

Platby za ekosystémové služby lesa a lesního hospodářství

Ochrana klimatu a podpora biodiverzity

Certifikovaná metodika

Vilém Jarský

Jan Melichar

Jiří Remeš

Zuzana Dobšinská

Zuzana Sarvašová

Roman Dudík

Hana Škopková

Kateřina Mácová

Platby za ekosystémové služby lesa a lesního hospodářství – Ochrana klimatu a podpora biodiverzity

Certifikovaná metodika

Autoři:

Vilém Jarský¹, Jan Melichar², Jiří Remeš¹, Zuzana Dobšinská¹, Zuzana Sarvašová¹, Roman Dudík¹, Hana Škopková², Kateřina Mácová²

¹ Fakulta lesnická a dřevařská, Česká zemědělská univerzita v Praze

Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 – Suchdol

a

² Centrum pro otázky životního prostředí, Univerzita Karlova

José Martího 407/2, 160 00 Praha 6

Oponenti:

Ing. Tomáš Smejkal (Ministerstvo zemědělství)

prof. Dr. Ing. Jaroslav Šálka (TUZVO, SK)

Metodika je výsledkem řešení výzkumného projektu NAZV QK23020008 „*Platby za ekosystémové služby lesa a lesního hospodářství*“.

Doporučená citace:

Jarský, V., Melichar, J, Remeš, J, Dobšinská, Z, Sarvašová, Z., Dudík, R., Škopková, H. & Mácová, K. 2025: Platby za ekosystémové služby lesa a lesního hospodářství – Ochrana klimatu a podpora biodiverzity. Certifikovaná metodika. Praha. 44 s.

Obsah

I.	Cíl metodiky.....	6
II.	Vlastní popis metodiky	7
II.1.	Východiska.....	7
II.1.1.	Stav poznání	7
II.1.2.	Stanovená praktická a politická omezení	9
II.2.	Logika PESL a návrh platby	10
II.3.	Podmínky Programu PESL a jejich zdůvodnění.....	10
II.3.1.	Popis a zdůvodnění.....	10
II.3.2.	Podmínky z pohledu podpory/ochrany biodiverzity	12
II.3.3.	Podmínky z pohledu podpory ukládání uhlíku	14
II.4.	Metodický postup ocenění platby Programu PESL	16
II.4.1.	1. složka platby: dodatečné náklady vlastníků za podporu biodiverzity	16
II.4.2.	2. složka platby: společenské přínosy za podporu klimatické služby lesa.....	17
III.	Srovnání „novosti postupů“	31
IV.	Popis uplatnění metodiky.....	34
V.	Ekonomické aspekty	35
VI.	Seznam použité související literatury	36
VII.	Seznam publikací, které předcházely metodice	42
VIII.	Oponenti.....	43
IX.	Dedikace	44

Seznam obrázků

Obr. 1: Schéma úrovní biodiverzity ve vazbě na ekosystémové služby (upraveno podle Jonsson a Siitonen 2013)	13
Obr. 2: Příklady segregačního a integračního přístupu k ochraně biodiverzity (upraveno podle Bollmann a Braunisch 2013).....	14
Obr. 3: Schéma metodického postupu hodnocení klimatické služby lesních ekosystémů.	21
Obr. 4: Vývoj teploty vzduchu odstupňovaný podle LVS a klimatických scénářů. Dolní mez rozpětí představuje trajektorii teploty podle SSP1, horní mez trajektorii teploty podle SSP5. Zdroj: ClimRisk (www.climrisk.cz).	22
Obr. 5: Postup při hodnocení zásob uhlíku, přehled jednotlivých modelů a veličin systému.	23
Obr. 6: Vývoj SCC odvozených ze simulací modelu DICE-2016R pro jednotlivé klimatické scénáře SSP. Zdroj: Nordhaus (2017).	26
Obr. 7: Celková diference v akumulaci uhlíku porostu mezi lesnickými scénáři PES a VLK za celé projekční období [tC/ha].	28

Seznam tabulek

Tab. 1: Determinanty ukládání uhlíku v půdě a biomase lesních ekosystémů.	15
Tab. 2: Přehled vybraných výkonů za modelový majetek	16
Tab. 3: Přehled zásobníků organicky vázaného uhlíku v lesním ekosystému a jejich specifikace.	19
Tab. 4: Charakteristiky porostu podle jednotlivých LVS.	24
Tab. 5: Hodnota společenských přínosů z dodatečného poutání uhlíku (scénář PES oproti scénáři VLK) [Kč·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹]	29

Seznam zkratk

CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
ČR	Česká republika
ČZU	Česká zemědělská univerzita v Praze
GHG	Skleníkové plyny
LČR	Lesy České republiky, státní podnik
LH	Lesní hospodářství
LHE	Lesní hospodářská evidence
LHP	Lesní hospodářský plán
LVS	Lesní vegetační stupeň
IAM	Integrovaný model hodnocení
MAES	Mapování a hodnocení ekosystémů a jejich služeb
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MZD	Meliorační a zpevňující dřeviny
MZe	Ministerstvo zemědělství
NAZV	Národní agentura pro zemědělský výzkum
NIL	Národní inventarizace lesů
NLI	Národní lesnický institut
OLH	Odborný lesní hospodář
OSSL	Orgán státní správy lesů
PES	Platba za ekosystémové služby
PESL	Platba za ekosystémové služby lesů (a lesního hospodářství)
SEEA	Systému environmentálně-ekonomických účtů OSN
SCC	Společenské náklady uhlíku
SIL	Souhrnné informace o lesích
SLT	Soubor lesních typů
SOC	Organický uhlík v lesních půdách
SSL	Státní správa lesů
SSP	Scénář socioekonomického vývoje
SVOL	Sdružení vlastníků obecních a soukromých lesů
TEEB	The Economics of Ecosystem and Biodiversity
UHUL	Ústav pro hospodářskou úpravu lesů
VULHM	Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti
ZoL	Zákon o lesích

I. Cíl metodiky

Předkládaná metodika obsahuje podrobný návrh plateb za ekosystémové služby lesa a lesního hospodářství v České republice. Je spojením teoretických konceptů a praktických i politických podmínek stanovenými orgány Evropské unie a České republiky.

Cílem této metodiky je navržení roční hektarové platby pro vlastníky lesů, která bude financována z národních zdrojů, a tím dosáhnout vyšší motivace vlastníků lesů k takové formě hospodaření, která bude zohledňovat ochranu klimatu a podporovat zachování a rozvoj biodiverzity.

Metodika je jedním z hlavních výstupů projektu NAZV QK23020008 Platby za ekosystémové služby lesa a lesního hospodářství reagujícího na Výzkumné potřeby pro veřejnou soutěž v roce 2022 Programu ZEMĚ aplikovaného výzkumu Ministerstva zemědělství na období 2017–2025, konkrétně na klíčovou oblast Udržitelné hospodaření s přírodními zdroji bod Platba za ekosystémové služby vyplývající z mimoprodukčních funkcí lesa. Zde byla jedním z očekávaných výsledků metodika oceňování snahy o zvýšení mimoprodukčních funkcí lesa.

Metodika je určena zejména Ministerstvu zemědělství České republiky (MZe) jako nositele i realizátora státní lesnické politiky. Metodika nachází své uplatnění i u dalších orgánů, organizací a zejména vlastníků lesů a jejich sdružení, pro které představuje odůvodnění a vysvětlení postupů při tvorbě hektarové sazby a podmínek, za nichž mohou o platbu žádat.

II. Vlastní popis metodiky

II.1. Východiska

Při přípravě tohoto dokumentu vycházel tým řešitelů z vědeckých poznatků o ekosystémových službách, metodách jejich ocenění a existujících přístupů k platbám za ekosystémové služby (PES) na jedné straně a omezeních související s podporou z veřejných zdrojů na druhé straně. Předložená metodika je tedy jakousi „cestou“, jak skloubit teorii s praktickou politikou.

II.1.1. Stav poznání

V České republice jsou historicky užitky lesa děleny na produkční a mimoprodukční. Tyto užitky, označované jako funkce lesů, jsou zářímány tradicí a zakotveny i v národní lesnické legislativě. Jejich věcným projevem je dělení českých lesů do třech kategorií (na lesy ochranné, zvláštního určení a hospodářské) právě podle jejich převažujících funkcí.

Na odborné a vědecké úrovni se dané problematice věnovala pozornost i v Československu před společenskými změnami roku 1989. Zásadní dílo publikoval již v roce 1978 prof. František Papánek (Papánek 1978). V samostatné ČR pak je od devadesátých let minulého století problematika funkcí lesů rozvíjena na obou lesnických fakultách a částečně také ve VULHM (Matějček a Skoblík 1993). Výsledkem analýz jednotlivých týmů bylo postupné zaměření se na oceňování těchto funkcí. Přístupy obou škol je možno zjednodušeně rozdělit na přístup ekosystémový a společenský (či socioekonomický). Oba přístupy našly uplatnění ve formě metodik. Ekosystémový přístup prosazovaný „brněnským“ týmem prof. Vyskota je zaměřen na hodnotové vyjádření potenciálů funkcí lesů pro Českou republiku podle hospodářských souborů (Vyskot et al. 2003). Přístup „pražského“ týmu profesorů Pulkraba a Šišáka jde jiným směrem. Jejich cílem nebylo ocenit potenciál, ale hodnotu reálných funkcí. Základem jejich oceňovacích metodik – jak původní (Šišák et al. 2010) tak inovované (Šišák et al. 2017) je porovnání mezi lesem a nelesním využitím (zejména zemědělskou půdou). Podrobné srovnání obou přístupů vytvořil kolektiv autorů UHÚL (Hruban et al. 2020). Inovovaná metodika kolektivu prof. Šišáka již v názvu nese termín „ekosystémové služby“ lesa (oproti funkcím lesa v původní metodice), jedná se však spíše o „modernizaci“ názvu než o změnu přístupu. Klasifikace funkcí lesů byla v Československu a následně i v samostatných republikách poměrně specifická. Služby jsou v metodice členěny na tržní služby (dřevoprodukční, chovu zvířete a myslivosti), zprostředkované tržní (nedřevoprodukční, hydričké, půdoochranné, vzduchoochranné) a netržní (zdravotně-hygienické, kulturně-naučné).

Vědecké přístupy ke klasifikaci ekosystémových služeb ve světě (a následně i přístupy politických hráčů) jsou od 90. let 20. století od českého pohledu částečně odlišné. Koncept ekosystémových služeb je zde založen na filozofii, že všechny užitky jsou odvozeny od hlubších a rozsáhlejších, vzájemně propojených, přírodních procesů, tj. ekosystémů a jejich různorodých funkcí (MEA 2005). Tyto funkce poskytují různé služby, které mohou být předmětem ocenění (de Groot 2006). Ekosystémové služby představují výhody, které lidská populace přímo nebo nepřímo odvozuje od funkcí ekosystémů (Costanza et al. 1997). Historie ekosystémových služeb je spojována se dvěma specifickými ekonomii: ekonomikou životního prostředí (environmentální ekonomikou) a ekologickou ekonomikou. Ekonomie životního prostředí má neoklasický a antropocentrický základ a z pohledu projektu tvorby metodiky je její hlavní přínos v metodách oceňování ekosystémových služeb lesa. V rámci ekologické ekonomie Daily (1997) a Costanza a Folke (1997) definovali pojem tzv. „služby přírody“, který je

předchůdcem pojmu ekosystémové služby. Ekologická ekonomie se stala mainstreamovou a zabývala se tím, jak zajistit ekosystémové služby pomocí kompenzačních mechanismů a plateb za ekosystémové služby. To, co se zcela nepodařilo environmentální ekonomii, tak vyšlo ekologické ekonomii v poslední fázi jejího vývoje, kdy problematika plateb za ekosystémové služby se dostala do politické agendy OSN, OECD nebo EU.

Globálně existují tři hlavní přístupy ke kategorizaci ekosystémových služeb – Millennium Ecosystem Assessment (MEA), The Economics of Ecosystem and Biodiversity (TEEB) a Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). MEA poskytuje celosvětově uznávanou klasifikaci používanou pro hodnocení ES na sub-globální úrovni. TEEB poskytuje aktualizovanou klasifikaci, založenou na MEA. Tato tři mezinárodní dělení ekosystémových služeb, se překrývají, ale také mění v závislosti na konkrétním kontextu. Mapování a hodnocení ekosystémů a jejich služeb (MAES) tvoří součást strategie Evropské unie v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2030 a používá se v probíhajících studiích v rámci Evropy. Dělení podle TEEB, podobně jako MEA, obsahuje 22 ekosystémových služeb rozdělených do 4 hlavních skupin. CICES nabízí strukturu spojenou s rámcem Systému environmentálně-ekonomických účtů OSN (SEEA). V systému CICES jsou služby poskytovány buď žijícími organismy, nebo kombinací živých organismů a abiotických procesů. Abiotické výstupy a služby, například zabezpečení minerálů těžbou nebo využití větrné energie, mohou ovlivnit ekosystémové služby, ale nejsou závislé na žijících organismech. Všechna dělení zahrnují zásobovací služby, regulační a kulturní. Zásobovací služby představují produkty získávané z ekosystémů, z nichž řada je nezbytná pro život člověka, jeho vznik a vývoj i další existenci. Jejich vyčerpání nebo degradace až devastace způsobují přeměnu životního prostředí člověka na jeho „neživotní“ prostředí. Regulační služby jsou užitky získávané regulací procesů v ekosystémech, mezi které patří, např. regulace vodních toků. Kulturní služby zahrnují hlavně nehmotné užitky, které jsou získávány estetickými a jinými zážitky, rekreací, poznáváním a duchovním obohacováním, schopností rozlišovat hodnoty. Mezi užitky kulturních služeb lze zařadit, např. umělecká díla inspirovaná přírodou. Vedle třech uvedených je možno vyčlenit ještě podpůrné služby. Představují služby nezbytné k produkci ostatních tří ekosystémových služeb. Od nich se liší zejména dlouhodobými nebo nepřímými vlivy na člověka, které běžně nevnímáme. Bez nich by se nevyvinulo lidstvo a jeho existence by byla okamžitě ohrožena. Lidé například přímo nepoužívají službu tvorby půdy, avšak změny v této situaci by je nepřímo ovlivnily prostřednictvím vlivu půdy na poskytování potravin.

Tržním mechanismem zajišťování ekosystémových služeb lesů se staly platby za ekosystémové služby (PES). Koncept PES nabízí finanční pobídky jednotlivcům nebo komunitám, aby dobrovolně přijaly chování, které není právně závazné, a které zlepšuje poskytování správně definovaných a kvantifikovatelných ekosystémových služeb, které by jinak bylo ekonomicky nevýhodné poskytnout (Sommerville et al. 2009; Muradian et al. 2013). V současnosti se PES stávají stále populárnějším způsobem jak spravovat (řídit) ekosystémy pomocí ekonomických pobídek (Farley a Constanza 2010; Gómez-Baggethun a Muradian 2015; Prokofieva 2016). Podle Wunder (2005; 2007; 2015) lze PES charakterizovat pomocí následujících 5 znaků: 1. dobrovolná transakce, 2. je u ní exaktně definována ekosystémová služba (nebo využití území, které pravděpodobně zajišťuje tuto službu), 3. je "kupována" (minimálně jedním) kupujícím, 4. existuje (minimálně jeden) poskytovatel ES, 5. poskytovatel služby skutečně zajišťuje poskytování ES („podmíněnost“ poskytovat ES). PES z pohledu financování (Schomers a Matzdorf 2013; Matzdorf a kol. 2013; Mavsar a kol. 2008; UNECE 2014) je možno dělit na - veřejné režimy (veřejné programy nebo PES financované vládou, jejichž prostřednictvím vláda platí vlastníkům zdrojů, aby podporovaly ekosystémové služby jménem širší veřejnosti), - soukromá schémata (PES financované uživateli ekosystémových služeb, jde o samoorganizované soukromé obchody v regionu, které příjemci ekosystémových služeb přímo smluvně dohodli s jejich poskytovateli), - smíšená schémata (schémata jsou kombinací veřejného a soukromého financování).

Platby za ekosystémové/environmentální služby jsou celosvětově známým tržním mechanismem pro zajištění zvýšeného plnění ekosystémových služeb (Pirard 2012; Wunder a kol. 2020). Kompenzačními platby jsou málokdy řazeny mezi schémata PES (UNECE 2018), jsou ale široce využívány v evropských zemích (Jarský a kol. 2014; UNECE 2018; Sarvašová a kol. 2019; Bálíková a kol. 2020; Vuletić a kol. 2020).

Podle Wunder (2005), viz výše, jsou PES dobrovolné transakce mezi alespoň jedním kupujícím a jedním prodávajícím, jejichž cílem je podpora vhodně definované ekosystémové služby. Protože tato definice byla považována za příliš úzkou, a ne všechny finanční pobídky, které mají za cíl zlepšit poskytování ekosystémových služeb, do tohoto vzorce zapadají, byl koncept PES revidován a široce diskutován (Muradian a kol. 2010; Pirard 2012). Sommerville a kol. (2009) zdůraznil širokou škálu situací, které by bylo možné označit jako PES, a znovu se zaměřil na dvě další kritéria, která činí PES nástrojem poskytování ES – pozitivní pobídky a podmíněnost. Tito autoři také diskutovali o „nedobrovolnosti“ mnoha implementovaných schémat PES. Pirard a Lapeyre (2014) upozorňují na skutečnost, že používané pobídky pro ekosystémové služby jsou extrémně heterogenní, a Schomers a Matzdorf (2013) prokázali, že PES nejčastěji odkazuje na velké vládní pobídkové programy po celém světě. Jako schémata PES by tedy mohlo být chápáno spojení tržních a politických nástrojů (Blackstock a kol. 2021; Lockie 2013; Pirard 2012). Vládní platby za konkrétní postupy hospodaření v lesích jsou běžnými ekonomickými nástroji, které slibují zajistit více ekosystémových služeb než jen produkci dřeva (Cubbage a kol. 2007; Vatn 2010; UNECE 2018).

