in Central Europe. *European Journal of Environmental Sciences*, 7(1), 35-49.
- Roy, C., R., Larson, K., Grove, M., Polsky, C., Cook, E., Onsted, J., Ogden, L. (2011). A Multi-Scalar Approach to Theorizing Socio-Ecological Dynamics of Urban Residential Landscapes, *Cities and the Environment (CATE)*: Vol. 4: Iss. 1, Article 6.
- Rulfová, Z., Beranová, R., Kyselý, J. (2017), Climate change scenarios of convective and large-scale precipitation in the Czech Republic based on EURO-CORDEX data. *Int. J. Climatol.*, 37, 2451-2465.
- Ruiz, J., Domon, G. (2009). Analysis of landscape pattern change trajectories within areas of intensive agricultural use: case study in a watershed of southern Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 24(3), 419–432.
- Řehoř, J., Brázdil, R., Trnka, M., Řezníčková, L., Balek, J., Možný, M. (2020). Regional effects of synoptic situations on soil drought in the Czech Republic. *Theoretical and Applied Climatology*, 141, 1383-1400.

Sainio, P.P., Jauhiainen, L., Trnka, M., Olesen, J., Calanca, P., Eckersen, H., Eitzinger, J., Gobin, A., Kersebaum, K.Ch., Kozyra, J., Kumar, S., Marta, A.D., Micale, F., Achaap, B., Seguin, B., Skjelvag, A.O., Orlandini, S. (2010). Coincidence of variation in yield and climate in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 4, 483-489.

Sahour, H., Sultan, M., Vazifedan, M., Abdelmohsen, K., Karki, S., Yellich, J.A., Gebremichael, E., Alshehri, F., Elbayoumi, T.M. (2020). Statistical Applications to Downscale GRACE-Derived Terrestrial Water Storage Data and to Fill Temporal Gaps. *Remote Sens.* 12, 533.

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L. R., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.

Samec P., Caha J., Tuček P., Zapletal M., Cudlín P., Kučera M. (2017). Discrimination between acute and chronic decline of Central European forests using map algebra of the growth condition and forest biomass fuzzy sets: A case study. *Science of the Total Environment* 599–600: 899–909.

Sanga-Ngoie, K., Iizuka, K., Kobayashi, S. (2012). Estimating CO₂ sequestration by forests in oita prefecture, Japan, by combining LANDSAT ETM+ and ALOS satellite remote sensing data. *Remote Sensing* 4 (11), 3544-3570.

Sejác, J., Cudlín, P., Pokorný, J., Zapletal, J., Petříček, V., Guth, J., Chuman, T., Romportl, D., Skořepová, I., Vacek, V., Vyskot, I., Černý, K., Hesslerová, P., Burešová, R., Prokopová, M., Plch, R., Engstová, B., Stará, L. (2010). Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky. Ústí nad Labem: Fakulta životního prostředí UJEP, p. 197, ISBN 978-80-7414-235-2.

Sejác, J., Dejmal, I., Petříček, V., Cudlín, P., Michal, I., Černý, K., Kučera, T., Vyskot, I., Strejček, J., Cudlínová, E., Cabrnach, J., Šindlar, M., Prokopová, M., Kovář, J., Kupka, M., Sčasný, M., Šafařík, M., Roušarová, Š., Stejskal, V., Zapletal, J. (2003). Hodnocení a oceňování biotopů České republiky. Český ekologický ústav, MŽP, Praha, 422 s.

- Sejál J., Květ J., Čížková, H. (2017). Ekosystémové služby mokřadů, kapitola 22, s. 489-504, In Čížková H., Vlasáková L., Květ J. (editoři) Mokřady: Ekologie, ochrana a udržitelné využívání, Episteme. Natura, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2017, 630 s.
- Sejál J., Pokorný J. (2009). Voda a peněžní hodnocení biotopů a služeb ekosystémů (Water and Monetary Valuation of Biotopes and Ecosystem Services), Vodní hospodářství č. 1, s. 12-14
- Sejál, J., Pokorný, J., Seeley, K. (2018). Achieving sustainable valuations of biotopes and ecosystem services. *Sustainability*, 10(11), 4251.
- Sheil, D. (2018). Forests, atmospheric water and an uncertain future: the new biology of the global water cycle. *Forest Ecosystems*, 5(1), 1-22.
- Scharf, A.K., Fernández, N. Up-scaling local-habitat models for large-scale conservation: Assessing suitable areas for the brown bear comeback in Europe. *Divers Distrib.* 2018; 24: 1573– 1582.
- Schimel, D. S. (1995). Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology*, 1(1), 77–91.
- Schmidt, J. L. (2022). Clouds in the Balance. On-line: <https://earthdata.nasa.gov/learn/sensing-our-planet/clouds-in-the-balance>. cit. 15. 1. 2022.
- Skalák, P., Štěpánek, P. (2008). Validation of ALADIN-Climate/CZ Present Climate Simulations, in WDS'08 Proceedings of Contributed Papers: Part III – Physics (eds.) J. Safrankova and J. Pavlu), Prague, Matfyzpress, pp. 50–54.
- Sodhi, N., Brook, B., Bradshaw, C. (2007). *Tropical Conservation Biology* Blackwell Publishing. 344 p. ISBN 978-1-4051-5073-6.
- Sundquist, E. T., Ackerman, K. V., Parker, L., Huntzinger, D. N. (2009): An introduction to global carbon cycle management. Washington DC American Geophysical Union Geophysical Monograph Series, 183, 1-23.
- Schulz, J. J., Cayuela, L., Echeverria, C., Salas, J., Benayas, J. M. R. (2010). Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Applied Geography*, 30(3), 436-447.

Skalák, P., Štěpánek, P. (2008). Validation of ALADIN-Climate/CZ Present Climate Simulations, in WDS'08 Proceedings of Contributed Papers: Part III – Physics (eds.) J. Safrankova and J. Pavlu), Prague, Matfyzpress, pp. 50–54.

Skaloš, J., Berchová, K., Pokorný, J., Sedmidubský, T., Pecharová, E., Trpáková, I. (2014). Landscape water potential as a new indicator for monitoring macrostructural landscape changes. *Ecological indicators*, 36, 80-93.

Skokanová, H., Faltan, V., Havlíček, M. (2016). Driving forces of main landscape change processes from past 200 years in Central Europe-differences between old democratic and post-socialist countries. *Ekológia*, 35(1), 50.

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., Smith, J. (2008). Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical transactions of the royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492), 789-813.

Smit, B., Pilifosova, O., Burton, I., Challenger, B., Huq, S., Klein, R. J. T., Yohe, G., Adger, N., Downing, T., Harvey, E., Kane, S., Parry, M., Skinner, M., Smith, J. (2001). Adaptation to climate change in the context of sustainable development and equity: *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. pp. 877-912.

Smith, R. N., Aleksic, J., Butano, D., Carr, A., Contrino, S., Hu, F., Lyne, M., Lyne, R., Kalderimis, A., Rutherford, K., Stepan, R., Sullivan, J., Wakeling, M., Watkins, X., Micklem, G. (2012). InterMine: a flexible data warehouse system for the integration and analysis of heterogeneous biological data. *Bioinformatics*, 28(23), 3163–3165.

Smith, A. M., Kolden, C. A., Tinkham, W. T., Talhelm, A. F., Marshall, J. D., Hudak, A. T., Boschetti, L., Falkowski, M.J., Greenberg, J. A., Anderson, J. W., Kliskey, A., Alessa, L., Keefe, R.F., Gosz, J. R. (2014). Remote sensing the vulnerability of vegetation in natural terrestrial ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 154, 322-337.

