

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ekologie lesa



**Fakulta lesnická
a dřevařská**

**Dynamika přirozené obnovy ve smrkových
(*Picea abies*) pralesích pohoří Faragaš**

Bakalářská práce

Kryštof Kukan

Ing. Martin Mikoláš, Ph.D.

2024

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Kryštof Kukan

Lesnictví

Ochrana a pěstování lesních ekosystémů

Název práce

Dynamika přirozené obnovy ve smrkových (*Picea Abies*) pralesích v pohoří Fagaras

Název anglicky

Dynamics of natural regeneration in the primary spruce (*Picea Abies*) forests of the Fagaras Mts.

Cíle práce

Přirozené zmlazení, které se v temperátních lesích často uchycuje ještě před disturbancí horního stromového patra, vykazuje velmi variabilní početnost, která závisí na mnohých faktorech. Sledování změn početnosti v čase může lépe objasnit vliv jednoho základního faktoru – dostupnost světla v podrostu.

- 1) Shrnutí znalostí o přirozené obnově lesů a faktorech, které ji ovlivňují.
- 2) Výzkumná část má za cíl zhodnocení změny druhového složení, početnosti a strukturu zmlazení v horském smrkovém pralese po pěti letech.

Metodika

První cíl práce bude splněn na základě rozboru literatury (literární rešerše) – bude použita aktuální vědecká literatura. V rámci druhého cíle budou využity trvalé výzkumné plochy v Karpatech. Úkolem studenta bude sběr dat v terénu a následná analýza a interpretace výsledků.

Harmonogram zpracování:

březen 2023 — Zadání BP

duben–prosinec 2023 — Studium literatury

léto 2023 — Terénní odběr vzorků

podzim 2023 — Zpracování dat

prosinec 2023 — Odevzdání osnovy práce a kostry literárních zdrojů školiteli

zima 2023/2024 — Příprava textu BP

březen 2024 — Konzultace finální podoby práce se školitelem

duben 2024 — Předložení práce

Doporučený rozsah práce

30 – 40 stran

Klíčová slova

přirozená obnova, zápoj, dynamika lesa, pralesy

Doporučené zdroje informací

- Bače, R., Schurman, J. S., Brabec, M., Čada, V., Després, T., Janda, P., ... & Nagel, T. A. (2017). Long-term responses of canopy-understorey interactions to disturbance severity in primary *Picea abies* forests. *Journal of Vegetation Science*, 28(6), 1128-1139.
- Barna, M., & Bosela, M. (2015). Tree species diversity change in natural regeneration of a beech forest under different management. *Forest Ecology and Management*, 342, 93-102.
- Feldmann, E., Glazhorn, J., Ammer, C., & Leuschner, C. (2020). Regeneration Dynamics Following the Formation of Understorey Gaps in a Slovakian Beech Virgin Forest. *Forests*, 11(5), 585.
- Lhotka, J. M., & Loewenstein, E. F. (2006). Indirect measures for characterizing light along a gradient of mixed-hardwood riparian forest canopy structures. *Forest Ecology and Management*, 226(1), 310-318.
- Messier, C., Doucet, R., Ruel, J. C., Claveau, Y., Kelly, C., & Lechowicz, M. J. (1999). Functional ecology of advance regeneration in relation to light in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(6), 812-823.
- Mori, A., & Takeda, H. (2004). Effects of undisturbed canopy structure on population structure and species coexistence in an old-growth subalpine forest in central Japan. *Forest Ecology and Management*, 200(1), 89-100.
- Rooney, T. P., McCormick, R. J., Solheim, S. L., & Waller, D. M. (2000). Regional variation in recruitment of hemlock seedlings and saplings in the upper Great Lakes, USA. *Ecological Applications*, 10(4), 1119-1132.
- Royo, A. A., & Carson, W. P. (2006). On the formation of dense understorey layers in forests worldwide: consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(6), 1345-1362.
- Stancioiu, P. T., & O'Hara, K. L. (2006). Regeneration growth in different light environments of mixed species, multiaged, mountainous forests of Romania. *European Journal of Forest Research*, 125(2), 151-162.
- Thrippleton, T., Bugmann, H., Kramer-Priewasser, K., & Snell, R. S. (2016). Herbaceous understorey: An overlooked player in forest landscape dynamics? *Ecosystems*, 19(7), 1240-1254.
-