Je třeba zdůraznit, že výše uvedené klasifikace ES, jsou stále zejména teoretickými koncepty. Totéž ještě ve větší míře platí i o možnostech jejich ocenění. Vedle toho existuje řada schémat plateb za ES, které ale ve své podstatě z ocenění nevycházejí právě proto, že je obtížné teoretické koncepty ocenění převést na praktické platby.

II.1.2. Stanovená praktická a politická omezení

Při přípravě metodiky byly se zadavatelem projektu (MZe) konzultovány podmínky, které má připravovaná PES splňovat. Tyto podmínky se vyvíjely s tím, jak se posouval proces schvalování novely lesního zákona. Výsledkem jsou následující čtyři podmínky:

- teoretickým konceptem bude **jednoduché veřejné schéma PES** (tedy platba pouze z veřejných výdajových programů);
- bude se jednat o plošnou platbu (ve smyslu roční **platby na hektar** – tedy „na plochu“);
- půjde o **nemandatorní platbu dotačního charakteru** (bude se o ni žádat jako o jiné příspěvky na hospodaření v lesích);
- schéma bude notifikováno Evropskou Komisí, **nebude v režimu *de minimis***.

Právě čtvrtá podmínka, tedy zajištění notifikace, vyžadovala analýzu evropských dokumentů souvisejících s veřejnou podporou v sektoru lesního hospodářství. Tyto dokumenty následně přinesly další podmínku, a to, že:

- PES se mohou reálně týkat **pouze služby klimatické** (myšleno vázání uhlíku) a **biodiverzity**.

V této logice byl připraven návrh a následně schválena novela lesního zákona (ZoL) ve znění:

§ 46b Platba za ekosystémové služby lesů: (1) Stát podporuje ekosystémové služby lesů podmíněně prováděním opatření na **podporu poutání uhlíku a současně biologické rozmanitosti v lesích**.

II.2. Logika PESL a návrh platby

Novela zákona o lesích vyžaduje pro přiznání podpory formou plateb za ekosystémové služby lesů (PESL) současné plnění obou ekosystémových služeb – jak vázání uhlíku, tak zachování a rozvoj biodiverzity (ačkoliv biodiverzita někdy není chápána jako samostatná ekosystémová služba). Existuje řada přístupů, které kombinují ocenění biodiverzity a vázání uhlíku (Bernetti a kol. 2013; Nölte a kol. 2018; Ury a kol. 2024; Warziniack a kol. 2019). Z těchto studií vyplývá, že plnění obou služeb je vzájemně provázáno a je dáno funkčními nelineárními vztahy mezi jednotlivými složkami lesního ekosystému a jejich dynamikou. Zajištění maximálního plnění jedné služby tak neznamená maximální úroveň té druhé, a naopak. Pro svoji komplexnost jsou však tyto metody integrující ekologický a ekonomický systém pro aplikaci a administraci PESL velmi komplikované (odporují požadavku MZe na jednoduchý systém), proto dále nebyly využity.

Smyslem však není nutně obě ekosystémové služby ocenit v jejich plné šíři se zohledněním jejich vzájemných interakcí, ale zajistit jejich současné plnění, a to v našem případě prostřednictvím splnění tří podmínek pro vstup žadatele do Programu PESL:

1. vyšší než minimální podíl MZD v 1. věkovém stupni, resp. 1. tloušťkové třídě,
2. ponechání 6 stromů / ha k zetlení po úmyslné těžbě,
3. velikost každé úmyslné holiny maximálně 0,3 ha.

Takto nastavené podmínky umožní realizaci lesnických opatření, která cílí na podporu biodiverzity a vázání uhlíku v lesních ekosystémech. K přiznání platby je nezbytné plnění všech těchto podmínek.

Vlastní ocenění platby pro schéma PESL reflektuje plnění uvedených tří podmínek a výslednou výši platby tvoří dvě složky.

První složka je ve výši 300,- Kč/ha plochy lesa a představuje minimální výši kompenzace vzniklé újmy při plnění kritéria ponechání šesti stromů (ks/ha) k zetlení. Tato složka platby reflektuje podporu biodiverzity – odpovídá podpoře biologické rozmanitosti stanovené ZoL (2. podmínka Programu), zároveň ponechání dřeva k zetlení podporuje vázání uhlíku v lesním ekosystému.

Druhá složka je ve výši 3 800,- Kč/ha plochy lesa a představuje společenské přínosy z dodatečného množství vázaného uhlíku v lesním porostu při plnění vyššího než minimálního podílu MZD v 1. věkovém stupni, resp. 1. tloušťkové třídě. Tato složka platby reflektuje plnění klimatické služby – odpovídá podpoře poutání uhlíku stanovené ZoL, a rovněž tak směřuje k podpoře biodiverzity (1. podmínka Programu).

Návrh výše platby pro schéma PESL činí v ročním vyjádření 4 100,- Kč / ha v cenách roku 2024.

Při vstupu žadatele do Programu („Přihlášení se k PESL“) se jedná o pětiletý závazek, že na svém majetku (LHC) bude provádět opatření tak, aby byly plněny uvedené 3. podmínky, které žadatele opravňují pro vstup do Programu. Údaje prokazující splnění podmínek Programu budou součástí každoroční žádosti o příspěvek. Pro rok, ve kterém nebyla tato kritéria splněna, nebude o příspěvek žádáno.

II.3. Podmínky Programu PESL a jejich zdůvodnění

II.3.1. Popis a zdůvodnění

Lesnické hospodaření svojí činností významně ovlivňuje lesní ekosystémy, jeho základním cílem je vytvářet podmínky pro trvalé a udržitelné využívání ekologických, ekonomických a sociálních funkcí lesů. Realizovat produkci dřeva a současně zajistit ochranu biodiverzity, kvality půdy a vody a umožnit poskytování dalších ekosystémových služeb je podstatou **konceptu funkčně integrovaného lesnictví**.

Koncepce hospodaření v lesích se postupně vytvářely od konce 18. století a tento vývoj byl do značné míry ovlivněn stavem lesa, klimatem a požadavky společnosti. Původní preference dřevoproductní funkce vyústily ve střední Evropě v **koncept pěstování stejnověkových jehličnatých monokultur**, které nejlépe vyhovovalo tehdejšímu požadavkům. Vytvoření a široká aplikace tohoto systému myšlenkově postaveném na modelovém pojetí tzv. normálního lesa, byla vyvolána velmi nepříznivým stavem lesů, který byl způsoben rozsáhlou exploatací přirozených lesních ekosystémů v důsledku rozvoje lidské společnosti již od počátku středověku. Trvalost produkce dřeva byla v tomto systému zajištěna na bázi věku a plochy, obnova probíhala holosečným způsobem a často na velkých plochách. Propracovaný časový a prostorový pořádek lesa věkových tříd byl na tehdejší dobu moderním racionálním způsobem obhospodařování, nejpřiměřenější vrcholící průmyslové a agrární revoluci. Tento systém by byl funkční i ekonomicky efektivní, pokud by nebyl rozvracen přírodními kalami a pokud by při opakování neohrozil produkční základ lesa (Tesař a kol. 2004; Remeš 2018).

Zároveň však tento způsob hospodaření, který do určité míry stále doznívá v lesnické praxi, nijak nepodporoval mimoproductní funkce ani ekosystémové služby lesa. Mnohem lépe si v tomto směru vedou alternativní koncepty souhrnně nazývané jako **přírodě blízké postupy pěstování lesa**, které se rozvíjejí ca od druhé poloviny 19. století a které jsou postaveny na ekosystémovém pojetí lesa a na využívání přirozených vývojových procesů. Společným znakem je preference přirozené obnovy pod zástině horní etáže a vytváření smíšených, strukturně a do značné míry i věkově diferencovaných porostů (Remeš 2018).

Pokud je cílem státní lesnické politiky podporovat zajišťování ekosystémových služeb v rozsahu vymezeném definicí zákonem o lesích (podpora poutání uhlíku a biologické rozmanitosti) i v hospodářských lesích, **je třeba definovat a nastavit kritéria, která budou pozitivně ovlivňovat stav lesa ve smyslu plnění ekosystémových služeb**. Tato kritéria musí být doložitelná z podkladů LHP a LHE nebo jednoduchým způsobem vykázána. S ohledem na požadavky na ukládání uhlíku a podporu biodiverzity byla vybrána tři kritéria – druhové složení lesa v prvním věkovém stupni, ponechávání stojících biotopových stromů nebo ležících kmenů k zetlení a maximální velikost úmyslné holé seče.

Opatření na podporu biodiverzity:

- **Vyšší než minimální podíl MZD v prvním věkovém stupni, resp. v první tloušťkové třídě**
 - ✓ *minimální podíl MZD se stanoví váženým průměrem plošného podílu zastoupených SLT a jejich minimálního podílu MZD podle přílohy č. 2 vyhlášky č. 298/2018 Sb.).*
- **Stojící mrtvé/živé biotopové stromy nebo pokácené kmeny k zetlení**
 - ✓ *v porostech starších 60 let, kde je provedena těžba,*
 - ✓ *ponechávaný počet 6 ks/ha redukované plochy těžby (stromy o výčetní tloušťce odpovídající střednímu kmeni v porostu a tlustší).*
 - ✓ *preferují se dřeviny přirozené druhové skladby – naše domácí dřeviny. V případě smrkových porostů se ponechává jakákoliv přimíšená dřevina.*

Opatření na podporu vázání uhlíku

- **Maximální velikost každé úmyslné holiny je 0,3 ha**
- **V případě obnovy slunných dřevin (DBL, BO, OL, TR, OS, BR) může být maximální velikost úmyslné holé seče 0,5 ha.**

Důvodem výběru kritéria zaměřeného na druhovou skladbou nejmladších porostů (vyšší než min. podíl melioračních a zpevňujících dřevin (MZD) v prvním věkovém stupni, resp. první tloušťkové třídě) jsou vědecké doklady o tom, že smíšené porosty jsou zpravidla nositeli vyšší biodiverzity (díky větší variabilitě podmínek prostředí a díky specializovaným druhům vázaných selektivně na konkrétní druh dřevin). Smíšené porosty také víc odolávají abiotickým i biotickým faktorům a celkově vykazují vyšší rezilienci, což je zásadní v souvislosti s probíhající změnou klimatu (Brang a kol. 2014). Dále mohou mít i vyšší akumulaci biomasy (a tím i uhlíku) v porovnání s monokulturami (Pretzsch, Forrester, Bauhus a kol. 2017). S ohledem na to, že minimální podíl MZD je na většině stanovišť v rozmezí 35-50 %, pak dodržení tohoto požadavku významně zvyšuje druhovou pestrost dřevin.

Důvodem pro ponechávání biotopových stromů a kmenů k zetlení je jasná vazba na biodiverzitu nejen obligátně saproxylických druhů hmyzu a dřevobytných hub (Atrena a kol. 2020), ale také řady druhů ptáků a netopýrů obývajících dutiny (Basile a kol. 2023). Kromě toho je v biotopových stromech i v tlejícím dřevě akumulován uhlík, které se jen pomalu uvolňuje. Navržený počet biotopových stromů nebo kmenů k zetlení by v průměru měl obohatit mytní porost o ca 10 m³/ha především v potřebných velkých dimenzích, které jsou pro biodiverzitu (zejména vzácných a ohrožených druhů) mnohem významnější. Tlející dřevo může přímo i nepřímo hostit i více než polovinu celkové biodiverzity lesních porostů.

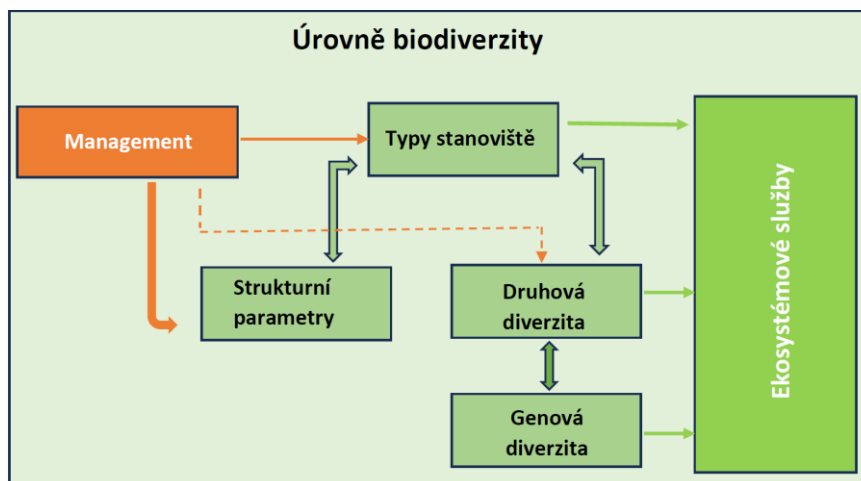
Maximální velikost úmyslné holiny byla stanovena s ohledem na omezení ztrát uhlíku z nadzemní biomasy a zejména kvůli poutání organického uhlíku půdě, který tvoří ca 50 % z celkové zásoby uhlíku v lesních ekosystémech (Šrámek a kol. 2024). Při používání extenzivních metod obnovy lesa formou velkých holosečí dochází k uvolňování půdního organického uhlíku respirací a rozkladem organické hmoty, zatímco při používání clonných sečí s obnovou pod částečným zástínem horní etáže je zásoba uhlíku v půdě mnohem stabilnější. Maximální velikost holé seče 0,3 ha by měla umožnit provádět i potřebné přeměny jehličnatých monokultur, kde se při umělé obnově dřevin náročnějších na světlo bez holosečných obnovních prvků neobejdeme, protože tyto prvky přinášejí do lesních porostů větší intenzitu relativní ozáření. Mnoha studii bylo také dokázáno, že dostatečné oslunění je velmi důležitý faktor pro maximální diverzitu saproxylických brouků např. (Ranius a Jansson 2000; Horák a Rébl 2012; Horák a kol. 2014; Lachat a kol. 2012, 2016; Pairman a kol. 2018).

II.3.2. Podmínky z pohledu podpory/ochrany biodiverzity

Biologickou diverzitou se rozumí v podstatě různorodost života. Na úrovni diverzity ekosystémů lze rozlišovat rozmanitost druhů a genů. Pro hodnocení biodiverzity je důležitá zvolená hierarchická úroveň. Z tohoto pohledu lze rozlišovat alfa, beta a gama diverzitu. Alfa diverzita je průměrná druhová diverzita na daném místě, např. v lesním porostu (lokální diverzita), beta diverzita popisuje strukturní komplexitu prostředí, je mírou rozdílnosti (či naopak podobnosti) druhového složení mezi společenstvy podél určitého gradientu prostředí (např. napříč mezi lesními porosty). Nejvyšší úrovní je regionální, popř. nadregionální druhová diverzita, která se nazývá gama diverzita a lze ji vnímat jako celkovou diverzitu v dané oblasti.

Biodiverzita není ve své podstatě ekosystémová služba, pokud je tak vnímána, tak pouze na úrovni podpůrných služeb ekosystémů (*Millenium Ecosystem Assessment*). Je ale podmínkou, základním předpokladem pro všechny ekosystémové služby. **Při snaze o optimalizaci plnění ekosystémových služeb v lesním hospodářství se proto potenciální pěstební opatření logicky dotýkají biodiverzity.** Pozitivní role biodiverzity pro fungování ekosystémů byla mnohokrát experimentálně dokázána – vyšší biodiverzita podporuje rychlejší obnovení produktivity ekosystému po období sucha (Tilman a kol.

2006), ekosystémy s vyšší biodiverzitou zpravidla akumulují více uhlíku (Reich a kol. 2006), biodiverzita dřevin může zvyšovat rezistenci a resilienci i produkci lesních porostů (Brang a kol. 2014; Pretzsch a kol. 2013; Pretzsch, Forrester, Bauhus a kol. 2017). Složky biodiverzity a jejich vzájemné vazby jsou uvedeny na obrázku 1.