Stan Development Team (2018). RStan: the R interface to Stan. R package version 2.18.1. <http://mc-stan.org>

Stará L., Matějka K., Cudlín P., Bodlák L., Pokorný J., Středa T., Čížková H., Pechar L., Burešová R., Zemek F., Marek M.V. (2011). Zásoby uhlíku ve vegetaci a modelová

- uhlíková bilance krajiny. In Marek, M. V. et al.: Uhlík v ekosystémech České republiky v měnícím se klimatu. Centrum výzkumu globální změny AV ČR, v.v.i., Brno, pp. 189-210.
- Steiner, C. F., Long, Z. T., Krumins, J. A. & Morin, P. J. (2006). Population and community resilience in multitrophic communities. *Ecology*, 87, 996–1007.
- Stych, P., Kabrda, J., Bičík, I., Laštovička, J. (2019). Regional differentiation of long-term land use changes: a case study of Czechia. *Land*, 8(11), 165.
- Sutherland, W. J. (2006). Predicting the ecological consequences of environmental change: a review of the methods. *Journal of Applied Ecology*, 43(4), 599-616.
- Svoboda, J., Svobodová, J. (2007). Reálné cesty snižování emisí oxidu uhličitého. Co nás asi čeká v energetice a s čím je vhodné začít již dnes. *Vesmír* 86: 655–659.
- Šefrna, L., Janderková, J. (2007). Obsah oxidovatelného uhlíku v půdních asociacích mapy 1:500 000; Zemědělské půdy. Dílčí zpráva pro projekt VaV 640/18/03 Czech Carbo - Studium uhlíku v terestrických ekosystémech České republiky, 7 s.
- Šimová, P., Černý, M., Cienciala, E., Apltauer, J., Kučerová, J., Beranová, J., Drahoňovská, E. (2009). A methodology for classifying aerial photographs within the CzechTerra landscape inventory system: a new approach to generating data for landscape analyses. *Journal of Landscape Studies*, 2, 43-55
- Štěpánek, P., Zahradníček, P., Farda, A. (2013). Experiences with data quality control and homogenization of daily records of various meteorological elements in the Czech Republic in the period 1961–2010. *Időjárás*, 117: 123–141.
- Štěpánek, P., Zahradníček, P., Huth, R. (2011). Interpolation techniques used for data quality control and calculation of technical series: an example of Central European daily time series. *Időjárás*, 115: 87-98.
- Štěpánek, P., Zahradníček, P., Farda, A., Skalák, P., Trnka, M., Meitner, J, Rajdl, K. (2016). Projection of drought-inducing climate conditions in the Czech Republic according to Euro-CORDEX models. *Clim Res*, In press.
- Štěrbová, (2016). Databáze koeficienty odhadu obsahu půdního uhlíku v celém půdním profilu pro lesní půdy. UVGZ AV ČR, v.v.i., České Budějovice - nepublikovaná data.

- Štěrbová, (2017). Databáze uhlíkových zásobníků. UVGZ AV ČR, v.v.i., České Budějovice - nepublikovaná data.
- Tallis, H., Polasky, S. (2009). Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1), 265-283.
- Tarawally, M., Wenbo, X., Weiming, H., Mushore, T. D., Kursah, M. B. (2019). Land use/land cover change evaluation using land change modeller: A comparative analysis between two main cities in Sierra Leone. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 16, 100262.
- TEEB, (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the economics of nature. A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.* UNEP, Ginebra (Suiza).
- Tendall, D. Jörin, J. Kopainsky, B., Edwards, P., Shreck, A. & Le, Q. B., Krütli, P., Grant, M., Six, J. (2015). Food system resilience: Defining the concept. *Global Food Security*. 6. 17-23.
- Thellmann, K., Blagodatsky, S., Häuser, I., Liu, H., Wang, J., Asch, F., Cotter, M. (2017). Assessing ecosystem services in rubber dominated landscapes in South-East Asia—A challenge for biophysical modeling and transdisciplinary valuation. *Forests*, 8, 505.
- Tilman, D. & Downing, J. A. (1994). Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367, 363–365.
- Tilman, D. (1997). Biodiversity and ecosystem functioning. In: Daily, G. C. (ed). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems.* Island press, Wahington, D. C., 93-112.
- Tolasz, R., Míková, T., Valeriánová, A., Voženílek, V. (2007). *Atlas podnebí Česka*, Univerzita Palackého v Olomouci - ČHMU, 255 s.
- Tomaselli, V., Dimopoulos, P., Marangi, C., Kallimanis, A. S., Adamo, M., Tarantino, C., Panitsa, M., Terzi, M., Veronico, G., Lovergine, F., Nagendra, H., Lucas, R., Múcher, C. A., Blonda, P. (2013). Comparison of Land Cover/Land Use and Habitat Classification Systems for Habitat Mapping from Space: Strengths and Weaknesses Evidenced in Mediterranean Sites of Natura 2000 Network.

- Tomaselli, V., Adamo, M., Veronico, G., Sciandrello, S., Tarantino, C., Dimopoulos, P., Medagli, P., Nagendra, H., Blonda, P. (2017). Definition and application of expert knowledge on vegetation pattern, phenology, and seasonality for habitat mapping, as exemplified in a Mediterranean coastal site. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 151, 887-899.
- Tomášek, M. (2000). *Půdy České republiky*. 2. vyd. Praha, Český geologický ústav, 68 s.
- Toews, M., Juanes, F., and Burton, A. C.. (2017). Mammal responses to human footprint vary with spatial extent but not with spatial grain. *Ecosphere* 8:e01735
- Trisurat, Y., Eiwpanich, P., Kalliola, R. (2016). Integrating land use and climate change scenarios and models into assessment of forested watershed services in Southern Thailand. *Environ Res* (147), 611–620
- Trnka, M., Kyselý, J., Možný, M., Dubrovský, M. (2009). Changes in Central-European soil-moisture availability and circulation patterns in 1881–2005. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 29(5), 655-672.
- Trnka, M., Kocmánková, E., Balek, J., Eitzinger, J., Ruget, F., Formayer, H., Hlavinka, P., Schaumberger, A., Horáková, V., Možný, M., Žalud, Z. (2010). Simple snow cover model for agrometeorological applications. *Agric. For. Meteorol.*, 150, 1115-1127.
- Trnka, M., Semerádová, D., Novotný, I., Dumbrovský, M., Drbal, K., Pavlík, F., Vopravil, J., Štěpánková, P., Vizina, A., Balek, J., Hlavinka, P., Bartošová, L., Žalud Z. (2016). Assessing the combined hazards of drought, soil erosion and local flooding on agricultural land: a Czech case study. *Inter-Research Science Publisher: CR* 70:231-249.
- Trumper, K., Ravillious, C., Dickson, B. (2008). Carbon in drylands: desertification, climate change and carbon finance. www.unep.org/pdf/Carbon-Drylands-Technical-Note.pdf
- Tubiello, F. N., Salvatore, M., Ferrara, A. F., House, J., Federici, S., Rossi, S., Biancalani, R., Condor Golec, R.D., Jacobs, H., Flammini, A., Prospero, P., Cardenas-Galindo, P., Schmidhuber, J., Sanz Sanchez, M.J., Srivastava, N., Smith, P. (2015). The contribution of agriculture, forestry and other land use activities to global warming, 1990–2012. *Global change biology*, 21(7), 2655-2660.
- Turner, M. G., Dale, V. H., Everham, E. H. (1997). Fires, hurricanes, and volcanoes: comparing large disturbances. *BioScience*, 47(11), 758-768.