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FLD

Vedoucí práce

Ing. Martin Mikoláš, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie lesa

Elektronicky schváleno dne 2. 12. 2023

prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 28. 1. 2024

prof. Ing. Róbert Marušák, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 28. 02. 2024

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Dynamika přirozené obnovy ve smrkových (*Picea abies*) pralesích pohoří Faragaš vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil, a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním bakalářskou práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 4.4.2024

Poděkování

Rád bych tímto poděkoval Ing. Martinu Mikolášovi, Ph.D. za vedení práce a Ing. Radkovi Bačemu, Ph.D. za konzultace.

Dynamika přirozené obnovy ve smrkových (*Picea abies*) pralesích Karpat

Souhrn:

Pochopení přirozené regenerace obnovy v pralesích je klíčové pro porozumění odolnosti ekosystémů, posouzení role lesů při zmírňování změn klimatu a poskytuje poznatky o přirozených procesech vhodných pro trvale udržitelné lesnické postupy. Vzhledem k vzácnosti pralesních krajinných celků zůstává mnoho aspektů spojených s přirozenou obnovou stále nedostatečně prozkoumaných. Za účelem lepšího pochopení obnovy v pralesních ekosystémech byla v letech 2018 a 2023 v rámci projektu REMOTE Primary Forests sbírána data v nejrozsáhlejších pralesích Rumunska, v pohoří Fagaraš, s cílem detailně popsat změny v početnosti, druhovém složení a výškové struktuře zmlazení. V údolích Belia, Sambata, Ucea Mare, Vistea Mare a Ucisoara bylo celkem založeno 60 výzkumných ploch o velikosti 1000 m². Pro sběr dat o přirozené obnově bylo uvnitř každé plochy vyznačeno 5 podploh o velikosti každé z nich 2x2 m. Na těchto podplohách byly zjištěny počty jedinců obnovy, u kterých byla určena výšková třída a druh dřeviny. Pro zjištění statisticky významné rozdílnosti mezi roky 2018 a 2023 byl použit Wilcoxonův párový test. Následně byla data analyzována pomocí statistických charakteristik a krabicových grafů.

Na výzkumných plochách bylo v roce 2018 identifikováno 699 630 jedinců obnovy smrku ztepilého (*Picea abies*) na hektar, 790 jedinců jedle bělokoré (*Abies alba*) na hektar a 1850 jedinců jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*) na hektar. V roce 2023 bylo identifikováno 174 720 jedinců obnovy smrku ztepilého na hektar, 3330 jedinců jedle bělokoré na hektar a 420 jedinců jeřábu ptačího na hektar.

Z výsledků vyplývá, že mezi lety 2018 a 2023 nastal významný pokles v počtu jedinců zejména u nejnižší výškové třídy do 50 cm a u jedinců smrku ztepilého a jeřábu ptačího. Počet jedinců jedle bělokoré se přibližně čtyřnásobně zvýšil. Změny počtů jedinců se v rámci jednotlivých údolí a dřevin lišily, nebyl však zjištěn žádný trend. Pokles počtu jedinců smrku ztepilého a jeřábu ptačího a nárůst počtu jedinců jedle bělokoré mohl být způsobený disturbancí proběhlou před rokem 2018, vliv mohlo mít také srážkově chudé období mezi rok 2019-2023. Suché podmínky zvýhodňují sucho snášející jedlí, ale mohly by do budoucna ohrozit porosty smrku.

Počty jedinců obnovy na hektar pro smrk ztepilý jsou dostatečné pro požadavky na obnovení smrkového porostu, tento poznatek může pomoci při managementu hospodářských smrkových porostů.