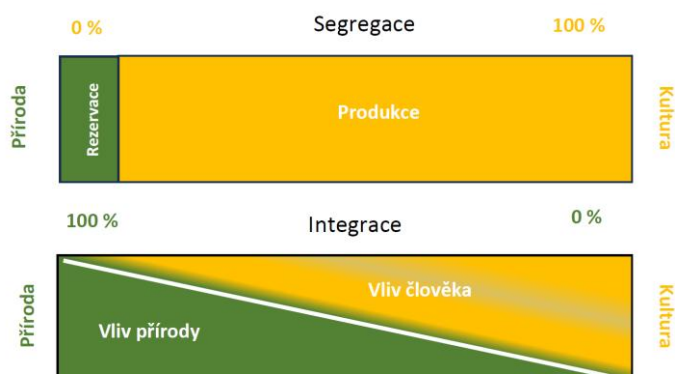
Obr. 1: Schéma úrovně biodiverzity ve vazbě na ekosystémové služby (upraveno podle Jonsson a Siitonen 2013)

Na schématu jsou vidět tři základní úrovně biologické rozmanitosti: genetická, druhová a ekosystémová. Z hlediska managementu je užitečné přidat ještě aspekt biodiverzity, kterou jsou strukturální charakteristiky ekosystému. Jednotlivé složky biologické rozmanitosti jsou vzájemně propojeny a společně vytvářejí ekosystémové služby. **Management je prakticky vždy zaměřen buď na zachování určitých typů stanovišť, nebo strukturálních prvků.** I když se zaměřujeme na jednotlivé druhy, ve skutečnosti ochrání či vytváříme konkrétní typy stanovišť nebo strukturální prvky, které jsou potřebné k udržení jejich populací (Jonsson a Siitonen 2013).

Předpoklad nižší biodiverzity v intenzivně obhospodařovaných lesích vychází z faktu, že zde dochází k zjednodušení porostní struktury (větší uniformitě) a zpravidla ke kompletnímu odstraňování biomasy těžbou dříví. Logickým cílem lesnického hospodaření je také potlačování intenzity disturbancí, což vede ke snižování vegetační komplexity a výrazně se tím omezuje výskyt specifických habitatů důležitých pro určité druhy organismů (Dufloot a kol. 2022).

Biologická ochrana klade velký důraz na zachování (ochranu) posledních přírodních lesů. Důležitými předpoklady pro výskyt vyspělého lesního druhového společenstva jsou kontinuita výskytu lesních stanovišť v čase a mozaika porostů složená z různých sukcesních stadií. Zejména taxony, jako jsou houby, hmyz, mechy a lišejníky, vykazují v přirozených lesích, kde se nehospodaří, vysokou diverzitu a početnost (Siitonen 2001; Paillet a kol. 2010). Těchto „pralesů“ je však v kulturní krajině velmi málo a pokud by měla být uplatněna segregáční strategie, nebude to z pohledu ochrany biodiverzity, ale i plnění ekosystémových služeb dostatečné. Koncepční rozdíly mezi segregáčním a integračním přístupem v lesnictví ukazuje obr. 3. V segregáčním konceptu národní parky a lesní rezervace chrání přirozené lesy, které jsou zasazeny do matrice intenzivně využívaných lesů nebo plantáží s relativně nízkou kvalitou stanoviště. V čistě integračním systému se zachovávají strukturální prvky díky obnovním opatřením, které jsou nedílnou součástí trvale udržitelných nebo přírodě blízkých lesnických postupů. Podporují především minimální cíle stanovištních prvků a zdrojů, ale jejich dopad je většinou omezen na úroveň lokality (porostu). V optimalizovaném integrativním systému jsou tato maloplošná ochranná opatření kombinována se segregáčními nástroji. Často podporují dynamiku ekologických procesů v měřítku lesních celků a krajiny, na které se zaměřují národní parky nebo přírodní rezervace.

Segregační nástroje však mohou být použity i k aktivní obnově „tradičních“ lesních stanovišť pro specifickou ochranu přírody (např. zvláštní lesní rezervace). Integrační lesnické systémy ve střední Evropě často postrádají zbytky přírodních lesů na levé straně přírodně-kulturního gradientu – obr. 2 (Bollmann a Braunisch 2013).



Obr. 2: Příklady segregačního a integračního přístupu k ochraně biodiverzity (upraveno podle Bollmann a Braunisch 2013)

Vzhledem k výše naznačené komplexnosti problematiky biodiverzity lesů není možné pro potřeby metodiky ocenění ekosystémových služeb biodiverzitu přímo hodnotit. Proto byly zvoleny indikátory, které významně přispívají k tvorbě různých typů stanovišť a zejména strukturních prvků v lesních porostech, které jsou potřebné pro udržení nebo i zvýšení biodiverzity (dřevinná skladba, biotopové stromy a tlející dřevo, obnovní prvky).

II.3.3. Podmínky z pohledu podpory ukládání uhlíku

Ukládání uhlíku v lesním ekosystému je komplexní proces, který je ovlivňován kombinací mnoha faktorů, včetně forem lesnického hospodaření a prováděných managementových opatření. Z pohledu toku uhlíku v lesním ekosystému jsou jednotlivé složky ekosystému – živá biomasa, odumřelá organická hmota a půda – vzájemně úzce propojené systémy. Zásoba organického uhlíku v lesních půdách (Soil organic carbon, SOC) bude bezprostředně souviset s kořenovým systémem porostu, množstvím a kvalitou opadu. Tyto části ekosystému budou zase úzce souviset s druhovou skladbou a věkovou strukturou lesa. Biologické a půdní procesy budou umocňovány vlivem abiotických podmínek stanoviště jako je klima, půdní typ či geografická poloha (Hanáková Bečvářová 2022). Zásobu uhlíku v lesním ekosystému budou rovněž ovlivňovat biotické faktory jako je biodiverzita půdních organismů a hub, či pokryvnost přizemní vegetací. Neméně podstatný vliv na množství SOC budou mít velkoplošné disturbance (lesní požáry, hmyzí či větrné kalamity) (Šrámek a kol. 2024). Vliv lesních hospodářských zásahů a faktorů prostředí na množství SOC a uhlíku v biomase shrnuje tab. 1.

Tab. 1: Determinanty ukládání uhlíku v půdě a biomase lesních ekosystémů.

Lesnický management	
Druhová skladba	Jehličnany Vyšší obsah SOC v organickém horizontu díky chemismu opadu a mělkému prokořenění, obzvláště pak na chudých půdách a na stanovištích vyšších poloh.
	Listnáče Díky hlubšímu prokořenění vyšší obsah SOC v minerální půdě, zvláště pak na kvalitních půdách a na stanovištích nižších a středních poloh. Ukládání uhlíku v hlubších vrstvách půdy, kde je SOC stabilnější než ve vrchních vrstvách půdního horizontu.
	Smíšené Vyšší obsah SOC díky smíšení porostu oproti monokultuře, zejména pak v minerálním horizontu. Značný vliv mají konkrétní stanovištní a klimatické podmínky.
Ponechání mrtvého dřeva, resp. těžebních zbytků	Zvýšení obsahu SOC v organickém a částečně v organominerálním horizontu.
	Ponechání těžebních zbytků kompenzuje ztráty C v důsledku těžby.
	Zvýší nejenom obsah SOC, ale rovněž zajistí přísun živin do půdy a aktivitu půdních organismů.
Mýtní těžba	Snížení zásob C v nadzemní biomase proporcionálně dle intenzity těžebního zásahu.
	Pokles SOC je nejvyšší v nadložním organickém horizontu v řádu 10-30 let po těžbě, s intenzivnějším zásahem – holosečná těžba – je pokles vyšší.
	Pokles SOC je vyšší u listnatých v porovnání s jehličnatými či smíšenými porosty.
	Změny SOC ve svrchní minerální vrstvě jsou minimální a nejsou jednoznačné, v hlubších horizontech může dojít k navýšení uhlíku. Určující jsou místní stanovištní a klimatické podmínky.
	Odstraňováním pařezů dochází k významným ztrátám SOC nejen ve svrchních, ale i hlubších horizontech. Naopak ponecháním pařezů a kořenů dochází při jejich rozkladu k obohacování půd živinami, v případě kořenů pak o obohacování hlubších půdních vrstev.
Přírodní disturbance	
Lesní požáry, větrná a kůrovcová kalamita	Významné, skokové snížení zásob uhlíku v půdě i biomase. Dočasná změna dynamiky ukládání uhlíku ve prospěch uvolňování C.

Pozn.: SOC – Organický uhlík v lesních půdách.

Zdroj: Yanai a kol. 2003; Jandl a kol. 2007; Rock a kol. 2008; Vesterdal a kol. 2008; Nave a kol. 2010; Vesterdal a kol. 2013; Wiesmeier a kol. 2013; Achat a kol. 2015; Christophel a kol. 2015; Clarke a kol. 2015; De Vos a kol. 2015; Cremer a kol. 2016; James a Harrison 2016; Mayer a kol. 2020; Feng a kol. 2022; Hanáková Bečvářová a kol. 2022; Grelle a kol. 2023; Han a kol. 2024; Šrámek a kol. 2024.

Jak je patrné z tab. 1, použité způsoby hospodaření a prováděná lesnická opatření ovlivňují tok uhlíku v lesním ekosystému a spolu s ostatními faktory a vlivy prostředí působí na jednotlivé složky ekosystému a určují tak obsah uhlíku v lesních půdách a biomase stromů. Z výše uvedených poznatků vyplývá, že plnění tří podmínek Programu PESL může přispět k dalšímu poutání uhlíku jak v biomase dřevin, tak SOC.

II.4. Metodický postup ocenění platby Programu PESL

II.4.1. 1. složka platby: dodatečné náklady vlastníků za podporu biodiverzity

Jak je uvedeno výše, jedním z nejvýznamnějších způsobů, jak zajistí uchování a rozvoj biodiverzity v lesích, je ponechání při těžbě části lesních porostů k zetlení, přičemž význam mají zejména stojící, k dožití ponechané kusy (biotopové stromy). Ovšem i jakákoliv další forma k zetlení ponechaného dřeva je přínosná. Pro podporu biodiverzity jsou významné i malé holiny a ze samotného principu i vyšší zastoupení MZD.

Ekonomické hodnocení

Zavedení podmínek programu PESL znamená i zásah do hospodaření potenciálního zájemce o Program. Tyto zásahy jsou dále souhrnně považovány za **dodatečné náklady vlastníků**, přestože z čistě ekonomického hlediska mohou mít někdy formu újmy či kompenzace.

Analýza těchto dodatečných nákladů byla provedena na vzorku lesních majetků v časové řadě let 2017-2021. Modelový majetek zahrnuje různé kategorie nestátních vlastníků a velikostí majetku s celkovou rozlohou 33 475 ha. Data LHP modelového majetku byla doplněna výběrovým podrobným šetřením u vybraných respondentů. Charakteristiky vybraných výkonů modelového majetku jsou v tab. 2.

Tab. 2: Přehled vybraných výkonů za modelový majetek

Rok	Porostní půda (ha)	Klest úklid (Kč/m ³)	Obnova (Kč/ha)	Péče o MLP (Kč/ha)	Prořez. (Kč/ha)	Ochrana (Kč/ha)	Ost.pěs. (Kč/ha)	Klest úklid (m ³)	Obnova (ha)	Péče o MLP (ha)	Prořez. (ha)	Těžba (Kč/m ³)	Soustřed. (Kč/m ³)	Náklad na OM (Kč/m ³)	Těžba (m ³)	Soustřed. (m ³)
2017	7894	80	69873	16709	8384	46	149	40788	64,63	250,77	92,06	151	220	356	89361	83365
2018	7909	60	76218	13939	11132	71	135	65928	61,91	266,84	89,30	160	207	355	103841	97454
2019	32494	64	93778	9818	11096	177	67	294771	413,28	1962,46	354,27	199	267	457	425920	412021
2020	32510	68	84047	9442	12339	143	74	296573	564,85	2431,74	483,43	212	278	488	394134	391885
2021	32512	67	104755	8814	11704	153	66	30812	493,10	3262,56	360,59	232	277	507	359059	357251
Prostý průměr	32505	68	85734	11744	10931	118	98	490				191	250	433		

Ponechání dřevní hmoty při těžbě k zetlení představuje zásah do ekonomiky vlastníka či obhospodařovatele lesa. Nemůže totiž dřevo, které ponechá v porostu k zetlení, realizovat na trhu. Dodatečné náklady z této podmínky byly modelovány na příkladu:

I) ponechání tří stromů k zetlení na 1 ha obnovovaného porostu, jejich hmotnatost odpovídá průměrné hodnotě hmotnatosti porostů stáří 80 a více let na modelovém majetku (tj. 1,48 m³). Stromy ponechané k zetlení by byly skáceny, (případně odvětveny), označeny, evidovány a ponechány v celku nebo jako krácené kusy v místě probíhající obnovy. Ocenění tohoto dříví bylo provedeno pomocí ceny při pni a dosahuje 5 039 Kč/ha obnovované plochy.

II) ponechání tří stromů k zetlení na 1 ha provedeného výchovného zásahu probírky 40+ porostů, jejich hmotnatost odpovídá průměrné hodnotě hmotnatosti porostů v rozmezí stáří 40 -79 let na modelovém majetku (tj. 0,56 m³). Ocenění tohoto dříví by bylo provedeno pomocí ceny při pni a dosahuje 1 907 Kč/ha provedené výchovné těžby.

III) ponechání a označení jednoho biotopového stromu na 1 ha obnovovaného porostu, jeho hmotnatost odpovídá průměrné hodnotě hmotnatosti porostů stáří 80 a více let na modelovém majetku (tj. 1,48 m³). Strom ponechaný jako habitatový strom by byl ponechán stojící v místě probíhající obnovy. Ocenění tohoto dříví by bylo provedeno pomocí ceny na pni a dosahuje 1 336 Kč/ha obnovované plochy.

Po přepočtu na celkovou plochu modelového majetku je minimální výše dodatečných nákladů souvisejících s podmínkou ponechání dřeva k zetlení 147 Kč/ha.

Podmínka maximální velikosti holiny při mýtní těžbě s sebou nese dodatečné náklady související s častějšími přejezdy lesní techniky a potenciálního nenaplnění možné výrobní kapacity těžební technologie. Odhadnout možno na jednotky procent nákladů.

Zavedení opatření s sebou ponese zvýšení administrativní zátěže z důvodu potřeby evidence plnění podmínek Programu, kterou lesní majetky doposud zpravidla neprováděly. Možno odhadnout zvýšení správních nákladů o 1 %.

Model pracoval s ponecháním 3 pokácených stromů a jednoho ponechaného stojícího biotopového stromu k zetlení. Při přepočtu modelových ročních dodatečných nákladů cca 150 Kč/ha na podmínky programu je možno stanovit dodatečné náklady související s ponecháním 6 stromů na hektar ve výši 300 Kč/ha.

II.4.2. 2. složka platby: společenské přínosy za podporu klimatické služby lesa

Úvod do problematiky hodnocení klimatické služby lesa

Klimatická služba

Klimatická služba poskytovaná lesními ekosystémy lidské společnosti spočívá především v jejich schopnosti ovlivňovat toky plynů v atmosféře, dále pak v biofyzikální interakci lesních ekosystémů s atmosférou a vlivu těchto ekosystémů na hydrologický cyklus. Lesy tak přispívají k udržení vhodných klimatických podmínek, které jsou důležité pro zajištění dobré kvality lidského života a druhové rozmanitosti.

Vliv lesních ekosystémů na regulaci klimatu je nepřímý – probíhá prostřednictvím procesů ovlivňujících tok skleníkových plynů (Greenhouse gas, GHG), vodní cyklus, tok biogenních těžkých organických látek v atmosféře a změny odrazivosti slunečního záření zemským povrchem (albeda). Jedná se tedy o základní biofyzikální procesy, které určují klima planety. Příkladem je poutání oxidu uhličitého (CO₂) vegetací lesních a ostatních suchozemských ekosystémů, i oceány, díky kterému dochází ke zmírnění průběhu skleníkové efektu. Dále vegetační pokryv lesů ovlivňuje albedo a tím globální teplotu; lesy ovlivňují hydrologický cyklus prostřednictvím evapotranspirace a půdní infiltrace; biogenní organické látky produkované lesy napomáhají vzniku mračen a tím je opět ovlivněn hydrologický cyklus a albedo. Stav a změny lesních ekosystémů mohou ovlivňovat klima v lokálním, regionálním či globálním měřítku.

Biofyzikální hodnocení

Ovlivňování klimatu lesními ekosystémy – změnami ve struktuře a zdravotním stavu porostů, odlesňováním či zalesňováním – závisí vždy na tom, jaké biofyzikální procesy jsou ovlivněny, a jak tyto

procesy vzájemně interagují v celkovém klimatickém systému. Interakce a vzájemné vazby mezi jednotlivými procesy jsou přitom velmi komplexní. Díky této složité interakci a komplexnosti systému se biofyzikální hodnocení klimatické služby lesa vyhodnocuje nepřímo, a to většinou i) stanovením celkové zásoby uhlíku uložené v jednotlivých porostních typech (tj. ve vegetaci a půdě), nebo ii) stanovením uhlíkové bilance skleníkových plynů (CO₂, CH₄, N₂O) pro jednotlivé typy lesních ekosystémů, stanovištních podmínek či hospodářských způsobů.

Lesní ekosystém ve smyslu poutání uhlíku lze na jedné straně považovat za potenciální zdroj emisí atmosférického uhlíku, na druhé straně pak za potenciální propad (*sink*) těchto emisí. Z pohledu potenciálního propadu **lze sekvestraci uhlíku do biomasy rostlin a půdy považovat za možné mitigační opatření, které přispívá ke zmírnění projevů klimatické změny.**

Za primární projevy současné klimatické změny lze považovat zejména nárůst teplotních průměrů a častější výskyt teplotních extrémů, povodní a epizod sucha. Dřívější nástup vegetační sezony, tání ledovců a zvyšování hladiny oceánů lze považovat za příklady sekundárních projevů.