- Tzirkalli, E., Kadis, C., Halley, J.M. Vogiatzakis, I., Wilson, R.J., Zografou, K., Antoniou, A., Tsintides, T., Makris, C., Kati, V. (2019). Conservation ecology of butterflies on Cyprus in the context of Natura 2000. *Biodivers Conserv* 28, 1759–1782.
- Uchida, K. and Ushimaru, A. (2015). Land abandonment and intensification diminish spatial and temporal β -diversity of grassland plants and herbivorous insects within paddy terraces. *J Appl Ecol*, 52: 1033-1043.
- UNFCCC (1992). United Nations Framework Convention on Climate Change. On-line: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf>, cit. 4.12.2013.
- Urruty, N., Tailliez-Lefebvre, D., Huyghe, C. (2016). Stability, robustness, vulnerability and resilience of agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*: 36(1).
- Uuemaa, E., Mander, Ü., Marja, R. (2013). Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: a review. *Ecological Indicators*, 28, 100-106.
- Václavík, T., Rogan, J. (2009). Identifying trends in land use/land cover changes in the context of post-socialist transformation in central Europe: a case study of the greater Olomouc region, Czech Republic. *GIScience Remote Sensing*, 46(1), 54–76.
- Vačkář, D., Frélichová, J., Lorencová, E., Pártl, A., Harmáčková, V., Z., Loučková, B. (2014). Metodologický rámec integrovaného hodnocení ekosystémových služeb v České republice. On-line: <http://www.ecosystemservices.cz/cs/metodologicky-ramec-integrovaneho-hodnoceni-ekosystemovych-sluzeb-v-ceske-republice/>. cit. 21.11.2017.
- Vačkář D., Grammatikopoulou I., Daněk J., Lorencová E. (2018). Methodological aspects of ecosystem service valuation at the national level. *One Ecosystem* 3: e25508.
- Vačkář, D., Grammatikopoulou, I. (2019). Toward development of ecosystem asset accounts at the national level. *Ecosystem Health and Sustainability*, 5, 36-46.
- Van Vliet, J., de Groot, H. L., Rietveld, P., Verburg, P. H. (2015). Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 133, 24-36.
- Van der Zanden, E. H., Verburg, P. H., Schulp, C. J., Verkerk, P. J. (2017). Trade-offs of European agricultural abandonment. *Land use policy*, 62, 290-301.

- Van Minnen, J. G., Strengers, B. J., Eickhout, B., Swart, R. J., Leemans, R. (2008). Quantifying the effectiveness of climate change mitigation through forest plantations and carbon sequestration with an integrated land-use model. *Carbon Balance and Management*, 3(1).
- Van Soesbergen A., (2015). A review of land-use change models. UNEP World Conservation Monitoring Centre. https://www.researchgate.net/profile/Arnout_Van_Soesbergen/publication/308515089_A_review_of_land_use_change_models/links/57e5476108aee6b716c89395.pdf?inViewer=0&pdfJsDownload=0&origin=publication_detail, cit. 22.8.2017
- Vashum, K. T., Jayakumar, S. (2012). Methods to estimate above-ground biomass and carbon stock in natural forests-a review. *Journal of Ecosystem & Ecography*, 2(4), 1-7.
- Vehtari, A., Gabry, J., Magnusson, M., Yao, Y., Gelman, A. (2019). loo: Efficient leave-one-out cross-validation and WAIC for Bayesian models. R package version 2.2.0, <URL: <https://mc-stan.org/loo>>
- Verburg P., Overmars K. (2007). Dynamic Simulation of Land-Use Change Trajectories with the Clue-S Model. In: Koomen E., Stillwell J., Bakema A., Scholten H.J. (eds) *Modelling Land-Use Change*. The GeoJournal Library, Springer, Dordrecht, 90.
- Verburg, P. H., Overmars, K. P. (2009). Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. *Landscape Ecol* 24, 1167.
- Verburg, P. H., Soepboer, W., Veldkamp, A., Limpiada, R., Espaldon, V., Mastura, S. S. (2002). Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. *Environmental management*, 30, 391-405.
- Vergílio, M., Fjøsne, K., Nistora, A., Calado, H. (2016). Carbon stocks and biodiversity conservation on a small island: Pico (the Azores, Portugal). *Land Use Policy*, 58, 196-207.
- Viglizzo, E. F., Pordomingo, A. J., Castro, M.G., Lértora, F.A., Bernardos, J.N. (2004). Scale-dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 101: 39-51.

- Vihervaara, P., Maes, J., Mononen, L., Cazacu, C., Adamescu, M. (2017). Nature protection. In. Mapping Ecosystem Services, 1nd ed.; Burkhard, B., Maes, J., (eds)., Pensoft Publishers: Sofia, Bulgaria, 329–333.
- Walker, B. and Salt, D. (2006). Resilience Thinking: Sustaining Ecosystems and People in a Changing World. Island Press, Washington, D.C. s. 192.
- Wan, J., Wang, C., Yu, J. et al. (2016). Developing conservation strategies for *Pinus koraiensis* and *Eleutherococcus senticosus* by using model-based geographic distributions. *J. For. Res.* 27, 389–400.
- Ward, C., Geeraert, N. (2016). Advancing acculturation theory and research: the acculturation process in its ecological context. *Current Opinion in Psychology*: 8, 98–104.
- Warren, S. D., Büttner, R. (2008). Active military training areas as refugia for disturbance-dependent endangered insects. *Journal of Insect Conservation*, 12: 671-676.
- Wästfelt, A., Arnberg, W. (2013). Local spatial context measurements used to explore the relationship between land cover and land use functions. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 23, 234–244.
- West, P.C., Narisma, G.T., Barford, C.C., Kucharik, C.J. and Foley, J.A. (2011). An alternative approach for quantifying climate regulation by ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9: 126-133.
- Wiens, J. (1989). Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology*, 3(4), 385-397.
- Williams, D. W., Liebhold, A. M. (1995). Herbivorous insects and global change: potential changes in the spatial distribution of forest defoliator outbreaks. *Journal of Biogeography*, 665-671.
- Wimberly, M. C. (2008). Scaling and uncertainty: in search of conceptual linkages and practical approaches, *Landscape Ecology* 23, 369-371.
- Wirth, C., Schumacher, J., Schulze, E. D. (2004). Generic biomass functions for Norway spruce in central Europe – a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology*. 24, 121–139.
- Wu, J. (2004). Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape ecology*, 19(2), 125-138.

- Wu, J. (2013). Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, 28(6), 999–1023.
- Wu, J., Hobbs, R. (2002). Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape ecology*, 17(4), 355-365.
- Wu, J., Wu, T. (2013). Ecological resilience as a foundation for urban design and sustainability. In: Pickett STA, Cadenasso ML, McGrath BP (eds) *Resilience in urban ecology and design: linking theory and practice for sustainable cities*. Springer, New York, pp 211–230
- Yan, E.; Lin, H.; Wang, G.; Sun, H. (2016). Multi-Resolution Mapping and Accuracy Assessment of Forest Carbon Density by Combining Image and Plot Data from a Nested and Clustering Sampling Design. *Remote Sens.*8, 571
- Yin, L., Liebscher, J. (2007). Carbon—Carbon Coupling Reactions Catalyzed by Heterogeneous Palladium Catalysts. *ChemInform*, 38(22).
- Zahradníček, P., Brázdil, R., Štěpánek, P., Trnka, M. (2021). Reflections of global warming in trends of temperature characteristics in the Czech Republic, 1961–2019. *International Journal of Climatology*, 41(2), 1211-1229.
- Zatloukal, V., Apltauer, J., Exnerová, Z., Zahálková, H., Černý, M., Cienciala, E., Tatarinov, F. (2006). Adjustace metod ekosystémové inventarizace zásob uhlíku v souladu s doporučením IPCC pro potřeby Národního sdělení na bázi existujících lesnických šetření a modelová analýza scénářů změn zásob uhlíku podle způsobu obhospodařování a využití dřevní hmoty. *Závěrečná zpráva k projektu MŽP VaV/640/14/03, IFER, Jílové u Prahy*.
- Zhang C., Zhao Y., Zhao X., von Gadow K. (2012). Species-habitat associations in a northern temperate forest in China. *Silva Fennica* vol. 46 (4), article id 907.
- Zhao, S., Liu, S., Li, Z., Sohl, T. L. (2010). A spatial resolution threshold of land cover in estimating terrestrial carbon sequestration in four counties in Georgia and Alabama, USA, *Biogeosciences*, 7(1), 71-80.
- Zhao, M., He, Z., Du, J., Chen, L., Lin, P., Fang, S. (2019). Assessing the effects of ecological engineering on carbon storage by linking the CA-Markov and InVEST models. *Ecological Indicators*, 98, 29-38.