Klíčová slova: přirozená obnova, smrk ztepilý, *Picea abies*, horský smrkový les, Karpaty

Dynamics of natural regeneration in the primary spruce (*Picea Abies*) forests of the Carpathians

Summary:

Understanding natural regeneration in forests is crucial for comprehending ecosystem resilience, assessing the role of forests in mitigating climate change, and providing knowledge of natural processes applicable to sustainable forestry practices. Considering the rarity of primary forest landscapes, many aspects related to natural regeneration remain understudied. To gain a deeper insight into forest regeneration within primary forest ecosystems, we conducted a study in 2018 and 2023 in the Făgăraș Mountains of Romania, renowned for its expansive primary forests. Our objective was to analyze changes in the abundance, species composition, and height structure of juvenile trees. A total of 60 research plots of 1000 m² were established in the five valleys of Belia, Sambata, Ucea Mare, Vistea Mare and Ucisoara. To collect data on natural regeneration, 5 subplots of 2x2 m each were marked within each plot. In these subplots, the number of regeneration individuals was counted, for which the height class and species were determined. A Wilcoxon paired test was used to determine statistically significant differences between 2018 and 2023. Data were thereafter analyzed using statistical characteristics and box plot graphs.

In the research plots, 699,630 Norway spruce (*Picea abies*) regeneration individuals per hectare, 790 silver fir (*Abies alba*) regeneration individuals per hectare, and 1,850 rowan (*Sorbus aucuparia*) regeneration individuals per hectare were recorded in 2018. By 2023, the count had changed to 174,720 individuals per hectare for Norway spruce, 3,330 individuals per hectare for silver fir, and 420 individuals per hectare for rowan. The results show that between 2018 and 2023 there was a significant decrease in the number of individuals, especially in the lowest height class up to 50 cm and in the number of individuals of Norway spruce and rowan. The number of silver fir individuals has approximately quadrupled. Changes in numbers of individuals varied between valleys and tree species, but no trend was detected. The decrease in spruce and rowan individuals and increase in fir individuals may have been due to disturbance occurring prior to 2018, and the low precipitation period between 2019-2023 may also have had an effect. The dry conditions favor drought tolerant fir but could threaten spruce stands in the future.

The number of regeneration individuals per hectare is adequate to meet the regeneration requirements for spruce forest. Our results could be beneficial in guiding the management of mountain temperate forests.

Keywords: natural regeneration, Norway spruce, *Picea abies*, mountain spruce forest, Carpathians

Obsah

1	Úvod	11
	Cíl práce.....	13
2	Literární rešerše.....	14
2.1	Pralesy	14
2.1.1	Pralesy v Evropě.....	15
2.1.2	Význam pralesů	17
2.2	Smrk ztepilý – <i>Picea abies</i>	18
2.2.1	Biologie	18
2.2.2	Ekologie.....	19
2.3	Dynamika smrkových pralesů	20
2.4	Disturbance ve smrkových pralesích.....	21
2.4.1	Významní disturbanční činitelé	21
2.4.2	Vliv disturbancí na lesní ekosystém	22
2.4.3	Disturbance ve vztahu ke globálnímu oteplování.....	22
2.5	Obnova lesa.....	23
2.5.1	Umělá obnova.....	23
2.5.2	Přirozená obnova	23
2.5.2.1	Přínos přirozené obnovy pro hospodářské služby lesa.....	24
2.5.2.2	Faktory prostředí ovlivňující přirozenou obnovu.....	24
3	Metodika.....	26
3.1	Popis sledované lokality.....	26
	Sběr dat	27
3.2	Analýza dat	28
4	Výsledky.....	29
4.1	Výšková struktura obnovy	29
4.2	Druhové složení obnovy.....	32
5	Diskuze.....	37
5.1	Změna početnosti jedinců obnovy	37
5.1.1	Změna početnosti ve vztahu k výškové struktuře.....	38
5.1.2	Změna početnosti ve vztahu ke druhové struktuře	38
5.1.3	Limitace metodiky a další výzkum.....	40
6	Závěr	41
7	Přehled zdrojů a použité literatury.....	42

1 Úvod

V posledních desetiletích se ve světě začínají projevovat dopady globální změny klimatu způsobené člověkem. Nejvíce zřetelné je zvýšení emisí CO² o 60 % od roku 1990. Jejich vliv na atmosféru způsobuje globální oteplování planety, které by mohlo být dle současného trendu nárůstu emisí 2,1 °C až 3,9 °C do konce století, být do konce století (Gabric, 2023).