Důsledkem těchto primárních a sekundárních projevů klimatické změny jsou negativní dopady na společnost a ekonomiku (tyto dopady jsou následně předmětem ekonomického hodnocení přístupem společenských nákladů uhlíku). Vlivem těchto projevů dochází ke zvýšenému zdravotnímu riziku obyvatel, škodám na zemědělské a lesnické produkci (pokles výnosů zemědělských plodin, rozpad smrkových monokultur, zvýšená četnost lesních požárů), ohrožení obyvatel, majetku a ekosystémů následkem zvýšení mořské hladiny, vyšší četnosti a intenzitě klimatických extrémních jevů, ohrožení mnohých rostlinných a živočišných druhů či introdukci nepůvodních druhů, posunutí hranic přirozeného výskytu u jednotlivých druhů a ekosystémů, a mnohým dalším nepříznivým ekonomickým a společenským důsledkům.

Samotné poutání uhlíku stromy lesních ekosystémů se děje prostřednictvím fotosyntetické asimilace, kdy atmosférický CO₂ je při fotosyntéze zabudován do organických sloučenin biomasy (nadzemní části a kořenů). Vlivem dalších fyziologických procesů během životního cyklu jedince dochází k opadu listů (listy či jehlice) a k uhynutí (mortalita) či smýcení stromu pro jeho hospodářské využití. Při rozkladu odumřelé biomasy dochází k mineralizaci organických látek (a úniku CO₂ do atmosféry) a humifikaci, kdy je malá část uhlíku původní rostlinné biomasy přeměněna na organické látky relativně odolné rozkladu (humus) a je tak součástí půdní organické hmoty. Zásoby uhlíku v různé časové délce poutání podle těchto fyziologických a mikrobiálních procesů a vertikálního členění rostliny lze klasifikovat na zásobu uhlíku v nadzemní části a podzemní části biomasy, opadu, odumřelé nadzemní biomase a půdní organické hmotě. Neméně důležitou formou zásoby uhlíku je jeho fixace v dřevozpracovatelských produktech dlouhodobé spotřeby.

Pro účely kvantifikace zásob a simulace vývoje uhlíku v lesních ekosystémech rozeznáváme následující zásobníky (kompartmenty) systému uvedené v tab. 3.

Tab. 3: Přehled zásobníků organicky vázaného uhlíku v lesním ekosystému a jejich specifikace.

Název zásobníku	Specifikace
Živá biomasa (B)	
Nadzemní (AGB)	Listoví (jehlice, listy)
	Kmeny, velikost hroubí + kůra kmenů hroubí
	Větve a menší jedinci ve velikosti nehroubí s kůrou
	Pařezy + kůra pařezů
Podzemní (BGB)	Hrubé kořeny, nad 5 mm v průměru
	Jemné kořeny, pod 5 mm v průměru
Odumřelá organická hmota (DOM)	
Nedřevní materiál	Opad listový
Jemný dřevní materiál	Odumřelé větve, menší jedinci a jemné kořeny, ležící těžební zbytky ve velikosti nehroubí
Hrubý dřevní materiál	Odumřelé kmeny ve velikosti hroubí, pařezy a hrubé kořeny, ležící těžební zbytky ve velikosti hroubí
	Stojící souše, ve velikosti hroubí
Půda (S)	
Rychlá dekompozice	Zásobníky dekompozice členěné na cukry, extrakty (vosky, tuky), celulózy a sloučeniny typu ligninu
Humus	Dlouhodobě stabilní organické sloučeniny uhlíku v minerálních půdách do hloubky 1 m

Kvantifikace zásob uhlíku a jeho tok v lesním ekosystému je pro účely stanovení platby Programu PESL k podpoře klimatické služby řešena pro jednotlivé zásobníky živé biomasy, ve struktuře vymezení dle tab. 3. Zásoba uhlíku v kompartmentech DOM, S a produktech dřevozpracovatelského sektoru není předmětem hodnocení.

Ekonomické hodnocení

Ekonomické hodnocení společenských přínosů klimatické služby lesních ekosystémů spočívá ve vyjádření celkového dopadu (souhrnu budoucích škod) z dodatečné emise skleníkového plynu na lidskou společnost. Pokud nedojde k vypuštění či produkci této emise, nevzniknou společnosti v budoucnosti právě tyto škody. Tím, že uhlík je dlouhodobě poután v ekosystémech – nejsou produkovány další emise CO₂, nejsou společnosti působeny v budoucnu další škody. Tím, že zabráníme (mitigujeme) produkci emise CO₂ a dalších GHG, generujeme lidské společnosti společenské přínosy z poutání uhlíku. V tomto smyslu je souhrn budoucích škod chápán jako celkový společenský přínos ze snížení emisí skleníkových plynů. Mezi dopady počítáme přímé i nepřímé efekty emisí. Nejedná se (pouze) o dopady na ekonomiku vyjádřené tržními cenami, ale zahrnujeme zde celé spektrum netržních efektů jako jsou dopady na lidské zdraví, biodiverzitu, rekreaci či efekty spojené s mezigeneračními a neúžitnými typy hodnot.

Přístupů k ekonomickému ocenění společenských přínosů spojených s emisemi skleníkových plynů existuje vícero. Mezi hlavní přístupy patří i) tržní cena uhlíku, ii) společenská hodnota uhlíku, iii) náklady na zamezení emisí CO₂ a dalších emisí GHG, a iv) společenské náklady uhlíku. Tržní cena uhlíku je reprezentována cenou emisních povolenek na sekundárních trzích jako je např. evropský systém

emisního obchodování EU ETS pro emise skleníkových plynů. Společenská hodnota uhlíku reflektuje preference obyvatel ke snížení množství emisí skleníkových plynů, kdy preference obyvatel jsou zjišťovány odhadem ochoty platit za možné snížení GHG formou sociologického šetření. Nákladové přístupy vyjadřují náklady na zamezení (mitigace) produkce dodatečných emisí CO₂ a dalších GHG, ať už změnou technologií či paliv v odvětvích ekonomiky produkujících CO₂, nebo i změnou spotřebního chování, nebo změnou nakládání s půdou (zalesňování, vyhnutí se dalšímu budoucímu odlesňování). Společenské náklady uhlíku (Social Cost of Carbon, SCC) měří dopady způsobené emisemi GHG. V současnosti jsou nejvíce využívaným přístupem pro hodnocení společenských přínosů z regulace klimatu a z pohledu ekonomické teorie jsou korektním přístupem (Aldy a kol. 2021). Hodnota uhlíku v pojetí přístupu **SCC představuje současnou hodnotu budoucí globální škody způsobené dodatečnou emisí skleníkových plynů vypuštěnou do atmosféry v daném časovém okamžiku**. Kvantifikace škod, a tedy odhad SCC, se provádí nejčastěji pomocí komplexních integrovaných modelů hodnocení (Integrated Assessment Models, IAM), které simulují projevy a dopady emisí CO₂ na úrovni globální či kontinentální v agregované podobě. IAM popisují různé aspekty ekonomiky, klimatického systému a jejich vzájemných vazeb, a působených škod emisemi GHG. Mezi nejznámější IAM lze zařadit model DICE (Nordhaus 2017), model PAGE (Hope 2013) a model FUND (Waldhoff a kol., 2014). Jednotlivé IAM se liší úrovní podrobnosti, souborem endogenních předpokladů, přístupem k diskontování a úvahám o mezigenerační spravedlnosti (OECD 2018) a rovněž s odhady IAM je spojena celá řada nejistot. Nejistoty se týkají přírodních aspektů, jako je kvantifikace fyzických dopadů emisí skleníkových plynů na ekologické systémy, dále je nejistota spojena i s budoucím vývojem a blahobytem společnosti, populačním a hospodářským růstem a vývojem emisí skleníkových plynů (IWG 2021).

Hodnota uhlíku použitá pro účely stanovení platby Programu PESL k podpoře klimatické služby vychází z odhadu této hodnoty přístupem společenských nákladů uhlíku, který je preferovaným přístupem ekonomickou teorií (Aldy a kol. 2021). Pro účely hodnocení jsou převzaty odhady SCC ze simulací modelu DICE, kdy poslední dostupná verze modelu – DICE-2016R – staví na aktuálních klimatických politikách a 5. hodnotící zprávě IPCC. Z integrovaných modelů hodnocení poskytuje model DICE jedny z nižších hodnot SCC, proto lze tyto převzaté odhady považovat za konzervativní.

Metodický postup integrovaného hodnocení klimatické služby lesních ekosystémů

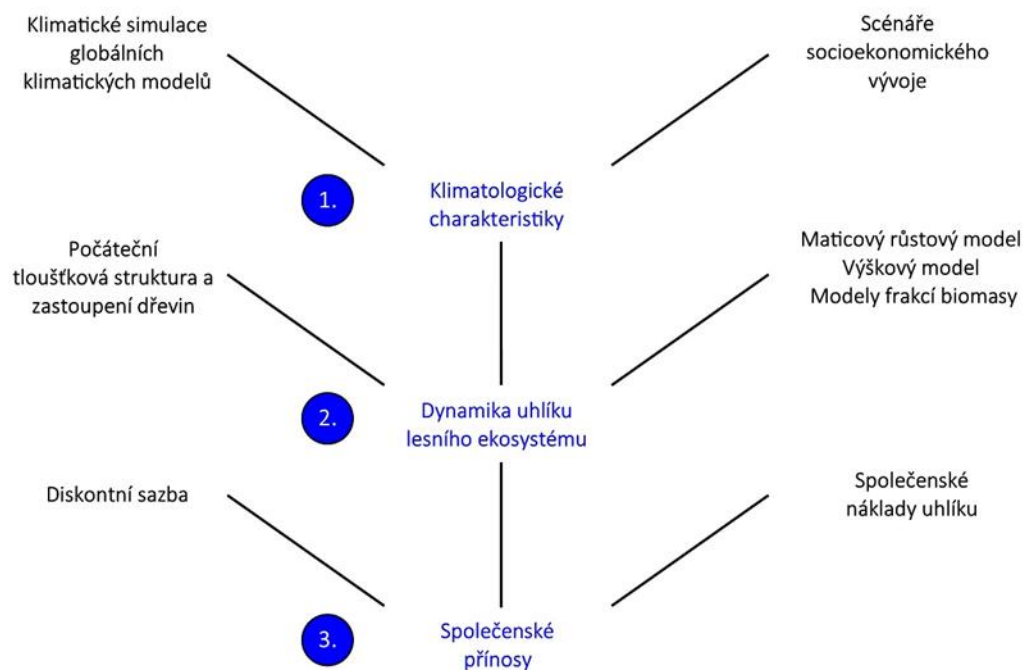
Metodický postup hodnocení klimatické služby lesů integruje modelování dynamiky růstu lesa s výsledky odhadů společenské hodnoty uhlíku na základě simulací modelů integrovaného hodnocení. Při hodnocení – jak v oblasti modelování růstu lesa, tak při odhadech SCC – je rovněž reflektována variabilita budoucích klimatických podmínek zprostředkovaná emisními scénáři socioekonomického vývoje (Shared socioeconomic pathway, SSP). Metodický postup zahrnuje tři na sebe navazující kroky: 1. Sledování vývoje klimatologických charakteristik, 2. Modelování růstu lesa a zásob uhlíku, 3. Výpočet společenských přínosů z poutání uhlíku (obr. 3).

1. Sledování vývoje klimatologických charakteristik

Klimatologické charakteristiky reprezentující současné a budoucí klimatické podmínky v ČR jsou jedním z významných parametrů určujících dynamiku růstu lesa (krok 2.). Pro zajištění pozorovaných historických klimatických dat a budoucího vývoje klimatu – klimatické scénáře – byly použity vybrané klimatické simulace z globálních cirkulačních modelů z evropského programu EURO-CORDEX, které

byly připraveny z hlediska vhodnosti a zpracovány pro ČR Ústavem výzkumu globální změny Akademie věd ČR (Meitner a kol. 2023). Klimatická data jsou dostupná prostřednictvím webové aplikace ClimRisk (www.climrisk.cz).

Jako klimatologická charakteristika byla uvažována průměrná roční teplota vzduchu. Klimatická data a simulace jsou založeny na 4 scénářích socioekonomického vývoje – SSP1-2.6 (nárůst globální teploty k roku 2100 o 1,6 °C), SSP2-4.5 (2,8 °C), SSP3-7.0 (4,4 °C), SSP5-8.5 (5,8 °C) – reflektující možné budoucí trajektorie vývoje populace, ekonomického růstu a dalších socioekonomických aspektů.



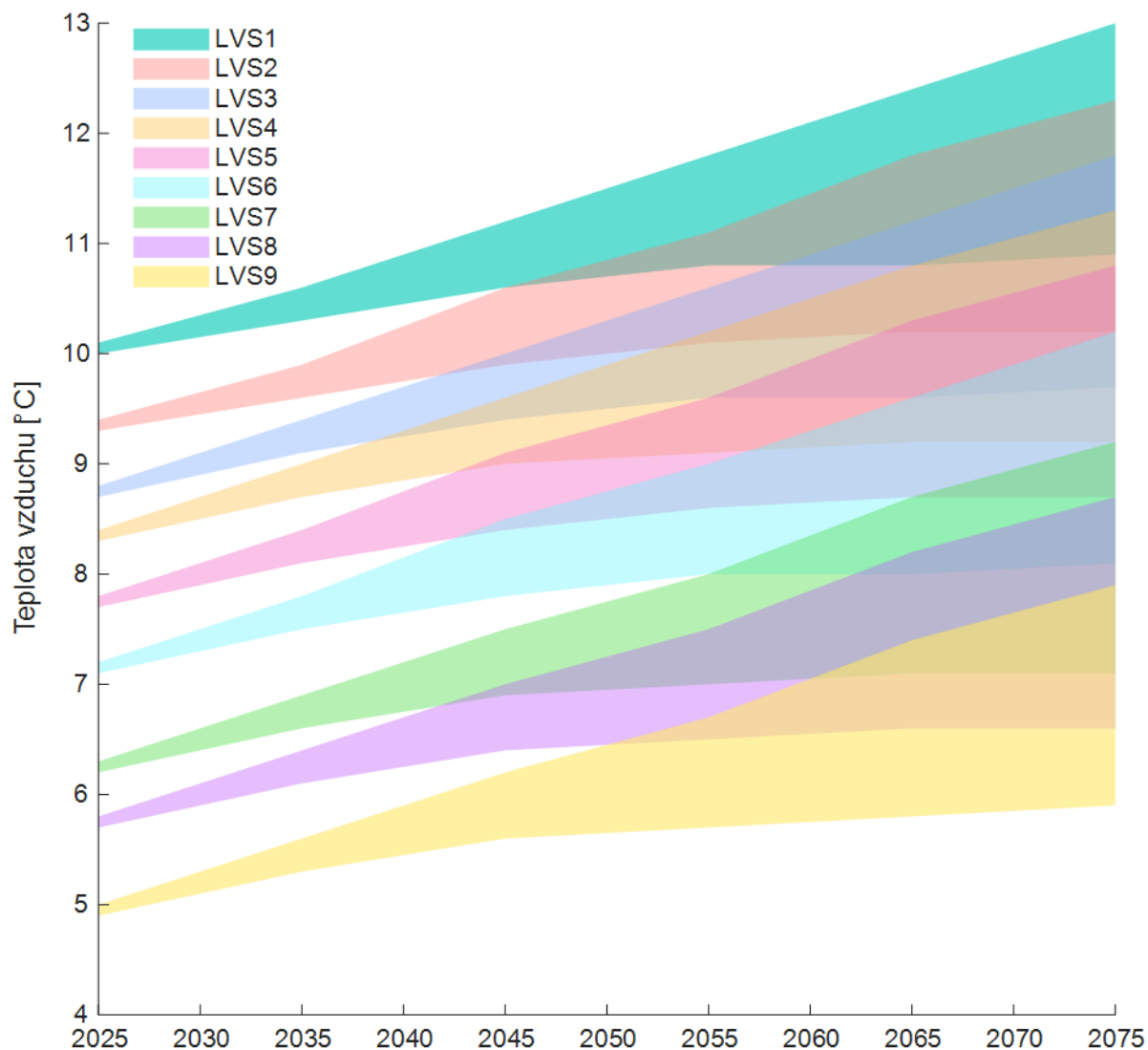
Černou barvou označený text představuje vstupní údaje.

Modrou barvou označený text představuje výstupní údaje.

Obr. 3: Schéma metodického postupu hodnocení klimatické služby lesních ekosystémů.

Pozorovaná klimatická data a klimatické scénáře byly z pohledu vertikálního členění lesních společenstev do lesních vegetačních stupňů (LVS) vylišeny podle 9 LVS od dubového až po klečový stupeň na základě odpovídajících pásem nadmořských výšek pro jednotlivá LVS (Dujka a Kusbach 2023).

Trajektorie vývoje průměrných teplot vzduchu, jež jsou odstupňovány podle jednotlivých LVS, jsou zobrazeny na obr. 4. Dolní mez vykresleného rozpětí u jednotlivých LVS představuje trajektorii teploty podle klimatického scénáře SSP1, horní mez pak vývoj teploty podle SSP5. Vývoj teploty podle scénářů SSP2 a SSP3 se nachází vždy v daném rozpětí. Vylišení vývoje teplot podle vegetačních stupňů a klimatických scénářů umožní zohlednit při simulaci růstu porostu a poutání uhlíku (krok 2.) variabilitu klimatických podmínek, jež jsou dány nadmořskou výškou a budoucím vývojem klimatu.