Zheng, H., Ouyang, Z., Xu, W., Wang, X., Miao, H., Li, X., Tian, Y. (2008). Variation of carbon storage by different reforestation types in the hilly red soil region of southern China. *Forest Ecology and Management* 255 (3–4), 1113-1121.

Zuazo, V.H.D., Pleguezuelo, C.R.R., Peinado, F.J.M., de Graaff, J., Martínez, J.R.F., Flanagan, D. C. (2011). Environmental impact of introducing plant covers in the taluses of terraces: Implications for mitigating agricultural soil erosion and runoff. *Catena*, 84(1-2), 79–88.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., Smith, G. M. (2009). Mixed effects modelling for nested data. In: *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (s. 101-142). Springer, New York, NY.

9. Souhrn

Produkční funkce je jednou ze základních funkcí ekosystémů, která nám umožňuje získávat přírodní zdroje, a to ať je využíváme jako jídlo, krmivo pro zvířata, stavební materiály, nebo na energetické či jiné využití. S touto funkcí, vzhledem k fungování krajiny, je spojena funkce evapotranspirační, která je zásadní pro disipaci sluneční energie, tedy přeměny sluneční energie na skupenské teplo páry, čímž se zabraňuje přehřívání zemského povrchu. Cílem disertační práce bylo zjistit míru plnění produkční a evapotranspirační funkce v zájmových územích a pomocí modelů odhadnout, jak se budou měnit vlivem změny klimatu, a navrhnout vhodná území k přírodě bližšímu způsobu obhospodařování pro udržitelné plnění ekosystémových funkcí. Po metodické stránce práce zahrnuje terénní průzkum, spočívající ve zjištění změn v zastoupení kategorií využití krajiny a krajinného pokryvu v zájmovém území povodí Všeminky, které je součástí povodí Dřevnice, a v horní části povodí Stropnice, kde bylo provedeno mapování biotopů Metodou hodnocení biotopů (BVM). Jako nehrubší podklad byla použita data krajinného pokryvu CORINE Land Cover (CLC) v měřítku 1 : 100 000, pro podrobné zobrazení biotopů v měřítku 1 : 10 000 byla použita Detailní kombinovaná vrstva (DKV). Stanovení produkční funkce proběhlo třemi způsoby: i) stanovením zásoby uhlíku v jednotlivých povodích s možností predikce těchto zásob do roku 2050, ii) odhadem čisté primární produkce všech biotopů přiřazením tabulkových hodnot k jednotlivým biotopům ve vrstvách DKV a CLC a iii) stanovením čisté primární produkce pro lesní porosty v povodí Stropnice. Evapotranspirace byla stanovena pouze přiřazením tabulkových hodnot k jednotlivým biotopům ve vrstvách DKV a CLC. Hlavní hypotézou byl předpoklad, že míra udržitelného plnění vybraných ekosystémových funkcí závisí na přirozenosti biotopů; přírodní a přírodě blízké biotopy se budou efektivněji podílet na koloběhu látek a energií a mají vyšší rezilienci vůči očekávané environmentální změně (synergické působení klimatické změny a znečištění životního prostředí) než biotopy silně přeměněné člověkem. Dílčí hypotéza, že dynamika změn krajinného pokryvu, fragmentace, sekvestrace uhlíku a evapotranspirace (míra plnění produkční a evapotranspirační funkce) se odvíjí od krajinných typů dle Löwa, kdy krajinné typy přírodnějšího charakteru, jako například lesní krajiny, vykazují menší změny oproti více antropicky pozměněným či vytvořeným krajinám, jako jsou zemědělské nebo urbanizované krajiny, byla testována v obou povodích na základě dat CLC.

Na základě dostupných podkladů (dat a literatury) a terénního průzkumu byla zpřesněna a verifikována tabulková data produkční funkce jednotlivých typů biotopů v lokálním

(zájmové území Všeminky) a regionálním měřítku (zájmová území horní části povodí Stropnice a povodí Dřevnice) a na základě klimatických modelů a modelů změn využití území byly odhadnuty jejich změny do roku 2030 a 2050. Získané výsledky byly použity pro diskuzi změn využití území na základě klimatických modelů, ukládání uhlíku a biodiverzity v rámci modelu InVEST (sada modelů pro hodnocení úrovně ekosystémových služeb a jejich porovnání), dynamického prediktivního modelu využití krajiny Land Change Modeller (LCM) a modelu Marxan, který pomáhá při rozhodování o ochraně přírody v krajinném plánování.

Nejvyšší hodnoty evapotranspirační funkce byly zjištěny v lesní krajině, a to díky nejvyššímu zastoupení lesů, střední až vyšší hodnoty v krajině lesozemědělské a rybniční, nejnižší hodnoty má krajina urbanizovaná a zemědělská.

Výstupy práce ukazují, že intenzivně využívané typy krajin, jako jsou krajina zemědělská nebo urbanizovaná, méně podléhají změnám využití území/krajinného pokryvu, protože je nevhodné měnit jejich způsob využití. Krajiny přírodnějšího charakteru jako je lesní krajina nebo lesozemědělská krajina vykazuje větší změny využití území/krajinného pokryvu a ukládají více uhlíku oproti více antropicky pozmeněným či vytvořeným krajinám, jako je zemědělská nebo urbanizovaná krajina. V případě fragmentace již záleží více na homogenitě krajiny, ne na její přírodnosti; nejvíce homogenní krajiny, jako je lesní a zemědělská krajina, jsou nejméně fragmentované.

10. Summary

The production function is one of the basic ecosystem functions, which allows us to obtain natural resources, whether we use them as food, animal feed, building materials, or for energy or other uses. Associated with this function, due to the functioning of the landscape, is the evapotranspiration function, which is essential for the dissipation of solar energy, ie the conversion of solar energy into the group heat of steam, thus preventing the earth's surface from overheating.

The aim of the dissertation is to determine the degree of performance of production and evapotranspiration functions in areas of interest, how they will change due to climate change and to design suitable areas for sustainable fulfillment of ecosystem functions for nature closer to management.

From the methodological point of view, the work includes field research, consisting in finding changes in the representation of categories of land use and land cover in the area of interest of the Všeminka catchment, which is part of the Dřevnice catchment, and in the upper part of the Dřevnice catchment. This landscape mapping was performed by the BVM habitat assessment method. CORINE Land Cover (CLC) mapping was used as the coarsest mapping layer, and the Detailed Combined Layer (DKV) at a scale of 1:100,000 was used for detailed habitat mapping at a scale of 1:10,000. The production function was determined in three ways: i) by determining the carbon stock due to the possibility of predicting these stocks in all areas of interest, ii) estimating net primary production of all habitats by assigning tabular values to individual habitats in the CLC layer and iii) by determining the net primary production for forest stands in the Stropnice river basin. Evapotranspiration was determined only by assigning tabular values to individual habitats in the CLC layer. The main hypothesis is the assumption that the degree of sustainable fulfillment of selected ecosystem functions depends on the nature of habitats; natural and near-habitat habitats will contribute more efficiently to the cycle of substances and energies and have a higher resilience to expected environmental change (synergistic effects of climate change and environmental pollution) than heavily man-made habitats. The specific hypothesis that the dynamics of changes in land cover, fragmentation, carbon sequestration and evapotranspiration (fulfillment of production and evapotranspiration functions) is based on Löw landscape types, where more natural landscape types, such as forest landscapes, show smaller changes compared to more anthropically modified or created landscapes, such as

agricultural or urban landscapes, has been tested in both river basins on the basis of CLC data.

Based on available data (data and literature) and field research, tabular data on the production function of individual habitat types in the local (Všeminky area of interest) and regional scale (areas of interest in the upper part of the Stropnice and Dřevnice river basins) and on the basis of climate models were refined and verified. Land use change models were estimated to change by 2030 and 2050. The obtained results were used to discuss land use change based on scenario models, carbon sequestration and biodiversity within the InVEST model (a set of models for assessing the level of ecosystem services and comparing them), Land Change Modeller (LCM) (dynamic predictive model of land use) and Marxan model (model that helps in nature conservation decision-making in landscape planning).