Oteplování určitých částí atmosféry odpovídají také konkrétní důsledky, jako povodně, sucha, vlny veder, teplotní a srážkové extrémů. Změna klimatu má dopady také na různé zemské systémy, například okyselování oceánů, degradace korálových ekosystémů a vlny mořských veder. Změny se dotýkají i suchozemských systémů v podobě změny růstu a rozšíření rostlin, živočichů a hmyzu. Klimatická krize má souvislost se zvýšenou nemocností a úmrtností lidí spojenou se zvýšenou migrací a hospodářskými škodami hlavně v chudších oblastech světa (Gabric, 2023, Díaz et al, 2019)

Problematickou lidskou činností není pouze zvýšení emisí, ale také důsledky intenzivního využívání obnovitelných i neobnovitelných zdrojů. Lze je pozorovat jako degradaci a znečištění půdy, odlesňování, úbytek biodiverzity, znečištění vody a ovzduší, či vymírání rostlinných a živočišných druhů (Díaz et al. 2019)

Dopady klimatické krize a lidské činnosti nejsou pouze současným problémem, ale i hrozbou do budoucna (Gabric, 2023, Díaz et al. 2019)

Nutnou a akutní výzvou do budoucna je nalézat kompromisy mezi ekonomickým užitkem a ekologickou udržitelností. V lesním hospodářství je tímto kompromisem přírodě blízké hospodaření, které má za cíl rozvíjet lesní porosty, tak, aby plnily socioekonomické funkce, ale zároveň se vyznačovaly větší odolností a ekologickou udržitelností a mohly se adaptovat na důsledky změny klimatu. Jednou složkou přírodě blízkého hospodaření je přirozená obnova, jejíž využití se v posledních letech zvyšuje (Walentowski et al. 2013, Larsen et al. 2022, Křenová et Fanta, 2009)

Přirozenou obnovou vzniká porost se zvýšenou genetickou variabilitou a je tím podpořena původní dřevinná skladba stanoviště. V dlouhodobém hledisku je výhodnější jak biologicky, tak ekonomicky, neboť porosty pocházející z přirozené obnovy jsou kvalitnější a odolnější vůči narušením (Vacek et al. 2020, Korpel, 1991, Draščík et al. 2022). Přirozeně obnovený les plní více funkcí než les vytvořený umělou obnovou. Je druhově a prostorově rozrůzněnější, zadržuje více vody, má půdoochrannou funkci, pozitivní vlivy na klima a biodiverzitu (Prach et al. 2009)

Přirozená obnova ale není plně prozkoumána a nedostatek znalostí je limitujícím faktorem pro plné pochopení její dynamiky a efektivního zapojení do lesního hospodářství (Červenka et al. 2020) Dynamika přirozené obnovy lesních ekosystémů je vhodná studovat v prostředí nenarušeném člověkem, neboť poskytuje nejobjektivnější a nejpřesnější informace o procesech, vztazích a dynamikách v lesním ekosystému. Z tohoto důvodu je studovanou oblastí v této práci Rumunské pohoří Fagaraš, kde se nachází jedny z posledních pralesů v Evropě, které jsou zároveň jedny z nejrozsáhlejších, tedy představují rozsáhlý ničím nenarušený pralesní ekosystém (Luick et al. 2021, Saulnier et al. 2020).

Cíl práce

Tato práce se zabývá přirozenou obnovou ve smrkových pralesích v údolích Sambata, Belia, Ucea Mare, Vistea mare a Ucisoara v Rumunském pohoří Fagaraš. Cílem práce je zkoumat vývoj přirozené obnovy mezi lety 2018 a 2023 porovnáním početnosti v druhovém složení a vertikální struktuře. Základní otázkou pro tuto práci je, zda v průběhu 5 let nastala v rámci těchto charakteristik nějaká změna.

Výsledky práce mohou přispět k lepšímu porozumění dynamice přirozené obnovy a může sloužit jako podklad k dalšímu výzkumu. Znalosti získané v pralesích Rumunského Fagaraše jsou velmi cenné, protože jde o jedny z posledních rozsáhlých pralesních ekosystémů v Evropě, a tak poskytují informace o dynamice lesa bez zásahu člověka. Lepší pochopení dynamiky přirozené obnovy pak může přispět k efektivnější implementaci přírodě blízkého pěstování lesů do lesní hospodářské praxe.