Obr. 4: Vývoj teploty vzduchu odstupňovaný podle LVS a klimatických scénářů. Dolní mez rozpětí představuje trajektorii teploty podle SSP1, horní mez trajektorii teploty podle SSP5. Zdroj: ClimRisk (www.climrisk.cz).

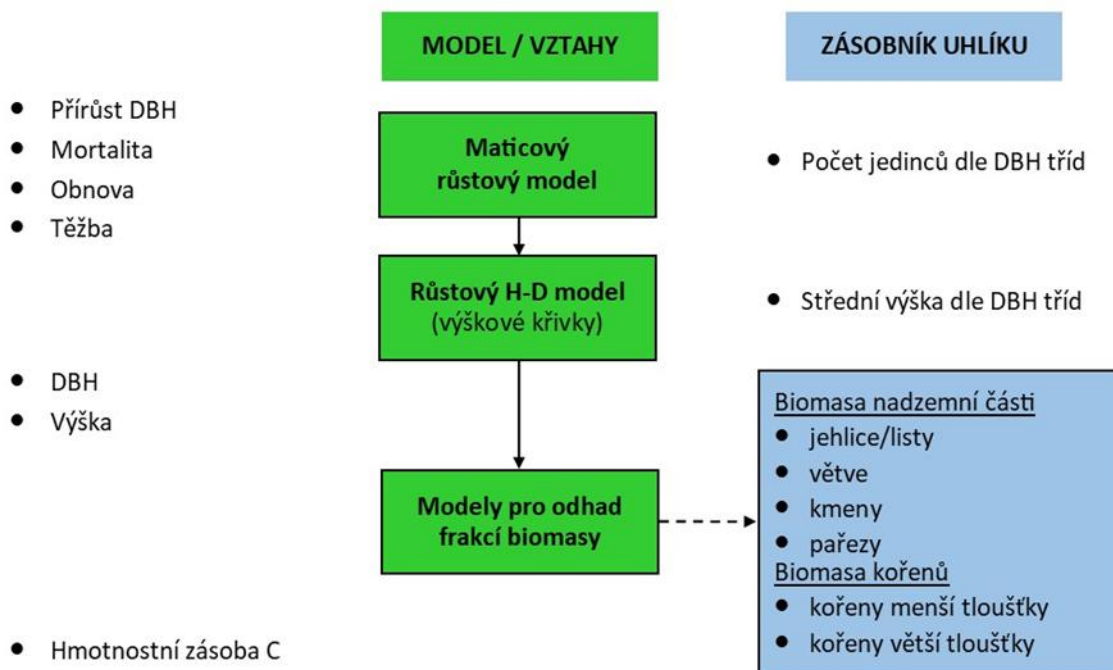
2. Modelování růstu lesa a zásob uhlíku

Projekce stavu lesa a zásob uhlíku v živé biomase porostu je řešena modelovými nástroji počínaje růstovým modelem lesa po modely pro odhad jednotlivých frakcí biomasy. Přehled metodických postupů pro stanovení odhadu zásob biomasy a uhlíku v jednotlivých zásobnících živé biomasy a modelové řešení cyklu uhlíku v lesním ekosystému, včetně veličin systému je znázorněno pomocí schématu na obr. 5.

Model růstu lesa

Pro predikci dynamiky růstu lesa je použit maticový růstový model pro smíšené smrko-jedlo-bukové porosty parametrizovaný pro středoevropské lesy (Condés a kol. 2022). Růstový model je strukturovaný podle výčetních tloušťek stromů (DBH). Tloušťková struktura porostu je reprezentována 10 tloušťkovými třídami v širší intervalu 10 cm každé třídy a s 7,5 cm jako dolní hranicí 1. tloušťkové

třídy. Vývoj porostu je při simulacích modelu sledován počtem stromů jednotlivých dřevin v daném čase a v dané třídě DBH. Časový interval mezi dvěma stavy porostu je 10 let a počty stromů jsou vyjádřeny v hektarových hodnotách.



Obr. 5: Postup při hodnocení zásob uhlíku, přehled jednotlivých modelů a veličin systému.

Přírůst výčetní tloušťky, mortalita a obnova představují v modelu základní procesy, které určují vývoj porostů. Tyto procesy závisí na stavu porostu a klimatických podmínkách v daném časovém okamžiku. Parametry růstového modelu – koeficienty přírůstu, mortality a obnovy – jsou empirickými funkcemi s proměnnými jako je výčetní kruhová základna pro jednotlivé skupiny dřevin (SM, BK a JD) na ploše, výčetní základna stromů s výčetní tloušťkou shodnou nebo vyšší než daný strom a průměrná roční teplota vzduchu. Jednotlivé procesy přírůstu, mortality a obnovy jsou tak ovlivňovány vnitrodruhovou a mezidruhovou kompeticí jednotlivých druhů dřevin se zesílením či zeslabením těchto efektů působením klimatických podmínek.

Růstový H-D model

Výška stromu je dopočítána na základě růstového vztahu mezi výškou a výčetní tloušťkou stromu (Height-Diameter, H-D), kdy tento H-D vztah je matematicky popsán výškovou funkcí. Pro dopočet výšky stromu je využita nelineární matematická funkce podle Wolfa (1957). Hodnoty parametrů Wolfovi funkce pro SM, BK, JD byly převzaty z odhadů publikované Merganičem a kol. (2011).

Modely pro odhad frakcí biomasy

Zásoba nadzemní biomasy vyjádřená hmotností suché biomasy a jednotlivých frakcí biomasy na úrovni jednotlivých stromů je odvozena na základě publikovaných alometrických vztahů.

Celková biomasa stromu je tvořena biomasou hroubí bez kůry (průměr nad 7 cm), kůry hroubí, nehroubí s kůrou (větví), pařezů bez kůry, kůry pařezů, listoví, jemných a hrubých kořenů. Alometrický vztah pro daný druh dřeviny a frakci biomasy je matematicky popsán funkcí biomasy se dvěma nezávislými proměnnými, výčetní tloušťkou a výškou stromu.

Pro odhad frakcí biomasy nadzemní části pro SM, BK a JD (kromě listový pro BK) byly použity alometrické vztahy publikované Vonderachem a kol. (2018). Biomasa listů pro BK byla dopočítána na základě vztahů odhadnutých Wutzlerem a kol. (2008). Alometrické vztahy pro odhad biomasy hrubých kořenů byly převzaty z Forrestera a kol. (2017). Biomasa jemných kořenů tvořila 5 % z biomasy hrubých kořenů (Wegler a kol. 2012).

Výchozí stav porostu

Výchozí stav lesa – počáteční tloušťková struktura a zastoupení SM, BK, JD v 1. tloušťkové třídě – pro následné projekce vývoje stavu porostu a zásob uhlíku podle posuzovaných scénářů byl odvozen z dat Národní inventarizace lesů (NIL) z 1. inventarizačního cyklu v období 2001-2004 (ÚHÚL 2003, Adolt a kol. 2013).

Datový soubor o 13 423 inventarizačních plochách byl omezen na plochy (3 386 ploch) s více jak 70% zastoupením SM, BK nebo JD a na plochy, na kterých zastoupení BK a JD v 1. tloušťkové třídě bylo nižší, než je požadovaný minimální podíl MZD pro daný soubor lesních typů (SLT) dle Přílohy č. 2 Rámcové vymezení cílových hospodářských souborů k Vyhlášce č. 298/2018 Sb.

Plochy datového souboru byly následně stratifikovány podle příslušnosti jednotlivých ploch k lesním vegetačním stupňům a pro podsoubor ploch patřící dané stratě byly vypočteny základní porostní charakteristiky (viz tab. 4), jako je výčetní kruhová základna (BA) a průměr výčetních tlouštěk stromů na ploše (gd).

Tab. 4: Charakteristiky porostu podle jednotlivých LVS.

LVS	Zastoupení LVS na porostní ploše v ČR ¹⁾ (%)	Počet ploch	MZD ²⁾ (%)	BA ³⁾ (m ² /ha)	gd ⁴⁾ (cm)
1	5,5	9	42,8	30,1	16,93
2	9,9	91	44,6	33,2	20,93
3	24,1	575	36,4	34,2	22,10
4	21,4	645	35,2	35,4	21,75
5	21,8	1006	33,4	37,5	23,18
6	11,8	696	31,2	35,2	22,93
7	3,9	264	17,5	30,1	21,75
8	1,4	88	3,4	21,5	21,96
9	0,2	12	1	14,1	19,79

Pozn.: LVS – Lesní vegetační stupeň.

¹⁾ Stanoveno z dat Souhrnné informace o lesích (NLI 2024).

²⁾ Průměrná hodnota minimálního podílu MZD vypočtená pro daný podsoubor ploch z hodnot minimálního podílu MZD stanoveného Přílohou č. 2 k Vyhlášce č. 298/2018 Sb. pro dané SLT.

³⁾ BA – výčetní kruhová základna.

⁴⁾ gd – kvadratický průměr výčetních tloušťek stromů na ploše.

Empirické rozdělení tloušťkových tříd jednotlivých dřevin v daných strata (LVS) bylo vyrovnáno modelovým Weibullovým rozdělením a parametry Weibullové distribuční funkce byly predikovány pomocí regresních vztahů s porostními veličinami BA a gd. Na základě modelu tloušťkových tříd odvozeného z dat NIL1 bylo pro každou stratu náhodně vygenerováno 1000 výchozích tloušťkových rozdělení se střední hodnotou odpovídající průměrné hodnotě BA a gd porostu v dané stratě. Pro BA byla umožněna variabilita v rozpětí 1/5 směrodatné odchylky průměrné hodnoty BA.

Scénáře lesnického managementu a projekce stavu porostu

Posouzení plnění podmínky Programu PESL k minimálnímu podílu melioračních a zpevňujících dřevin (MZD) v 1. věkovém stupni, resp. 1. tloušťkové třídě z pohledu klimatické služby bylo provedeno porovnáním dynamiky lesa a poutáním uhlíku mezi dvěma scénáři lesnického managementu.

Referenční scénář (RS, resp. **VLK**) představoval výchozí stav lesa, který odpovídal tloušťkové struktuře porostu a zastoupení SM, BK, JD v 1. tloušťkové třídě predikované modelem tloušťkových tříd, jež byl odvozen pro jednotlivá LVS z dat NIL1.

Scénář s minimálním podílem MZD (**PES**) reprezentoval lesnická opatření k podpoře zvýšení zastoupení MZD v dřevinné skladbě porostu. Pro tento scénář byla uvažována shodná výchozí tloušťková struktura predikovaná modelem tloušťkových tříd, jako pro referenční scénář. Oproti VLK bylo však ve výchozí struktuře lesa v 1. tloušťkové třídě porostu zajištěno zastoupení MZD (v našem případě BK a JD), které odpovídalo minimálnímu podílu MZD dle Přílohy č. 2 k Vyhlášce č. 298/2018 Sb., resp. vypočteným průměrným hodnotám minimálního podílu MZD pro jednotlivá LVS, jak ukazuje tab. 4.

V návaznosti na náhodně vygenerovaná výchozí tloušťková rozdělení, jež odpovídají charakteristikám porostů odvozených z dat NIL1 pro jednotlivá LVS, byl růstovým modelem simulován stav porostu dle LVS strat ve dvou po sobě navazujících simulačních obdobích. Simulace byla vždy realizována v desetiletém kroku.

1. V referenčním období (RP) byl simulován vývoj porostu dle scénáře VLK ve dvou 10letých časových krocích, což odpovídá vývoji porostu s výchozí strukturou odvozenou z dat NIL1, tedy následnému vývoji lesa od roku 2005 do roku 2024.
2. Simulace vývoje porostu v projekčním období (PP) navazovala na předchozí simulace z referenčního období. V osmi 10letých časových krocích byl simulován vývoj porostu pro scénář VLK a rovněž pro scénář PES. Simulace obou scénářů na začátku projekčního období navazovaly na stav porostu z konce referenčního období, tedy na stav k roku 2024. Pro scénář PES, oproti scénáři VLK, byla na začátku projekčního období uvažována změna druhové skladby porostu ve prospěch MZD (BK, JD), tak aby druhová struktura porostu v 1. tloušťkové třídě odpovídala hodnotám minimálního podílu MZD dle tab. 4. Projekční období odpovídá pak vývoji lesa od roku 2025 do roku 2104.

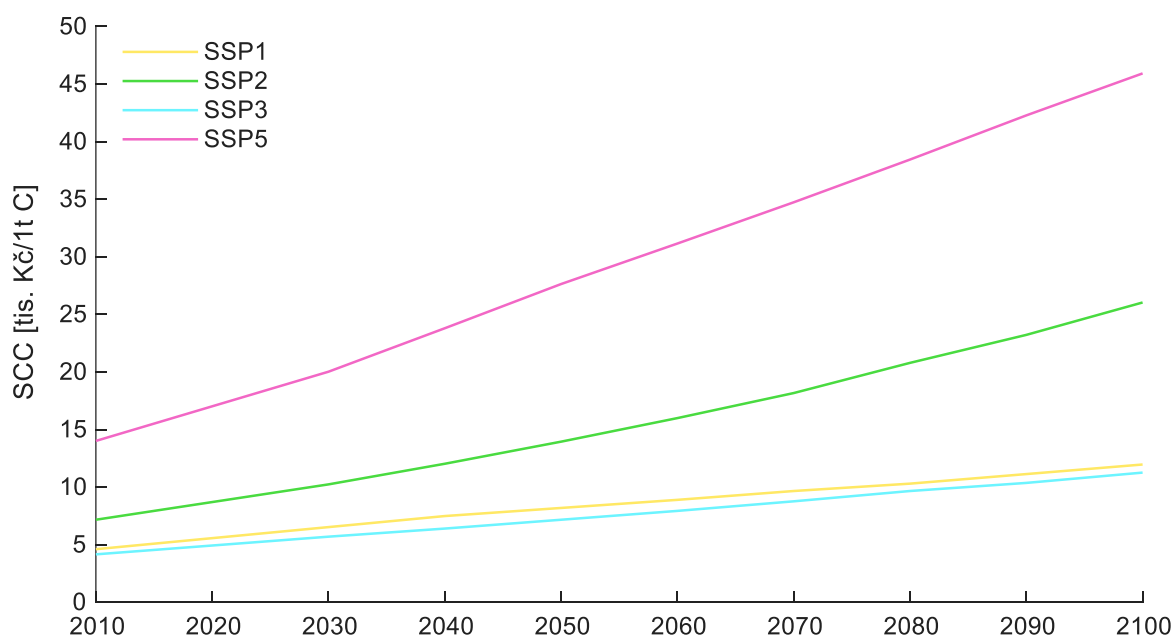
3. Výpočet společenských přínosů z poutání uhlíku

Společenské přínosy z poutání uhlíku B_{ij} jsou stanoveny pro lesní porosty v rozlišení podle LVS i ($i = 1, 2, \dots, 9$) a pro odlišné trajektorie klimatického vývoje reprezentované scénáři SSP j ($j = 1, 2, \dots, 4$).

Hodnota společenských přínosů je dána trajektorií stínové ceny uhlíku $SCC(t)$ v projekčním období 2025-2104 a dynamikou sekvestrace uhlíku $\Delta C(t)$ do živé biomasy během růstu lesa v daném období.

Parametr stínové ceny uhlíku

Stínovou cenu uhlíku představují společenské náklady uhlíku, kdy pro účely hodnocení byly převzaty odhady SCC pro 2 % diskontní sazbu ze simulací modelu DICE-2016R (obr. 4). Původní odhady hodnot SCC vyjádřené pro 1 tCO₂ v USD roku 2020 byly přepočteny na 1 tC v Kč pro ceny roku 2024 těmito korekcemi: i) hmotnostní přepoččet CO₂ na C na základě jejich poměru molárních hmotností 44 : 12, ii) převod měn z USD na CZK kurzem zohledňující paritu kupní síly (PPP) z ekonomických dat publikovaných OECD (<https://data.oecd.org>), a iii) úpravou cenové hladiny z roku 2020 na cenovou úroveň roku 2024 pomocí harmonizovaného indexu spotřebitelských cen (EU HICP deflátor) z databáze Eurostat (<https://ec.europa.eu/eurostat/web/main/data/database>).



Obr. 6: Vývoj SCC odvozených ze simulací modelu DICE-2016R pro jednotlivé klimatické scénáře SSP. Zdroj: Nordhaus (2017).

Jak je patrné z grafu na obr. 6, hodnota SCC roste v čase, což je ovlivněno tím, jak dochází k nárůstu globální teploty a působených škod vlivem globálního oteplování ke konci 21. století. Trajektorie vývoje SCC se rovněž odlišují napříč jednotlivými klimatickými scénáři SSP, které zohledňují rozdílný nárůst teplot, ale také rozdílné nároky na adaptační a mitigační opatření. To je patrné u scénáře SSP3, který předpokládá vyšší intenzitu opatření v oblasti adaptace a mitigace v porovnání se scénářem SSP2.

V důsledku tato opatření povedou k nižším škodám způsobeným klimatickou změnou, a tedy k trajektorii vývoje SCC na nižší úrovni než pro SSP2.