The evapotranspiration function acquires the highest values in the forest landscape, thanks to the highest representation of forests, the medium-sized and higher values are acquired by the agricultural and pond landscape, the urban and agricultural landscape has the lowest values.

The results of the work show that intensively used types of landscapes such as agricultural or urban landscape due to their persistence are less subject to changes in land use / land cover. More natural landscapes, such as forest landscapes or agricultural landscapes, show greater land use / land cover changes and store more carbon than more anthropically modified or created landscapes, such as agricultural or urban landscapes. In the case of fragmentation, this is no longer the case and it depends on the homogeneity of the landscape, not on its naturalness, where the most homogeneous landscapes are the least fragmented, such as forest landscape and agricultural landscape.

11. Přílohy

Příloha 1 Seznam nepřírodních biotopů mapovaných Metodou hodnocení biotopů pro povodí Všeminky.

Kód	Název biotopu
XK1	Extenzivní nebo opuštěné sady a vinice
XK2	Lada s křovinnými porosty a stromy
XL1	Remízky, aleje a liniové porosty dřevin v krajině
XL3	Monokultury stanovištně nevhodných dřevin
XL5	Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin
XM1	Zamokřená ruderální lada
XT1	Postagrární úhory
XT2	Degradovaná vlhká lada
XT3	Intenzivní nebo degradované mezofilní louky
XT4	Degradované suché trávníky a suchá lada
XT5	Bylinné porosty náspů dopravních staveb a zemních hrází
XV2	Degradovaná biota vod
XV3	Odvodňovací kanály
XV4	Lokálně upravené vodní toky
X1.1	Nové umělé nádrže z přírodních materiálů
X1.4	Znečištěné vody
X4.4	Jednoleté a ozimé kultury na orné půdě
X5.2	Užitkové zahrady a zahrádkářské kolonie
X5.3	Intenzivní vinice, chmelnice a sady
X6.1	Parky a zahrady s převahou nepůvodních druhů
X6.2	Hřbitovy s převahou nepůvodních druhů
XX3.1	Plošně zastavěné území s minimální vegetací
XX3.2	Nepropustné plochy

Příloha 2a Seznam biotopů Detailní kombinované vrstvy pro povodí Všeminky.

Kód	Název biotopu	Rozloha [m ²]	Rozloha [ha]	Rozloha [%]
K3	Vysoké mezofilní a xerofilní křoviny	20571	2,06	0,10
L2.2	Údolní jasanovo-olšové luhy	14551	1,46	0,07
L2.2B	Potoční a degradované jasanovo-olšové luhy	142928	14,29	0,66
L3.3B	Západokarpatské dubohabřiny	2387429	238,74	11,09
L5.1	Květnaté bučiny	719656	71,97	3,34
L7.1	Suché acidofilní doubravy	4123	0,41	0,02
mozPN	mozaika přírodních a nepřírodních biotopů	1790989	179,10	8,32
mozPS	mozaika přírodních biotopů	229727	22,97	1,07
R1.4	Lesní prameniště bez tvorby pěnovců	824	0,08	0,00
S1.2	Štěrbínová vegetace silikátových skal a drolin	1000	0,10	0,00
T1.1	Mezofilní ovsíkové louky	455433	45,54	2,12
T1.10	Vegetace vlhkých narušovaných půd	4093	0,41	0,02
T1.3	Poháňkové pastviny	328767	32,88	1,53
T1.5	Vlhké pcháčové louky	29414	2,94	0,14
T3.4B	Širokolisté suché trávníky, porosty bez význač. výskytu vstavačovitých a s jalovcem obecným	116	0,01	0,00
T3.4D	Širokolisté suché trávníky, bez význačného výskytu vstavačovitých a bez jalovce obecného	60061	6,01	0,28
T4.2	Mezofilní bylinné lemy	893	0,09	0,00
Y10	Nepůvodní křoviny	95942	9,59	0,45
Y11	Nesouvislá městská zástavba	112104	11,21	0,52
Y12	Orná půda	146450	14,64	0,68
Y13	Ovocný sad, zahrada	18793	1,88	0,09
Y14	Průmyslové a obchodní jednotky	356196	35,62	1,66
Y15	Rybníky a nádrže	59698	5,97	0,28
Y17	Skládky a staveniště	30	0,00	0,00
Y18	Souvislá městská zástavba	851934	85,19	3,96
Y19	Sportovní a rekreační plochy	180411	18,04	0,84
Y2	Dopravní síť	204273	20,43	0,95
Y22	Vodní toky přírodní	95653	9,57	0,44

Y3	Hospodářské lesy jehličnaté	5059870	505,99	23,51
Y4	Hospodářské lesy listnaté	270371	27,04	1,26
Y5	Hospodářské lesy smíšené	1798145	179,81	8,36
Y6	Hospodářské louky	6075911	607,59	28,23
Y8	Městské zelené plochy, okrasná zahrada, park, hřbitov	5323	0,53	0,02
Celkový součet		21521680	2152,17	100,00

Příloha 2b Seznam biotopů Detailní kombinované vrstvy pro povodí Dřevnice.

Kód	Název biotopu	Rozloha [m ²]	Rozloha [ha]	Rozloha [%]
K1	Mokřadní vrbiny	20593	2,06	0,00
K2.1	Vrbové křoviny hlinitých a písčitých náplavů	17229	1,72	0,00
K3	Vysoké mezofilní a xerofilní křoviny	477499	47,75	0,11
L2.2	Údolní jasanovo-olšové luhy	1855815	185,58	0,43
L2.2B	Potoční a degradované jasanovo-olšové luhy	986418	98,64	0,23
L2.3B	Tvrdé luhy nížinných řek, člověkem silně ovlivněné porosty	66955	6,70	0,02
L2.4	Měkké luhy nížinných řek	5410	0,54	0,00
L3.2	Polonské dubohabřiny	26667	2,67	0,01
L3.3B	Západokarpatské dubohabřiny	28044290	2804,43	6,44
L4	Suťové lesy	18718	1,87	0,00
L5.1	Květnaté bučiny	31604125	3160,41	7,26
L5.4	Acidofilní bučiny	4782221	478,22	1,10
L6.4	Středoevropské bazifilní teplomilné doubravy	10069	1,01	0,00
L7.1	Suché acidofilní doubravy	412698	41,27	0,09
M1.1	Rákosiny eutrofních stojatých vod	28732	2,87	0,01
M1.3	Eutrofní vegetace bahnitých substrátů	1081	0,11	0,00
M1.4	Říční rákosiny	224	0,02	0,00
M1.5	Pobřežní vegetace potoků	533	0,05	0,00
M1.7	Vegetace vysokých ostřic	553	0,06	0,00
M2.1	Vegetace letněných rybníků	22032	2,20	0,01
M4.1	Štěrkové náplavy bez vegetace	15	0,00	0,00
M5	Devětsilové lemy horských potoků	398	0,04	0,00
M6	Bahnité říční náplavy	523	0,05	0,00
mozPN	mozaika přírodních a nepřírodních biotopů	23024987	2302,50	5,29
mozPS	mozaika přírodních biotopů	5833056	583,31	1,34
R1.2	Luční prameniště bez tvorby pěnovců	2039	0,20	0,00
R1.3	Lesní pěnovcová prameniště	4480	0,45	0,00
R1.4	Lesní prameniště bez tvorby pěnovců	12977	1,30	0,00