Hodnoty SCC reflektují budoucí ekonomické škody způsobené dodatečnými emisemi CO₂ (Marginal damages, MD). SCC jsou již diskontované MD, tedy budoucí škody převedené pomocí diskontní sazby na současnou hodnotu peněz. Pro účely hodnocení byla použita 2 % diskontní sazba.

Parametr sekvestrace uhlíku

Akumulace uhlíku v porostu je dána sekvestrací uhlíku v živé biomase za 10leté období růstu porostu, tedy $\Delta C(t) = C(t + 10) - C(t)$, kde $C(t)$ představuje celkovou zásobu uhlíku v živé biomase porostu v čase t . Vývoj celkových zásob uhlíku vychází z projekcí stavu lesa z počátečního stavu růstovým modelem a dopočtem množství uhlíku na základě alometrických vztahů pro jednotlivé frakce biomasy za projekční období 2025-2104.

Počáteční stav porostu – tloušťková struktura a zastoupení dřevin v 1. tloušťkové třídě – bude ovlivňovat stav porostu a sekvestraci uhlíku v dalších obdobích. Výchozí stav je nastaven podle podmínek lesnických scénářů VLK a PES. Dynamiku sekvestrace uhlíku v porostu pro počáteční podmínky scénáře VLK značíme $\Delta C^{RS}(t)$, pro podmínky scénáře PES pak $\Delta C^{PES}(t)$.

Společenské přínosy z poutání uhlíku

Diference v akumulaci uhlíku v průběhu vývoje porostu mezi scénáři VLK a PES bude v čase t dána

$$\Delta D^C(t) = \Delta C^{PES}(t) - \Delta C^{VLK}(t)$$

Celkové společenské přínosy z poutání uhlíku pro i -té LVS a j -tý scénář SSP jsou vypočteny následovně

$$\begin{aligned} B_{ij} &= \sum_{t \in I} [\Delta C_{ij}^{PES}(t) - \Delta C_{ij}^{VLK}(t)] \cdot MD_j(t) \cdot (1 + \delta)^{-1} \\ &= \sum_{t \in I} \Delta D_{ij}^C(t) \cdot SCC_j(t) \end{aligned} \tag{1}$$

kdy t indexuje jednotlivé 10leté časové kroky simulace stavu porostu v projekčním období od roku 2025 do roku 2104, $I \in \{2025, 2035, \dots, 2095\}$. Následně δ značí diskontní sazbu, $MD_j(t)$ jsou mezní nediskontované škody způsobené dodatečnými emisemi CO₂ při socioekonomickém vývoji dle SSP scénáře j v čase t , a $SCC_j(t)$ jsou společenské náklady uhlíku pro SSP scénář j v čase t .

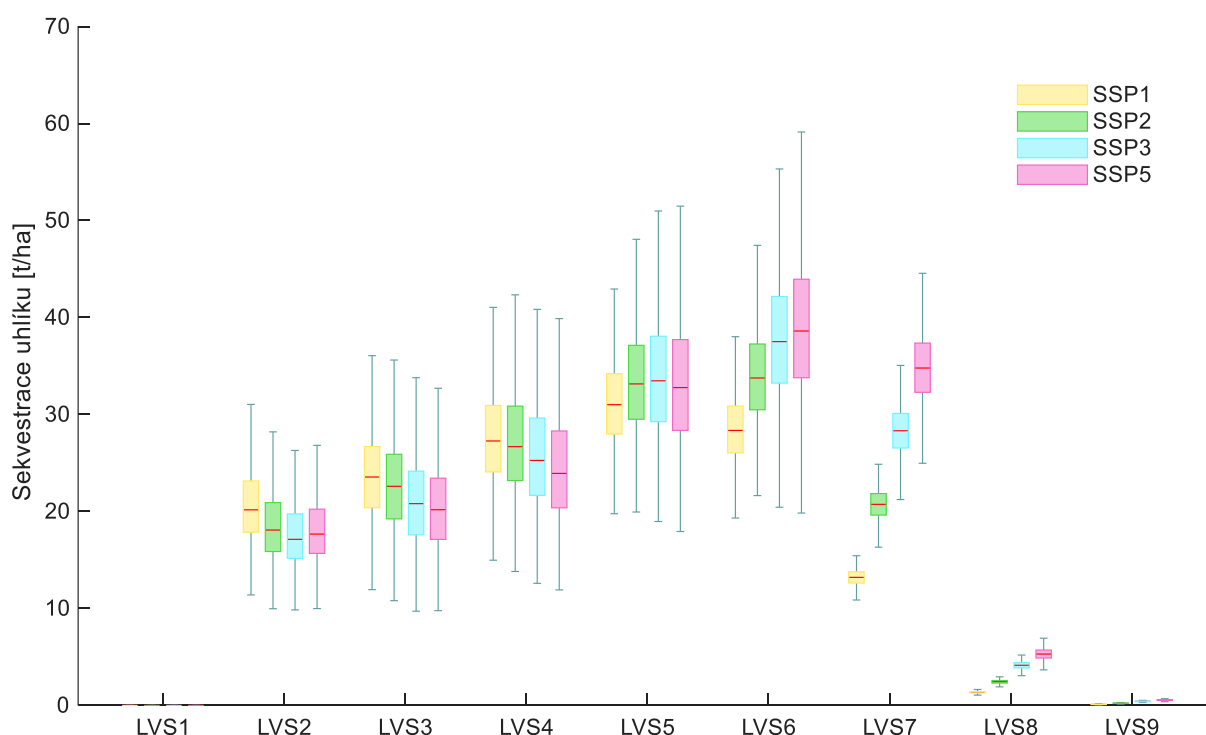
Měrná jednotka veličiny $\Delta C(t)$ (akumulace uhlíku v porostu), resp. $\Delta D^C(t)$ (diference v akumulaci uhlíku mezi lesnickými scénáři) jsou tuny uhlíku na hektar. $SCC(t)$ je vyjádřena v Kč na tunu uhlíku. Celkové společenské přínosy B dle rovnice (1) jsou vyjádřeny v Kč na hektar. Pro potřeby Programu

PESL je tato veličina převedena na roční vyjádření [$\text{Kč}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$], tedy B/T , kde T značí délku projekčního období.

Společenské přínosy B lze interpretovat jako přínosy společnosti z mitigace klimatické změny dodatečným poutáním uhlíku v lesním porostu při plnění podmínky Programu PESL k minimálnímu podílu MZD v 1. věkovém stupni, resp. 1. tloušťkové třídě oproti referenčnímu stavu, kdy tato podmínka plněna není.

Společenské přínosy z podpory klimatické služby lesa

Dle navrženého metodického postupu byl vypočten rozdíl v akumulaci uhlíku v porostu při výchozích podmínkách lesnického scénáře VLK a scénáře PES pro jednotlivé typy porostů charakterizované LVS a pro odlišné klimatické podmínky reprezentované vývojem klimatických scénářů SSP (obr. 7). Dosazením odhadnuté diference v sekvestraci uhlíku mezi jednotlivými scénáři a stínové ceny uhlíku SCC do rovnice (1) byla vypočtena celková hodnota společenských přínosů z mitigace klimatické změny vlivem scénáře PES za dobu projekčního období. Celková hodnota společenských přínosů – v rozlišení pro jednotlivé typy porostů dle LVS a pro klimatické scénáře SSP – byla převedena na roční vyjádření (tab. 5).



Obr. 7: Celková diference v akumulaci uhlíku porostu mezi lesnickými scénáři PES a VLK za celé projekční období [tC/ha].

Z grafu na obr. 7 je patrné, že k nejvyššímu rozdílu v poutání uhlíku mezi scénáři PES a VLK dochází pro porosty v LVS5 a LVS6, a to v rozmezí od 31 tC/ha do 34 tC/ha, resp. od 29 tC/ha do 39 tC/ha podle vývoje klimatických podmínek. Naopak rozdíl v poutání uhlíku mezi lesnickými scénáři je zanedbatelný pro porosty LVS1, LVS8 a LVS9.

Tab. 5: Hodnota společenských přínosů z dodatečného poutání uhlíku (scénář PES oproti scénáři VLK) [Kč·ha⁻¹·rok⁻¹]

LVS	SSP1	SSP2	SSP3	SSP5	Váha LVS ²⁾ [%]
1	124	201	106	302	5.5
2	2 092	3 108	1 507	5 869	9.9
3	2 543	4 277	1 919	6 996	24.1
4	3 010	5 319	2 427	8 628	21.4
5	3 508	6 999	3 386	12 704	21.8
6	3 313	7 610	4 041	16 254	11.8
7	1 568	5 001	3 222	15 859	3.9
8	165	603	484	2 492	1.4
9	15	60	51	265	0.2
Váha SSP ¹⁾ [%]	40	45	14	1	3 819

Pozn.: LVS – Lesní vegetační stupeň; SSP – Scénář socioekonomického vývoje; VLK – Referenční scénář.

¹⁾ Váha SSP vyjadřuje pravděpodobnost, že se emisní trajektorie bude vyvíjet podle daného scénáře SSP (upraveno podle Vennmans a Carr 2024).

²⁾ Váha LVS vyjadřuje zastoupení LVS na porostní ploše v ČR za rok 2024 (NLI 2024).

Důvodem vyšší diference v sekvestraci uhlíku pro porosty LVS5 a LVS6 je, že u porostů těchto LVS došlo na začátku projekčního období oproti referenčnímu stavu ke zvýšení podílu MZD (zejména BK) v 1. tloušťkové třídě o 27 %, tak aby byla plněna podmínka minimálního podílu MZD programu PESL. Na konci projekčního období dochází pak pro porosty těchto LVS (oproti ostatním LVS) k nejvýraznější přeměně v druhové skladbě ve prospěch MZD, zejména pak BK. Zastoupení MZD na druhové skladbě těchto porostů se na konci projekčního období zvýší o 12-14 % (podle vývoje klimatických podmínek) v porovnání s porosty modelovanými v podmínkách scénáře VLK.

Dalším faktorem, který ovlivňuje rozdíl v poutání uhlíku je variabilita a vývoj klimatických podmínek. Zřetelný rozdíl mezi jednotlivými scénáři SSP je patrný především u porostů LVS6 a zejména LVS7. Vlivem změny klimatických podmínek dochází pro klimatické scénáře SSP3 a SSP5 na konci projekčního období na stanovištích vyšších až horských poloh k teplotnímu posunu o jeden (až dva) LVS k nižším polohám (viz obr. 5). Pro scénář PES dochází na konci projekčního období s vyšší teplotní změnou k výraznější proměně druhové skladby ve prospěch BK, a to především ve 4.-6. tloušťkové třídě. U SM ve 4.-5. tloušťkové třídě dochází k nepatrnému zvýšení podílu na druhové skladbě, a naopak s vyššími teplotami dochází ke snížení jeho zastoupení v 6.-7. tloušťkové třídě.

V proměně druhové skladby jsou projevy klimatické změny patrné i pro stanoviště 2.-4. LVS. S vyšší teplotní změnou na konci projekčního období dochází ke zvýšení podílu BK v 5.-7. tloušťkové třídě. Naopak v 3.-4. tloušťkové třídě se podíl BK snižuje ve prospěch JD. U SM v 5.-8. tloušťkové třídě dochází ke snižování jeho podílu na druhové skladbě.

Průměrná diference v poutání uhlíku mezi scénáři PES a VLK činí 25,07 tC/ha. Průměrná hodnota byla stanovena jako vážený průměr z odhadnutých hodnot diferencí pro jednotlivé LVS a klimatické scénáře SSP. Váhový faktor LVS vyjadřoval % zastoupení LVS na porostní ploše v ČR v roce 2024 odvozené z dat Souhrnné informace o lesích (NLI 2024). Druhý váhový faktor SSP vyjadřoval pravděpodobnost, že globální emise GHG se budou vyvíjet podle daného socioekonomického scénáře SSP (viz tab. 5). Hodnoty pro tento váhový faktor byly stanoveny na základě odvozených pravděpodobností Venmance a Carra (2024).

Obdobně jako pro diferenci v poutání uhlíku mezi scénáři PES a VLK byl stanoven vážený průměr pro hodnotu společenských přínosů z dodatečné akumulace uhlíku v porostu. Váhové faktory byly shodné, jako v předešlém případě (viz tab. 5). Průměrné společenské přínosy z Programu PESL při plnění podmínky minimálního podílu MZD v 1. věkovém stupni, resp. 1. tloušťkové třídě činí 3 819 Kč/ha/rok. Z odhadů hodnot společenských přínosů z poutání uhlíku pro jednotlivé LVS a klimatické scénáře SSP (tab. 5) lze vyvodit obdobné závěry, jako v případě biofyzikální veličiny, tedy hmotnostního vyjádření akumulovaného uhlíku (obr. 7). Nejvyšší společenské přínosy plynou ze sekvestrace uhlíku v porostech LVS5 a LVS6. Opět je patrný vliv jednotlivých scénářů socioekonomického vývoje na variabilitu odhadů, nyní je zřetelná variabilita napříč všemi LVS.

Rozdíly v přínosech mezi jednotlivými scénáři SSP jsou dány odlišnými trajektoriemi SCC (obr. 6), tedy rozdílným vývojem budoucích škod souvisejících s klimatickou změnou. Vyšší ekonomické škody a jejich zvyšující se růst ve druhé polovině 21. století je patrný u scénáře SSP5 a také u SSP2. Pokud se trajektorie globálních emisí a socioekonomický vývoj bude řídit podle scénáře SSP5, resp. scénáře SSP2, budou společnosti – díky sekvestraci uhlíku lesními ekosystémy – plynout nejvyšší přínosy.

III. Srovnání „novosti postupů“

Předkládaná metodika představuje originální materiál v tom smyslu, že návrh platby je postaven na existujících okrajových podmínkách (vstupních požadavcích popsanych v kapitole II.1.2. Stanovená praktická a politická omezení).

Metodika je jedinečná i z evropského hlediska. Na úrovni EU se veřejné platby podporující ekosystémové služby lesů poskytují v rámci Společné zemědělské politiky (SZP). Platby v rámci soustavy Natura 2000 na lesních pozemcích mají za cíl kompenzovat omezení hospodaření vyplývající z ochrany biodiverzity. Platby na podporu lesnicko-environmentálních a klimatických služeb a ochranu lesů mají kompenzovat zvýšené náklady na specifické obhospodařování lesů s cílem zachování a zvyšování biologické rozmanitosti, zachování původních lesů, zmírnění změny klimatu a ochrany vodních zdrojů.

V rámci Zelené dohody zavedla Evropská komise iniciativu „Carbon farming“ (Iniciativa EU pro uhlíkové zemědělství), jejímž cílem je integrovat platby založené na výsledcích sekvestrace uhlíku (v půdě, lesích, mokřadech) do strategických plánů SZP a národních finančních mechanismů.

Pokyny Evropské komise (SWD(2023) 285) zdůrazňují potřebu zavést v jednotlivých členských státech EU platby za ekosystémové služby lesů a uvádějí několik málo příkladů realizace PES ve vybraných státech či regionech, avšak nikdy se nejedná o komplexní systém veřejnoprávních plateb se stanovenými evropskými a národními podmínkami.

Národní veřejné platební schémata zaměřená na uhlík mají různé formy:

- V Irsku existuje program ACRES (Agri-Climature Rural Environment Scheme), národní schéma v rámci SZP, kde zemědělci dostávají platby (až do výše 10 500 EUR ročně) za postupy zvyšující zásoby uhlíku v půdě a biodiverzitu.
- Finsko v programu Helmi & Hiilipörssi poskytuje veřejné granty na zavodňování odvodněných rašelinišť a jejich přeměnu na pohlcovače uhlíku. Vlastníkům půdy je kompenzována ztráta příjmů za omezení hospodaření.
- Veřejně certifikovaný systém uhlíkových kreditů pro obnovu rašelinišť MoorFutures/Bundes-Moorbodenschutzprogramm je integrován do Federálního programu ochrany rašelinišť v Německu.
- Program ELMS (Environmentální schémata obhospodařování půdy) ve Velké Británii, který vznikl jako náhrada za SZP, poskytuje platby za uhlík vlastníkům půdy, zejména za ukládání uhlíku v půdě, rozšiřování lesní plochy a obnovu rašelinišť.
- V Norsku vlastníci půdy dostávají platby za prodloužení cyklů sklizně a zvyšování ukládání uhlíku (program „Klimaskog“). V rámci systému bodového hodnocení se oceňují i vedlejší přínosy v podobě zachování biodiverzity a posilování rekreace.

Veřejné podpůrné programy zaměřené výhradně na podporu biodiverzity jsou méně časté:

- Program METSO, jehož cílem je zastavit úbytek biodiverzity v lesích na jihu Finska vytvářením vhodných podmínek pro zachování ohrožených a vzácných druhů. Program se vztahuje na soukromé i státní pozemky. Je výsledkem spolupráce Ministerstva životního prostředí, Ministerstva zemědělství a lesnictví, Finského environmentálního institutu a Centra pro rozvoj lesů Tapio. Vlastníci dostávají finanční kompenzaci za ochranu lesních pozemků a jsou osvobozeni od daně v případě trvalé ochrany. Kompenzace je založena na „nákladech ušlé příležitosti“, tedy jako náhrada ztráty příjmů z prodeje dřeva.