R2.1	Vápnitá slatiniště	100	0,01	0,00
S1.2	Štěrbínová vegetace silikátových skal a drolin	2427	0,24	0,00
T1.1	Mezofilní ovsíkové louky	9579780	957,98	2,20
T1.10	Vegetace vlhkých narušovaných půd	10997	1,10	0,00
T1.2	Horské trojštětové louky	2014	0,20	0,00
T1.3	Poháňkové pastviny	3000611	300,06	0,69
T1.4	Aluviální psárkové louky	11578	1,16	0,00
T1.5	Vlhké pcháčkové louky	362091	36,21	0,08
T1.6	Vlhká tužebníková lada	32737	3,27	0,01
T2.3B	Podhorské až horské smilkové trávníky bez jalovce	466	0,05	0,00
T3.4B	Širokolisté suché trávníky, porosty bez význačného výskytu vstavačovitých a s jalovcem obecným	9207	0,92	0,00
T3.4D	Širokolisté suché trávníky, bez význačného výskytu vstavačovitých a bez jalovce obecného	254367	25,44	0,06
T4.2	Mezofilní bylinné lemy	42018	4,20	0,01
T8.2B	Sekundární podhorská a horská vřesoviště bez jalovce obecného	46	0,00	0,00
V1F	Makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních stojatých vod	6860	0,69	0,00
V1G	Makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních stojatých vod, potenciální stanoviště	123474	12,35	0,03
V2C	Makrofytní vegetace mělkých stojatých vod	8144	0,81	0,00
V4B	Makrofytní vegetace vodních toků, potenciální stanoviště	65002	6,50	0,01
Y1	Bažina, močál	8468	0,85	0,00
Y10	Nepůvodní křoviny	1239576	123,96	0,28
Y11	Nesouvislá městská zástavba	9627063	962,71	2,21
Y12	Orná půda	84161171	8416,12	19,34
Y13	Ovocný sad, zahrada	1584933	158,49	0,36
Y14	Průmyslové a obchodní jednotky	10560343	1056,03	2,43
Y15	Rybníky a nádrže	1651339	165,13	0,38
Y16	Skály, lomy (umělé)	129689	12,97	0,03
Y17	Skládky a staveniště	627670	62,77	0,14
Y18	Souvislá městská zástavba	18101450	1810,14	4,16
Y19	Sportovní a rekreační plochy	3216378	321,64	0,74
Y2	Dopravní síť	8202945	820,29	1,88
Y21	Vodní toky nepřirodní	239763	23,98	0,06

Y22	Vodní toky přírodní	1668984	166,90	0,38
Y3	Hospodářské lesy jehličnaté	78684787	7868,48	18,08
Y4	Hospodářské lesy listnaté	1353470	135,35	0,31
Y5	Hospodářské lesy smíšené	22151349	2215,13	5,09
Y6	Hospodářské louky	79804440	7980,44	18,34
Y7	chmelnice	12461	1,25	0,00
Y8	Městské zelené plochy, okrasná zahrada, park, hřbitov	1392481	139,25	0,32
Celkový součet		435191018	43519,10	100,00

Příloha 2c Seznam biotopů Detailní kombinované vrstvy pro povodí Stropnice.

Kód	Název biotopu	Rozloha [m ²]	Rozloha [ha]	Rozloha [%]
K1	Mokřadní vrbiny	91503	9,15	0,09
K3	Vysoké mezofilní a xerofilní křoviny	28545	2,85	0,03
L1	Mokřadní olšiny	78234	7,82	0,08
L10.2	Rašelinné brusnicové bory	200137	20,01	0,20
L2.2	Údolní jasanovo-olšové luhy	805073	80,51	0,82
L2.2B	Potoční a degradované jasanovo-olšové luhy	239659	23,97	0,24
L3.1	Hercynské dubohabřiny	160649	16,06	0,16
L4	Suťové lesy	68031	6,80	0,07
L5.1	Květnaté bučiny	569028	56,90	0,58
L5.4	Acidofilní bučiny	1511532	151,15	1,54
L7.1	Suché acidofilní doubravy	280251	28,03	0,29
L7.2	Vlhké acidofilní doubravy	389816	38,98	0,40
L7.3	Subkontinentální borové doubravy	180435	18,04	0,18
L8.1B	Boreokontinentální bory bez lišejníku	417887	41,79	0,43
L9.2B	Rašelinné a podmáčené smrčiny, podmáčené smrčiny	1469	0,15	0,00
M1.1	Rákosiny eutrofních stojatých vod	145153	14,52	0,15
M1.7	Vegetace vysokých ostřic	115687	11,57	0,12
M2.1	Vegetace letněných rybníků	53232	5,32	0,05
mozPN	mozaika přírodních a nepřírodních biotopů	7910448	791,04	8,06
mozPS	mozaika přírodních biotopů	2933058	293,31	2,99
R1.2	Luční prameniště bez tvorby pěnovců	25	0,00	0,00
R1.4	Lesní prameniště bez tvorby pěnovců	4895	0,49	0,00
R2.2	Nevápnitá mechová slatiniště	150	0,01	0,00
S1.2	Štěrbínová vegetace silikátových skal a drovin	200	0,02	0,00
T1.1	Mezofilní ovsíkové louky	1080607	108,06	1,10
T1.10	Vegetace vlhkých narušovaných půd	40939	4,09	0,04
T1.3	Poháňkové pastviny	123431	12,34	0,13
T1.4	Aluviální psárkové louky	22841	2,28	0,02

T1.5	Vlhké pcháčkové louky	214193	21,42	0,22
T1.6	Vlhká tužebníková lada	88140	8,81	0,09
T1.9	Střídavě vlhké bezkolencové louky	166138	16,61	0,17
T2.3B	Podhorské až horské smilkové trávníky bez jalovce	59581	5,96	0,06
T4.2	Mezofilní bylinné lemy	1478	0,15	0,00
T5.5	Podhorské acidofilní trávníky	3428	0,34	0,00
T8.2B	Sekundární podhorská a horská vřesoviště bez jalovce obecného	550	0,05	0,00
V1F	Makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních stojatých vod	18135	1,81	0,02
V1G	Makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních stojatých vod, potenciální stanoviště	1010663	101,07	1,03
V4B	Makrofytní vegetace vodních toků, potenciální stanoviště	4996	0,50	0,01
Y1	Bažina, močál	1198238	119,82	1,22
Y2	Dopravní síť	644985	64,50	0,66
Y3	Hospodářské lesy jehličnaté	29887073	2988,71	30,45
Y4	Hospodářské lesy listnaté	553481	55,35	0,56
Y5	Hospodářské lesy smíšené	1994816	199,48	2,03
Y6	Hospodářské louky	27208149	2720,81	27,72
Y8	Městské zelené plochy, okrasná zahrada, park, hřbitov	49876	4,99	0,05
Y10	Nepůvodní křoviny	478150	47,81	0,49
Y11	Nesouvislá městská zástavba	1481938	148,19	1,51
Y12	Orná půda	11420011	1142,00	11,63
Y13	Ovocný sad, zahrada	16141	1,61	0,02
Y14	Průmyslové a obchodní jednotky	606925	60,69	0,62
Y15	Rybníky a nádrže	2380466	238,05	2,43
Y16	Skály, lomy (umělé)	46435	4,64	0,05
Y17	Skládky a staveniště	21266	2,13	0,02
Y18	Souvislá městská zástavba	543214	54,32	0,55
Y19	Sportovní a rekreační plochy	188716	18,87	0,19
Y22	Vodní toky přírodní	417603	41,76	0,43
Celkový součet		98157699,03	9815,77	100

Příloha 3a Přechnody kategorií – orné půdy na louky – Stropnice

Výsledky zero inflated beta modelu pro změnu poměru orné půdy v povodí Stropnice. Estimate – bodový odhad parametru, Est.Error – standardní chyba parametru, l-95 % CI a u-95 % CI – spodní a horní hranice 95% intervalu spolehlivosti. První dva řádky popisují výchozí parametry (období 2000 a krajina P). Intercept (výchozí hodnota) je průměr transformovaný funkcí logit distribuce beta (podmnožina poměrů, které nebyly 0). Zi_Intercept je parametr zero inflation, na stupnici funkce logit. Phi_Intercept popisuje přesnost distribuce beta.