- Švédský program smluvní ochrany Skogsstyrelsen od roku 2010 podporuje ochranu cenných lesů a biotopů. Vlastníkům umožňuje uzavírat dohody na dobu od 1 do 50 let v závislosti na významu lokality. Vlastníci dostávají fixní platby jako kompenzaci omezení hospodaření v zájmu ochrany přírody. V případě lokalit s chráněnými biotopy a přírodními rezervacemi dostávají vlastníci navýšení kompenzace o 25 %.
- Smluvní ochrana Vertragsnaturschutz v Bavorsku podporuje přírodě blízké hospodaření v ekologicky cenných oblastech (včetně lesů) v rámci soustavy chráněných území Natura 2000 a přispívá k naplňování bavorské strategie biodiverzity.

Smíšená schémata kombinují veřejné financování a soukromé platby, přičemž veřejný sektor zajišťuje institucionální rámec, metodiku nebo základní podporu a soukromé firmy nakupují uhlíkové kredity nebo poskytují financování. Plátcí jsou stát, státní instituce, samosprávy a soukromé společnosti, příjemci jsou vlastníci půdy. Mohou mít podobu národních certifikačních schémat, jako například ve Francii, kde byly v rámci programu Label Bas-Carbone Forest and Agriculture Methods vytvořeny metodiky pro hospodaření v lese, zalesňování, agrolesnictví a podporu udržování uhlíku v půdě.

Metodika PES-LES představuje první komplexní návrh veřejného schématu PES přímo zakotveného v národní legislativě. Originalita návrhu spočívá i v tom, že při realizaci projektu, v jehož rámci metodika vznikla, bylo nejprve nutné legislativně umožnit tento typ plateb. Proto byla navržena úprava zákona č. 289/1995 Sb., o lesích, která zavedla platby za ekosystémové služby lesů do § 46, přičemž tato změna byla Parlamentem ČR schválena. Metodika je tedy navržena tak, aby plně odpovídala schválené novele lesního zákona.

Evropské příklady PES obvykle rozlišují uhlíková schémata (např. Woodland Carbon Code, PEFC Ecosystem Services Standard) a schémata biodiverzitní či krajinářská (např. ECOPAY Connect, Ruka-Kuusamo). Metodika PES-LES však podmiňuje nárok na platbu současným splněním dvou kritérií – sekvestrace uhlíku a zachování biodiverzity. Vytváří tak integrovaný mechanismus „dvojitě služby“, kdy jednostranný environmentální přínos nestačí. Jedná se o inovativní koncept kombinované podmíněnosti, který dosud v evropské praxi nebyl uplatněn.

Vědecká originalita spočívá ve využití modelu sekvestrace uhlíku přizpůsobeného českým podmínkám. V modelu byly využity dva scénáře, přičemž rozdíl v množství sekvestrovaného uhlíku mezi scénářem vhodným pro PES a standardním scénářem, přičemž právě tento rozdíl je oceněn metodou Společenských nákladů uhlíku. Biodiverzitní podmínky jsou odvozeny z měřitelných ukazatelů (plocha holin, objem mrtvého dřeva, podíl MZD). Tím metodika propojuje kvantitativní modelování (uhlík) se semikvalitativním systémem (biodiverzita), což představuje vědeckou inovaci při nastavování monitoringu, reportingu a ověřování výsledků (MZe) pro veřejné PES.

Za inovativní lze považovat sestavení integrovaného postupu hodnocení klimatické služby lesních ekosystémů, který kombinuje současné poznatky z oblasti modelování dynamiky růstu lesa s výsledky simulací společenské hodnoty uhlíku na základě modelů integrovaného hodnocení. Při hodnocení je rovněž reflektována variabilita budoucích klimatických podmínek zprostředkovaná různými emisními scénáři socioekonomického vývoje. Výpočetní postup hodnocení klimatické služby v široké míře využívá dostupných českých dat, zejména pak data z Národní inventarizace lesů a Souhrnných informací o lesích Národního lesnického institutu.

Ve srovnání se současnými evropskými schématy (která většinou používají pouze zástupné indikátory nebo výstupy z národní inventarizace) se jedná o robustnější kombinovaný rámec.

Metodika PES-LES předpokládá pětiletý závazek vlastníka lesa a zavádí každoroční prokazování biodiverzitních podmínek. Je navržena jako programová platba v rámci ekonomických nástrojů státní lesnické politiky (nikoli jako individuální kontrakt). V Evropě je běžné krátkodobé kontraktování (1–2 roky) nebo obchodování s uhlíkovými kredity. Z tohoto hlediska představuje dlouhodobé, legislativně ukotvené PES pro lesnický sektor originální prvek. Metodika je specificky přizpůsobena českým podmínkám, a to jak legislativním, tak lesnickým. Vytváří národní model, který může sloužit jako pilotní pro veřejná PES schémata v EU. Originalita spočívá i v tom, že metodika převádí teoretická doporučení Evropské komise do prakticky realizovatelného ekonomického nástroje s jasnými výpočetními pravidly, mechanismem a legislativní oporou.

IV. Popis uplatnění metodiky

Cílem uplatnění metodiky je naplnění jednoho z hlavních výstupů výše uvedeného projektu NAZV stanovených ve Výzkumných potřebách MZe, a to vytvoření metodiky oceňování snahy o zvýšení mimoprodukčních funkcí lesa. Účelem této metodiky je navržení roční hektarové platby pro vlastníky lesů a tím dosáhnout vyšší motivace vlastníků lesů k takové formě hospodaření, která bude zohledňovat ochranu klimatu a podporovat zachování a rozvoj biodiverzity.

Předkládaná metodika obsahuje podrobný návrh plateb za ekosystémové služby lesa a lesního hospodářství v České republice. Je spojením teoretických konceptů a praktických i politických podmínek stanovenými orgány Evropské unie a České republiky. Rozsah využití metodiky je široký, zejména v oblasti veřejné správy a dále v oblasti hospodářské a vědecko-výzkumné. Veřejná správa, zejména Odbor koncepcí a ekonomiky lesního hospodářství Sekce lesního hospodářství Ministerstva zemědělství, využije metodiku při tvorbě Nařízení vlády, které bude platby za ekosystémové služby legislativně specifikovat. Uplatnění metodiky je také přímo pro vlastníky lesů a jejich sdružení (zejména SVOL), kterým dopředu umožní zvážit, zda předkládaná platba se stanovenými podmínkami je z jejich pohledu zajímavá a motivační.

Uplatnění metodiky proběhne formou smlouvy o uplatnění metodiky mezi řešiteli projektu a zástupci Ministerstva zemědělství ČR. Po dohodě bude metodika volně a bezplatně dostupná na webových stránkách řešitele.

V. Ekonomické aspekty

Je důležité zdůraznit, že všechny ekosystémové služby lesa mají ekonomickou hodnotu. Proto, i když neexistuje všeobecně přijímaná jednotná metodika pro ocenění všech těchto služeb, samotné zachování těchto služeb lze považovat za pozitivní ekonomický přínos s významným dopadem nejen na zvyšování stability a rezilience lesů vůči klimatické změně, ale rovněž na další oblasti ekonomiky, například zemědělství (využití vody zadržené v lesích apod.), cestovní ruch a rekreační využití lesů a podobně. Dalším důležitým vedlejším efektem je skutečnost, že vlastníci lesů, kteří se rozhodnou zakládat a pěstovat odolnější a rozmanitější porosty (druhově, prostorově i věkově), přispívají ke stabilnějšímu hospodaření na svém lesním majetku a snižují závislost na státní finanční podpoře, a tím zvyšují ekonomickou životaschopnost svého lesního majetku a lesního hospodářství jako celku. Pozitivním dopadem takového jednání je snižování pravděpodobnosti čerpání mimořádných finančních podpor kompenzujících razantní dopady do ekonomiky hospodaření lesních majetků z důvodu např. opakující se kůrovcové kalamity.

Je jasné, že při ekonomickém hodnocení těchto faktorů je potřeba brát v úvahu jejich dlouhodobý vliv, který často přesahuje rámec jedné generace. Mimo jiné, uchování majetku a jeho předání další generaci představuje jeden z významných důvodů, proč lidé vlastní lesní majetky. Hrozba, že by vlastníci rezignovali na snahy zvyšovat odolnost svých lesních majetků, by měla závažné negativní dopady jak na jednotlivce, tak na celou společnost.

Ekonomické aspekty uplatnění této metodiky můžeme rozdělit na odhad nákladů na zavedení postupů uvedených v metodice a odhad ekonomického přínosu pro uživatele.

Odhad nákladů na zavedení postupů uvedených v metodice vychází z kalkulace osobních nákladů pracovníků provádějících zavedení výše uvedených postupů. Nejvyšší osobní náklady lze očekávat v prvním roce, kdy začne legislativní proces vytvářející právní rámec poskytování plateb za ekosystémové služby lesa a lesního hospodářství v České republice. Dále budou zainteresované strany (orgány státní správy lesů, vlastníci lesů apod.) seznamovány se systémem plateb. Uvažováno je 2,5 pracovního úvazku po dobu 12 měsíců. Při hrubé mzdě 60 tis. Kč měsíčně činí osobní náklady za první rok 2,412 mil. Kč. V dalších 4 letech bude docházet k optimalizaci nastavení systému plateb, zde je uvažováno s průměrnou výší pracovního úvazku 0,5 ročně a průměrnou měsíční hrubou mzdou 65 tis. Kč. Osobní náklady činí 522,6 tis. Kč ročně, za 4 roky potom 2,090 mil. Kč.

Odhad ekonomického přínosu pro uživatele výsledků metodiky, tedy příjemců plateb za ekosystémové služby lesa, vychází z celkové výše plateb, kterou vlastníci lesa obdrží. Platby cílí na nestátní vlastníky lesa. S ohledem na efektivnost systému plateb na straně jedné a předpokládanou angažovanost vlastníků lesa v žádostech o platbu na straně druhé, je uvažována plocha nestátních vlastníků lesa s velikostí lesního majetku více než 1 ha lesních pozemků, tj. cca 1 200 tis. ha nestátních lesních pozemků. Zdůvodnění výše platby na 1 ha je popsáno v kap. II této metodiky a činí 4 100 Kč na 1 ha a rok. Přínos pro cílovou skupinu příjemců plateb činí 4,883 mld. Kč ročně. Tuto částku je však současně nutno považovat i za přínos celé společnosti, jak je představeno v kapitole II.4.2 Společenské přínosy za podporu klimatické služby lesa, kdy na základě ocenění metodou společenských nákladů uhlíku jde o diskontované náklady (resp. zabránění budoucím škodám), které nebude muset společnost vynaložit díky sekvestraci uhlíku v lesních porostech.

VI. Seznam použité související literatury

- Achat, D.L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B., Augusto, L. 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports*, 5(15991).
- Adolt, R. a kol. 2013. Pracovní postupy pozemního šetření NIL2 [online]. Brandýs nad Labem: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, [cit. 2023-09-14]. ISBN 978-80-905423-2-7. Dostupné z: <https://nil.uhul.cz/ke-stazeni>
- Aldy, J.E., Kotchen, M.J., Stavins, R.N., Stock, J.H. 2021. Keep climate policy focused on the social cost of carbon. *Science*, 373(6557): str. 851-852.
- Atrena, A., Banelyte, G.G., Læssøe, T., Riis-Hansen, R., Bruun, H.H., Rahbek, C., Heilmann-Clausen, J., 2020. Quality of substrate and forest structure determine macrofungal richness along a gradient of management intensity in beech forests. *For. Ecol. Manag.* 478, 118512. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118512>.
- Bálíková, K., Dobšínská, Z., Paletto, A., Sarvašová, Z., Korená Hillayová, M., Štěřbová, M., Výboštok, J., Šálka, J. 2020. The design of the payments for water-related ecosystem services: what should the ideal payment in Slovakia look like? *Water*, 12 (6): 1583
- Basile, M., Kristín, A., Mikusinski, G., Thorn, S., Zmihorski, M., Pasinelli, G., Brockerhoff, E.G., 2023. Salvage logging strongly affects woodpecker abundance and reproduction: a Meta-analysis. *Curr. For. Rep.* 9 (1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s40725-022-00175-w>.
- Bernetti I., V. Alampi Sottini, N. Marinelli, S. Menghini, E. Marone, S. Sacchelli, A. Marinelli, F. Riccioli 2013. Quantification of the total economic value of forest systems: spatial analysis application to the region of Tuscany (Italy), *Aestimum*, n. 62, giugno 2013, Pubblicazioni Ce.S.E.T., ISSN 1724-2118, str. 29-65.
- Blackstock, K.L., Novo, P., Byg, A., Creaney, R., Bourke, A.J., Maxwell, J.L., Waylen, K.A. 2021. Policy instruments for environmental public goods: interdependencies and hybridity. *Land Use Policy*, 107: 104709.
- Bollmann, K., Braunisch, V. 2013. To integrate or to segregate: balancing commodity production and biodiversity conservation in European Forests. In: Kraus, D., Krumm, F. (2013). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. Edited by D. Kraus and F. Krumm. European Forest Institute. 18-31. ISBN: 978-952-5980-07-3 pdf.
- Brang, P., Spathelf, P., Larsen, J. B., Bauhus, J., Bončina, A., Chauvin, C., Drössler, L., Garcia-Güemes, C., Heiri, C., Kerr, G., Lexer, M. J., Mason, B., Mohren, F., Mühlethaler, U., Nocentini, S., Svoboda, M., 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry*, 1-12.
- Christophel, D., Höllerl, S., Prietzel, J., Steffens, M. 2015. Long-term development of soil organic carbon and nitrogen stoichiometry after shelterwood- and clear-cutting in a mountain forest in the Bavarian Limestone Alps. *European Journal of Forest Research*, 134: str. 623-640.
- Clarke, N., Gundersen, P., Jönsson-Belyazid, U., Kjønaas, O.J., Persson, T., Sigurdsson, B.D., Stupak, I., Vesterdal, L. 2015. Influence of different tree-harvesting intensities on forest soil carbon stocks in boreal and northern temperate forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 351: str. 9-19.
- Condés, S., del Río, M., Forrester, D.I., Avdagić, A., Bielak, K., Bončina, A., Bosela, M., Hilmers, T., Ibrahimpahić, A., Drozdowski, S., Jaworski, A., Nagel, T.A., Sitková, Z., Skrzyszewski, J., Tognetti, R., Tonon, G., Zlatanov, T., Pretzsch, H. 2022. Temperature effect on size distributions in spruce-fir-beech mixed stands across Europe. *Forest Ecology and Management*, 504(119819).

- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Naeem, S., Limburg, K., Paruelo, J., O'Neill, R.V., Raskin, R., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Costanza, R., Folke, C., 1997. Valuing ecosystem services with efficiency, fairness and sustainability as goals. Island Press, Washington, DC.
- Cremer, M., Kern, N.V., Prietzel, J. 2016. Soil organic carbon and nitrogen stocks under pure and mixed stands of European beech, Douglas fir and Norway spruce. *Forest Ecology and Management*, 367(1): str. 30-40.
- Cabbage, F., Harou, P., Sills, E. 2007. Policy instruments to enhance multi-functional forest management. *For. Policy Econ.*, 9(7): 833-851.
- Daily, G.C., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC. 412 s.
- De Groot, R.S. 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape Urban Plann.* 75: 175–186.
- De Vos, B., Cools, N., Ilvesniemi, H., Vesterdal, L., Vanguelova, E., Carnicelli, S. 2015. Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. *Geoderma*, 251-252: str. 33-46.
- Duflot, R., Fahrng, L., Mönkkönen, M. 2022. Management diversity begets biodiversity in production forest landscapes. *Biological Conservation*. 268 (2022) 109514.
- Dujka, P., Kusbach, A. 2023. Klasifikace vegetační stupňovitosti v České republice: review. *Zprávy lesnického výzkumu*, 68(1): str. 1-14.
- Farley, J., Costanza, R. 2010. Payments for ecosystem services: from local to global. *Ecol. Econ.*, 69(11): 2060-2068.
- Feng, J., He, K., Zhang, Q., Han, M., Zhu, B. 2022. Changes in plant inputs alter soil carbon and microbial communities in forest ecosystems. *Global Change Biology*, 28: str. 3426-3440.
- Forrester, D.I., Tachauer, I.H.H., Annighoefer, P., Barbeito, I., Pretzsch, H., Ruiz-Peinado, R., Stark, H., Vacchiano, G., Zlatanov, T., Chakraborty, T., Saha, S., Sileshi, G.W. 2017. Generalized biomass and leaf area allometric equations for European tree species incorporating stand structure, tree age and climate. *Forest Ecology and Management*, 396: str. 160-175.
- Gómez-Baggethun, E., Muradian, R. 2015. In markets we trust? Setting the boundaries of Market-Based Instruments in ecosystem services governance. *Ecol. Econ.*, 117: 217-224.
- Grelle, A., Hedwall, P.-O., Strömngren, M., Håkansson, C. Bergh, J. 2023. From source to sink – recovery of the carbon balance in young forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 330(1): 109290.
- Han, Z., Qiao, X., Lin, S., Wang, J., Zhang, C., von Gadow, K. 2024. Biodiversity and anthropogenic disturbances predominantly drive carbon sequestration rates across temporal scales in temperate forests. *Journal of Environmental Management*, 371: 123243.
- Hanáková Bečvářová, P. 2022. Vliv managementových opatření na půdní prostředí lesních ekosystémů. Disertační práce. Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci.
- Hanáková Bečvářová, P., Hotváth, M., Šarapatka, B., Zouhar, V. 2022. The effect of stand characteristics on soil organic carbon content in spruce and deciduous stands. *Forest Systems*, 31(1): e005.
- Hope, C. 2013. Critical issues for the calculation of the social cost of CO₂: why the estimates from PAGE09 are higher than those from PAGE2002. *Climatic Change*, 117(3): str. 531-543.
- Horák, J., Rébl, K. 2012. The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure. *Journal of Insect Conservation*, 17(2), 307-318. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9511-2>
- Horak, J., Vodka, S., Kout, J., Halda, J. P., Bogusch, P., & Pech, P. 2014. Biodiversity of most dead wood-dependent organisms in thermophilic temperate oak woodlands thrives on diversity of

open landscape structures. *Forest Ecology and Management*, 315, 80-85.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.12.018>

- Hruban, R., Mansfeld, V., Krystýn, V., Taubr, K., Friedrichová, H., Němejcová, N., Jiráková, J., Navrátil, P. 2020. Hodnocení funkcí lesů. Metodika a pracovní postupy. Oblastní plán rozvoje lesů. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, 151 s.
- IWG, 2021. Technical Support Document: Social Cost of Carbon, Methane, and Nitrous Oxide Interim Estimates under Executive Order 13990, United States Government.
- James, J., Harrison, R. 2016. The Effect of Harvest on Forest Soil Carbon: A Meta-Analysis. *Forests*, 7(12): 308.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K., Byrne, K.A. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3-4): str. 53-268.
- Jarský, V., Sarvašová, Z., Dobšínská, Z., Ventrubová, K., Sarvaš, M. 2014. Public support for forestry from EU funds—Cases of Czech Republic and Slovak Republic. *J. For. Econ.*, 20: 380–395.
- Jonsson, B.G., Siitonen, J. 2013. Managing for target species. In: Kraus, D., Krumm, F. (2013). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. Edited by D. Kraus and F. Krumm. European Forest Institute. 134-143. ISBN: 978-952-5980-07-3 pdf.
- Lachat, T., Chumak, M., Chumak, V., Jakoby, O., Müller, J., Tanadini, M., Wermelinger, B., Didham, R., & Jonsell, M. (2016). Influence of canopy gaps on saproxylic beetles in primeval beech forests: a case study from the Uholka-Shyrokyi Luh forest, Ukraine. *Insect Conservation and Diversity*, 9(6), 559-573. <https://doi.org/10.1111/icad.12188>
- Lachat, T., Wermelinger, B., Gossner, M. M., Bussler, H., Isacson, G., & Müller, J. 2012. Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecological Indicators*, 23, 323-331. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.013>
- Lockie, S. 2013. Market instruments, ecosystem services, and property rights: assumptions and conditions for sustained social and ecological benefits. *Land Use Policy*, 31: 90-98.
- Matějčíček, J., Skoblík, J. 1993. Oceňování lesa I – Všeobecný úvod do problematiky. Praha, Agrospoj, 172 s.
- Matzdorf, B., Sattler, C., Engel S. 2013. Institutional frameworks and governance structures of PES schemes. *For. Policy Econ.*, 37: 57-64.
- Mavsar, R. et al., 2008. Study on the development and marketing of non-market products and services, DG AGRI, Study Contract N: 30-CE-0162979/00–21, Study report, November 2008, 127 s.
- Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I., Vesterdal, L. 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466(15): 118127.
- MEA, 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis, A Report of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.
- Meitner, J., Štěpánek, P., Skalák, P., Dubrovský, M., Lhotka, O., Penčevová, R., Zahradníček, P., Farda, A., Trnka, M. 2023. Validation and Selection of a Representative Subset from the Ensemble of EURO-CORDEX EUR11 Regional Climate Model Outputs for the Czech Republic. *Atmosphere*, 14(1442).
- Merganič, J., Fabrika, M., Merganičová, K. 2011. Submodel of height-diameter function for climatic-site strata of the model of natural regeneration in the growth simulator SIBYLA. *Acta Facultatis Forestalis Zvolen*, 53(1): str. 155-168.

- Muradian, R., Arsel, M., Pellegrini, L., Adaman, F., Aguilar, B., Agarwal, B., Corbera, E., De Blas, D.E., Farley, J., Froger, G., Garcia-Frapolli, E., Gómez-Baggethun, E., Gowdy, J., Kosoy, N., Le Coq, J.F., Leroy, P., May, P., Méral, P., Mibielli, P., Norgaard, R., Ozkaynak, B., Pascual, U., Pengue, W., Perez, M., Pesche, D., Pirard, R., Ramos- Martin, J., Rival, L., Saenz, F., Van Hecken, G., Vatn, A., Vira, B., Urama K. 2013. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conserv. Lett.*, 6: 274-279.
- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N., May, P.H. 2010. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecol. Econ.*, 69(6): 1202-1208.
- Nave, L.E., Vance, E.D., Swanston, C.W., Curtis, P.S. 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 259(5): str. 857-866.
- NLI, 2024. Souhrnné informace o lesích (SIL). Brandýs nad Labem: Národní lesnický institut.
- Nölte, A., Meilby, H., Yousefpour, R. 2018. Multi-purpose forest management in the tropics: Incorporating values of carbon, biodiversity and timber in managing *Tectona grandis* (teak) plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 422: 345-357.
- Nordhaus, W.D. 2017. Revisiting the social cost of carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(7): str. 1518-1523.
- OECD, 2018. *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use*, OECD Publishing, Paris.
- Paillet, Y., Berges, L., Hjalten, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Romermann, M., Bijlsma, R.J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Meszaros, I., Sebastia, M.T., Schmidt, W., Standovar, T., Tothmeresz, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K. and Virtanen, R. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24:101–112.
- Papánek, F. 1978. *Teória a prax funkčne integrovaného lesného hospodárstva*, Lesnícke studie, Bratislava: Príroda, 218 s.
- Parmain, G., Bouget, C., Didham, R., & Jonsell, M. 2018. Large solitary oaks as keystone structures for saproxylic beetles in European agricultural landscapes. *Insect Conservation and Diversity*, 11(1), 100-115. <https://doi.org/10.1111/icad.12234>.
- Pirard, R. 2012. Market-based instruments for biodiversity and ecosystem services: a lexicon. *Environ. Sci. Policy*, 19: 59-68.
- Pirard, R., Lapeyre, R. 2014. Classifying market-based instruments for ecosystem services: a guide to the literature jungle. *Ecosyst. Serv.*, 9: 106-114.
- Pretzsch, H., Bielak, K., Block, J., Bruchwald, A., Dieler, J., Ehrhart, H.P. et al. 2013. Productivity of mixed versus pure stands of oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. and *Quercus robur* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) along an ecological gradient. *Eur. J. For. Res.* 132, 263–280.
- Pretzsch, H., David I. Forrester, D.I., Bauhus, J. 2017. Editors. *Mixed-Species Forests. Ecology and Management*, Springer Verlag GmbH Germany. ISBN 978-3-662-54553-9.
- Prokofieva, I. 2016. Payments for Ecosystem Services-the Case of Forests. *Current Forestry Reports*, 2(2): 130-142.
- Reich, P.B., Hungate, B.A., Luo, Y. 2006. Carbon-Nitrogen Interactions in Terrestrial Ecosystems in Response to Rising Atmospheric Carbon Dioxide. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 37:611-636. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110039>
- Ranius, T., Jansson, N. 2000. The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biol. Conserv.*, 95: 85–94.
- Remeš, J. 2018. Development and present state of close-to-nature silviculture. *Journal of Landscape Ecology*, 2018, 11(3): 17-32. ISSN: 1805-4196.

- Rock, J., Badeck, F.-W., Harmon, M.E. 2008. Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *European Journal of Forest Research*, 127: str. 301-313.
- Sarvašová, Z., Bálíková, K., Dobšínská, Z., Štěřbová, M., Šálka, J. 2019. Payments for forest ecosystem services across Europe – main approaches and examples from Slovakia. *Ekológia*, 38 (2): 154-165.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forest as example. *Ecological Bulletin* 49:11–41.
- Schomers, S., Matzdorf, B. 2013. Payments for ecosystem services: a review and comparison of developing and industrialized countries. *Ecosyst. Serv.*, 6: 16-30.
- Sommerville, M., Jones, J.P.G., Milner-Gulland, E.J. 2009. A revised conceptual framework for payments for environmental services. *Ecol. Soc.*, 14, p. 34.
- Šišák, L., Šach, F., Švihla, V., Pulkrab, K., Černošous, V. 2010. Metodika hodnocení společenské sociálně-ekonomické významnosti funkcí lesa. Uplatněná certifikovaná metodika. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 36 s.
- Šišák, L., Šach, F., Švihla, V., Pulkrab, K., Černošous, V., Dudík, R. 2017. Metodika hodnocení společenské sociálně-ekonomické významnosti ekosystémových služeb lesa. Certifikovaná metodika. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 33 s.
- Šrámek V., Fadrhonsová V., Neudertová Hellebrandová K., Cienčila E., Borůvka L. 2024. Zásoby uhlíku v lesních půdách a lesní hospodářství – review. *Zprávy lesnického výzkumu*, 69(1): 22-36.
- TEEB, 2010. The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
- Tesař, V., Klimo, E., Kraus, M., Souček, J., 2004. Dlouhodobá přestavba jehličnatého lesa na Hetlíně – kutnohorské hospodářství. MZLU v Brně, 60 s.
- Tillman, D., Reich, P.B., Knops, J.M.H. 2006. Biodiversity and ekosystém stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* 441, 629-632.
- ÚHÚL, 2003. Inventarizace lesů v České republice 2001-2004: Inventarizace lesů v České republice, Metodika venkovního sběru dat, Verze: 6.0 - platnost od 1. 7. 2003 [online]. Brandýs nad Labem: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, [cit. 2023-09-14]. Dostupné z: <https://nil.uhul.cz/ke-stazeni>
- UNECE, 2014. The value of forests payments for ecosystem services in green economy. Geneva Forest and Timber Study Paper 34. <https://www.unece.org/fileadmin/DAM/timber/publications/SP-34Xsmall.pdf>
- UNECE, 2018. Forests and Water. Valuation and payments for forest ecosystem services; United Nation as Economic Commission for Europe: Geneva, Switzerland, 97 s.
- Ury, J., Kotchen, M.J., Schmitz, O.J. 2024. Trading off Nature for Nature-Based Solutions: The Bioeconomics of Forest Management for Wildlife, Timber, and Carbon. *Ecosphere*, 15(8): e4963.
- Vatn, A. 2010. An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecol. Econ.*, 69(6): 1245-1252.
- Vennmans, F., Carr, B. 2024. Literature-informed likelihoods of future emissions and temperatures. *Climate Risk Management*, 44: 100605.
- Vesterdal, L., Schmidt, I.K., Callesen, I., Nilsson, L.O., Gundersen, P. 2008. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecology and Management*, 255(1): str. 35-48.
- Vesterdal, L., Clarke, N., Sigurdsson, B.D., Gundersen, P. 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management*, 309(1): str. 4-18.

- Vonderach, C., Kändler, G., Dormann, C.F. 2018. Consistent set of additive biomass functions for eight tree species in Germany fit by nonlinear seemingly unrelated regression. *Annals of Forest Science*, 75(49).
- Vuletić, D., Krajter Ostoić, S., Keča, L., Avdibegović, M., Potočki, K., Posavec, S., Marković, A., Pezdevšek Malovrh, Š. 2020. Water-related payment schemes for forest ecosystem services in selected southeast European (SEE) countries. *Forests*, 11: 654.
- Vyhláška č. 298/2018 Sb. Vyhláška o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů.
- Vyskot, I., Kapounek, L., Krešl, J., Kupec, P., Macků, J., Rožnovský, J., Schneider, J., Smítka, D., Špaček, F., Volný, S. 2003. Kvantifikace a hodnocení funkcí lesů České republiky. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 193 s.
- Waldhoff, S., Anthoff, D., Rose, S., Tol, R.S.J. 2014. The marginal damage costs of different greenhouse gases: An application of FUND. *Economics*, 8(1): str. 2014-2031.
- Warziniack, T., Sims, C., Haas, J. 2019. Fire and the joint production of ecosystem services: A spatial-dynamic optimization approach. *Forest Policy and Economics*, 107: 101926.
- Weggler, K., Steinmann, K., Kaufmann, E., Thürig, E. 2012. Modeling soil carbon stock including dead wood and L, F, H-horizon using the models Massimo and Yasso07. Final Report. Swiss Federal Institute for Forest Snow and Landscape Research (WSL).
- Wiesmeier, M., Prietzel, J., Barthold, F., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lützwow, M., Kögel-Knabner, I. 2013. Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southeast Germany (Bavaria) – Implications for carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 295(1): str. 162-172.
- Wolf, J. 1957. Časové a bezčasové směrové pole vývoje. Sborník VŠZL Brno, řada C, č. 1., 1–10.
- Wunder, S., Börner, J., Ezzine-de-Blas, D., Feder, S., Pagiola, S. 2020. Payments for environmental services: past performance and pending potentials. *Annu. Rev. Resour. Econ.*, 12: 209-234.
- Wunder, S. 2005. Payments for Environmental Services: Somenuts and Bolts. CIFOR Occasional Paper. Center for International Forestry Research, Bogor, 42 s.
- Wunder, S. 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conserv. Biol.*, 21: 48–58.
- Wunder, S. 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecol Econ.* 117: 234–243.
- Wutzler, T., Wirth, C., Schumacher, J. 2008. Generic biomass functions for Common beech (*Fagus sylvatica*) in Central Europe: Predictions and components of uncertainty. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: str. 1661-1675.
- Yanai, R.D., Currie, W.S., Goodale, L.C. 2003. Soil Carbon Dynamics after Forest Harvest: An Ecosystem Paradigm Reconsidered. *Ecosystems*, 6: str. 197-212.

VII. Seznam publikací, které předcházely metodice

Dobšínská, Z., Bálíková, K., Jarský, V., Hrib, M., Štifil, R., Šálka, J. Evaluation analysis of the compensation payments schemes for ecosystem services: The case of Czech and Slovak Republic. *Forest Policy and Economics*, 2024, 163: 103202. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2024.103202>

Melichar, J., Horváthová, E. 2023. Ekosystémové služby lesa: vybrané poznatky. In: Ekosystémové služby lesa. Sborník příspěvků. Dřevařský pavilon, FLD ČZU v Praze, 21. 9. 2023. Praha: Česká lesnická společnost, z. s., s. 12-19. ISBN 978-80-02-03031-7.

Perunová, M., Zimmermannová, J. Forest carbon and a regional perspective on the effectiveness of financial instruments within the forest bioeconomy. *JForSci*, 2024, 70(6): 317-334. <https://doi.org/10.17221/24/2024-JFS>

Purwestri, R.C., Palátová, P., Hájek, M., Dudík, R., Jarský, V., Riedl, M. Public perception of the performance of Czech forest ecosystem services. *Environmental Sciences Europe*, 2023, 35:89, <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00802-8>

Purwestri, R.C., Hájek, M., Palátová, P., Tahri, M., Huertas-Bernal, D.C., Awuni, S., Letsoin, S.M.A., Rahmawan, F., Hochmalová, M., Jarský, V., Riedl, M., Dudík, R. Investigating Czech society's expectations for forest recreation. *Front. For. Glob. Change* 2025, 8:1486532. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2025.1486532>

Riedl, M., Němec, M., Jarský, V. Thirty Years of Research on Ecosystem Services: The Socio-Economic Role of Forest Visits and Foraging in Enhancing Human Well-Being. *Forests*, 2024, 15, 1845. <https://doi.org/10.3390/f15111845>

Zumr, V., Nakládal, O., Bílek, L., Remeš, J. The diameter of beech snags is an important factor for saproxylic beetle richness: Implications for forest management and conservation. *Forest Ecosystems*, 2023, 10: 100143, <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2023.100143>

Zumr, V., Nakládal, O., Gallo, J., Remeš, J. Deadwood position matters: Diversity and biomass of saproxylic beetles in a temperate beech forest. *Forest Ecosystems*, 2024, 11: 100174. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2024.100174>

Zumr, V., Nakládal, O., Remeš, J. Deadwood-Dwelling Beetles (Coleoptera: Eucnemidae) in a Beech Reserve: A Case Study from the Czech Republic. *Forests*, 2024, 15(3): 469. <https://doi.org/10.3390/f15030469>

Zumr, V., Remeš, J., Nakládal, O. Immediate Response of Carabids to Small-Scale Wildfire Across a Healthy-Edge-Burnt Gradient in Young Managed Coniferous Forest in Central Europe. *Fire*, 2024, 7, 436. <https://doi.org/10.3390/fire7120436>

Zumr, V., Remeš, J., Nakládal, O. Short-Term Response of Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) to Fire in Formerly Managed Coniferous Forest in Central Europe. *Fire*, 2024, 7(3): 76. <https://doi.org/10.3390/fire7030076>

VIII. Oponenti

Ing. Tomáš Smejkal (Ministerstvo zemědělství)

prof. Dr. Ing. Jaroslav Šálka (TUZVO SK)

IX. Dedikace

Metodika je výsledkem řešení výzkumného projektu NAZV QK23020008 s názvem „Platby za ekosystémové služby lesa a lesního hospodářství“.