	Estimate	Est.Error	l-95 % CI	u-95 % CI
Intercept	1.86	0.46	0.99	2.78
zi_Intercept	0.54	0.25	0.05	1.06
Období 2012	-1.11	0.35	-1.79	-0.41
Krajina F	0.72	0.96	-1.00	2.77
Krajina FA	-0.94	0.43	-1.84	-0.13
zi_období 2012	-0.97	0.36	-1.68	-0.27
Phi_Intercept	0.59	0.09	0.44	0.77

Příloha 3b Přechnody kategorií – orné půdy na louky – Dřevnice

Výsledky zero inflated beta modelu pro změnu zastoupení orné půdy v povodí Dřevnice. Estimate – bodový odhad parametru, Est.Error – standardní chyba parametru, l-95 % CI a u-95 % CI – spodní a horní hranice 95% intervalu spolehlivosti. První tři řádky popisují výchozí parametry (období 2000 a krajina P). Intercept (výchozí hodnota) je průměr transformovaný funkcí logit distribuce beta (podmnožina poměrů, které nebyly 0). Zi_Intercept je parametr zero inflation, na stupnici funkce logit. Phi_Intercept popisuje přesnost distribuce beta.

	Estimate	Est.Error	l-95 % CI	u-95 % CI
Intercept	1.52	0.53	0.52	2.60
phi_Intercept	-0.87	0.20	-1.25	-0.49
zi_Intercept	1.41	0.52	0.43	2.47
Období 2012	-0.46	0.28	-1.02	0.08
Krajina FA	-0.31	0.49	-1.28	0.61
Krajina A	-2.33	0.67	-3.65	-1.03
Krajina U	-0.02	0.91	-1.77	1.88
phi_období 2012	0.61	0.23	0.15	1.07
zi_období 2012	-1.29	0.22	-1.73	-0.86
zi_krajina FA	-0.30	0.51	-1.34	0.70
zi_krajina A	2.63	0.62	1.40	3.87
zi_krajina U	2.38	0.80	0.89	3.98

Příloha 3c Srovnání změn lesozemědělské krajiny (FA) v povodí Dřevnice a Stropnice

Výsledky zero inflated beta modelu pro změnu poměru orné půdy v FA krajině. Estimate – bodový odhad parametru, Est.Error – standardní chyba parametru, l-95 % CI a u-95 % CI – spodní a horní hranice 95% intervalu spolehlivosti. První tři řádky popisují výchozí parametry (první období v povodí Dřevnice), další řádky popisují druhé období (rok 2012) v povodí Stropnice. Intercept (výchozí hodnota) je průměr transformovaný funkcí logit distribuce beta (podmnožina poměrů, které nebyly 0). Zi Intercept je parametr zero inflation, na stupnici funkce logit. Phi Intercept popisuje přesnost distribuce beta.

	Estimate	Est.Error	l-95 % CI	u-95 % CI
Intercept	1.19	0.22	0.78	1.62
phi_Intercept	-0.98	0.16	-1.31	-0.68
zi_Intercept	1.16	0.17	0.85	1.51
Období 2012	-0.49	0.24	-0.96	-0.03
Povodí S	-0.79	0.22	-1.22	-0.36
phi_období 2012	0.68	0.19	0.30	1.06
zi_období 2012	-1.41	0.22	-1.82	-0.99
zi_povodí S	-0.47	0.24	-0.93	0.01

Příloha 4a Míra fragmentace a sekvestrace uhlíku - Stropnice

Výsledky modelů se smíšenými efekty pro délku hran (TE) se statisticky významnými krajinami a souřadnicemi. Referenční byla krajina P.

Fixed effects	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-1.537e+06	4.363e+05	-3.523	< 0.001
F	-3.024e+02	8.483e+02	-0.356	0.722
FA	1.439e+03	6.839e+02	2.105	0.038
X	3.159e+04	8.938e+03	3.535	< 0.001

Příloha 4b Míra fragmentace a sekvestrace uhlíku - Stropnice

Výsledky modelů se smíšenými efekty pro medián velikosti plošek (MedPS) se statisticky významnými krajinami. Referenční byla krajina P.

Fixed effects	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> z)
(Intercept)	0.116	0.019	6.205	< 0.001
F	-0.074	0.019	-3.786	< 0.001
FA	-0.015	0.021	-0.740	0.460

Příloha 4c Míra fragmentace a sekvestrace uhlíku – Stropnice

Výsledky modelů se smíšenými efekty pro uhlík (C) se statisticky významnými krajinami. Referenční byla krajina P.

Fixed effects	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2321.100	358.900	6.468	< 0.001
F	3997.500	447.000	8.943	< 0.001
FA	-411.600	404.600	-1.017	0.311

Příloha 4d Míra fragmentace a sekvestrace uhlíku – Dřevnice

Výsledky modelů se smíšenými efekty pro délku hran (TE) se statisticky významnými krajinami, roky a zeměpisnou šířkou. Referenční byla krajina F, rok 1990 a souřadnice X.

Fixed effects	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-98803.520	20876.880	-4.733	< 0.001
FA	1792.430	220.030	8.146	< 0.001
A	207.400	324.240	0.640	0.523
U	4513.850	404.620	11.156	< 0.001
Rok 2000	83.360	50.750	1.643	0.101
Rok 2012	301.870	50.750	5.948	< 0.001
Y	5744.020	1174.740	4.890	< 0.001

Příloha 4e Míra fragmentace a sekvestrace uhlíku – Dřevnice

Výsledky modelů se smíšenými efekty pro medián velikosti plošek (MedPS) se statisticky významnými krajinami. Referenční byla krajina F.

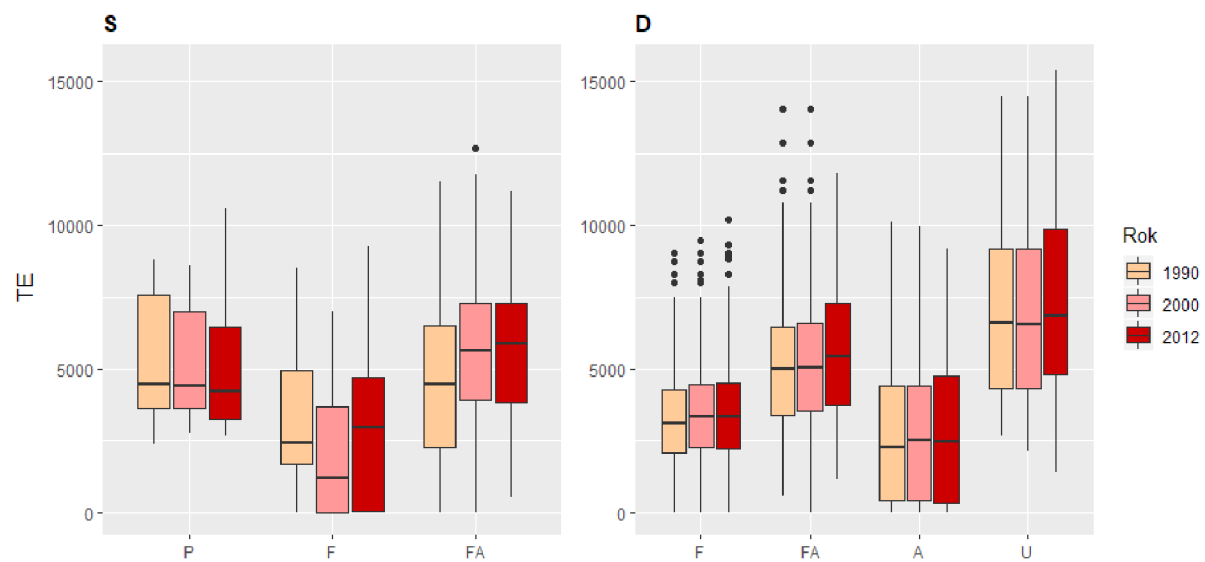
Fixed effects	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.112	0.009	12.863	< 0.001
FA	0.074	0.011	6.471	< 0.001
A	0.009	0.014	0.641	0.522
U	0.173	0.023	7.378	< 0.001

Příloha 4f Míra fragmentace a sekvestrace uhlíku – Dřevnice

Výsledky modelů se smíšenými efekty pro uhlík (C) se statisticky významnými krajinami, roky a interakcí krajiny s rokem. Referenční byla krajina F a rok 1990.

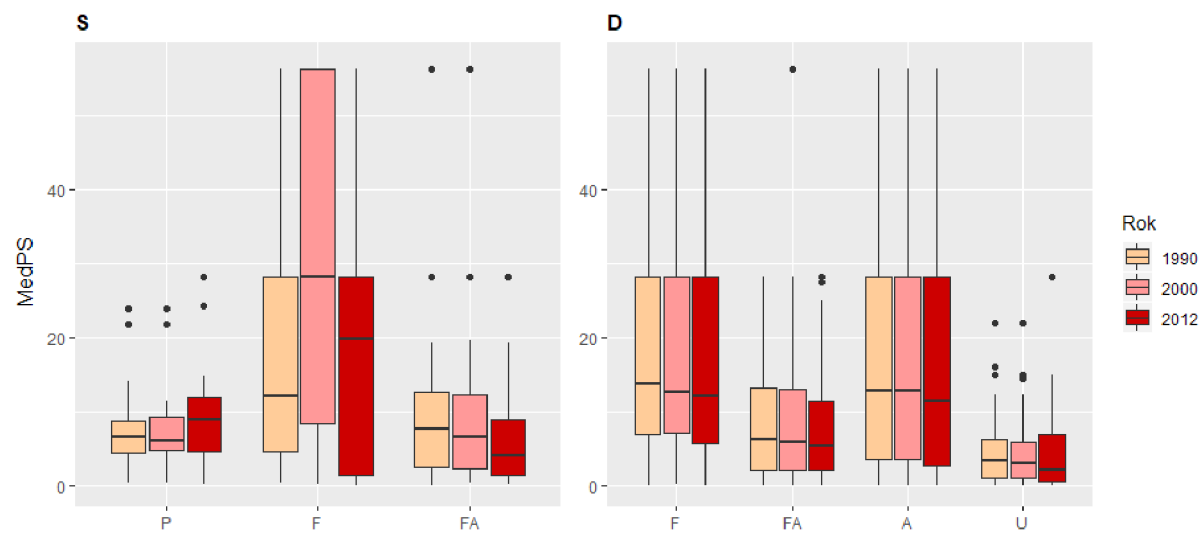
Fixed effects	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	5995.600	91.460	65.553	< 0.001
FA	-3176.400	118.580	-26.787	< 0.001
A	-5397.420	151.670	-35.586	< 0.001
U	-4800.310	200.470	-23.945	< 0.001
Rok 2000	-44.770	14.850	-3.015	0.003
Rok 2012	-17.580	14.850	-1.184	0.237
FA: rok 2000	45.420	19.250	2.359	0.018
A: rok 2000	49.130	24.620	1.995	0.046
U: rok 2000	58.970	32.550	1.812	0.070
FA: rok 2012	110.670	19.250	5.749	< 0.001
A: rok 2012	31.320	24.620	1.272	0.204
U: rok 2012	16.320	32.550	0.501	0.616

Příloha 4g Míra fragmentace a sekvestrace uhlíku – graf



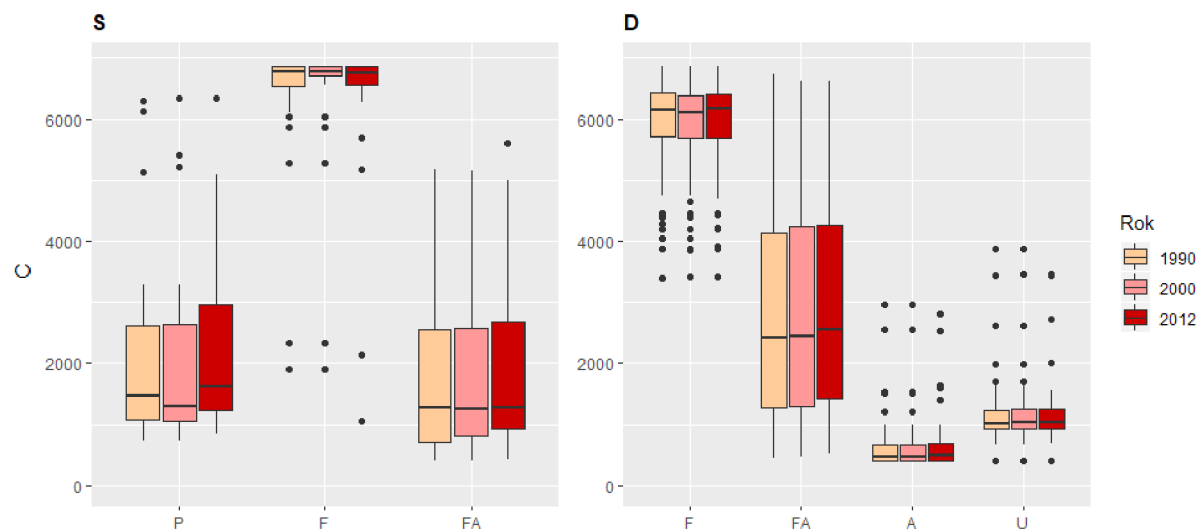
Délka hran (TE) v metrech; S – Stropnice, D – Dřevnice; P – rybníční krajiny, F - lesní krajiny, FA - lesozemědělské krajiny, A - zemědělské krajiny, U - urbanizované krajiny.

Příloha 4h Míra fragmentace a sekvestrace uhlíku – graf



Medián velikosti plošek (MedPS) v hektarech; S – Stropnice, D – Dřevnice; P – rybníční krajiny, F - lesní krajiny, FA - lesozemědělské krajiny, A - zemědělské krajiny, U - urbanizované krajiny.

Příloha 4i Míra fragmentace a sekvestrace uhlíku – graf



Uhlík (C) v tunách; S – Stropnice, D – Dřevnice; P – rybníční krajiny, F - lesní krajiny, FA - lesozemědělské krajiny, A - zemědělské krajiny, U - urbanizované krajiny.

Příloha 5a Data lesní krajiny (F) a lesozemědělské krajiny (FA)

Výsledky modelů se smíšenými efekty pro celkovou délku hran (TE) se statisticky významnými krajinami a roky. Referenční byla krajina F a rok 1990.

Fixed effects	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	3289.910	163.304	20.146	< 0.001
FA	1823.590	209.487	8.705	< 0.001
Rok 2000	2.048	119.423	0.017	0.986
Rok 2012	82.143	119.423	0.688	0.492
FA: rok 2000	214.759	153.196	1.402	0.161
FA: rok 2012	456.532	153.196	2.980	0.003

Příloha 5b Data lesní krajiny (F) a lesozemědělské krajiny (FA)

Výsledky modelů se smíšenými efekty pro medián velikosti plošek (MedPS) se statisticky významnými krajinami. Referenční byla krajina F.

Fixed effects	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.111	0.008	13.790	< 0.001
FA	0.073	0.010	7.114	< 0.001

Příloha 5c Data lesní krajiny (F) a lesozemědělské krajiny (FA)

Výsledky modelů se smíšenými efekty pro uhlík (C) se statisticky významnými krajinami, povodím a rokem. Referenční byla krajina F, rok 1990 a povodí Dřevnice.

Fixed effects	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	5992.170	103.630	57.822	< 0.001
FA	-3176.790	134.350	-23.646	< 0.001
Povodí S	343.800	273.690	1.256	0.210
Rok 2000	-31.950	16.520	-1.935	0.053
Rok 2012	-20.100	16.520	-1.217	0.224
FA: povodí S	-1284.690	337.260	-3.809	< 0.001
FA: rok 2000	37.440	21.190	1.767	0.078
FA: rok 2012	119.830	21.190	5.656	< 0.001

Povodí S – povodí Stropnice