2 Literární rešerše

2.1 Pralesy

Pralesy jsou lesy, které nevykazují téměř žádné známky lidské činnosti a které přetrvávají v přirozeném režimu smíšených disturbancí, ale ne nutně v pozdních sukcesích stádiích vývoje (Després et al. 2017). Podle Luicka et al. (2021) je pralesem les, který je nenarušený člověkem, tj. bez výrazných lidských zásahů, nebo les, kde poslední výrazný zásah člověka proběhl před tak dlouhou dobou, že se v něm obnovily přirozené procesy a přirozená druhová skladba.

Korpel' (1991) uvádí, že pralesem je nejvíc zachovaná forma přírodního lesa, který je původní a neovlivněný člověkem. Podle něj je pro přírodní les charakteristická stálost druhového složení, vzniklého přirozeným výběrem a tisíce let trvajících přírodních procesy. Stálost druhového složení platí jen z hlediska velké lesní plochy (několik desítek hektarů). Na malých plochách se druhy dřevin střídají a druhové složení mění, neboť vlivem různých dynamik vývoje, podmínek a disturbancí (poruch) je vytvořena mozaikovitá struktura. Dalším znakem je udržování ekologické samostatnosti a vyrovnanosti, charakterizované nenarušeným vnitřním porostním klimatem a jeho dynamikou a stálými půdními poměry. Přírodní lesy jsou různověké, rovnověkost může být způsobená pouze velkoplošnými disturbancemi, kdy odumře velká část lesa. Pro přírodní les je také charakteristická vyrovnaná dřevní zásoba s tzv. nulovým přírůstkem, kdy v dlouhodobém hledisku stejné množství dřeva odumře a přiroste. Přírodní lesy mají vysokou míru rezistence a stability, kterou způsobují na dané prostředí přizpůsobené druhy dřevin. Tyto druhy jsou vytvořené kombinací mutačního tlaku a tlaku přirozeného vývoje. Na stabilitu a rezistenci těchto ekosystémů přispívá i struktura porostu vzniklá působením vnějších a vnitřních protikladů organismů v ekosystému. V nenarušených přírodních lesích probíhá neustálá autoregenerace – přirozená obnova porostu, která je základním předpokladem trvalosti a dynamické vyváženosti lesního ekosystému (Korpel', 1991).

Komplexní definici pralesů uvádí také Fanta (2005): "Prales je přirozený lesní porost, v němž se vyskytují druhy stromů a keřů v různých fázích svého životního cyklu (semenáčky, mladý porost, pokročilý porost, zralý a starý) a jako mrtvé dřevo (stojící a ležící) v různých stádiích rozpadu, s více či méně složitou vertikální a horizontální strukturou jako výsledek přirozené dynamiky. Tento proces umožňuje přirozenému lesnímu společenstvu existovat nepřetržitě a neomezeně v čase".

Pralesem je i les, který vykazuje známky abiotického poškození (požár, sucho, vichřice), ale zároveň vykazuje přirozenou dynamiku pralesa. Tou je myšlena přirozená druhová skladba dřevin, výskyt mrtvého dřeva, přirozená věková struktura a procesy přirozené obnovy (European commission, 2023).

2.1.1 Pralesy v Evropě

Podle FOREST EUROPE (2020) se v Evropě (včetně východoevropských zemí, mimo Rusko) nachází přibližně 227 Mha (milionů hektarů) lesů, což odpovídá 35 % její rozlohy. Lesy charakterizované jako přírodní s malým nebo žádným vlivem člověka se zaujímají přibližně 4,6 Mha, tedy 2,2 % z rozlohy Evropy, 3,6 Mha (2,4 %) se nachází přímo v EU.

Tabulka 1 Procentuální rozdělení 3 druhů lesních porostů v regionech Evropy (FOREST EUROPE., 2020)

Table 4.3-1: Forest area by classes of naturalness, by region, 2020

Region	Undisturbed by man		Semi-natural		Plantations	
	1 000 ha	% of forest area	1 000 ha	% of forest area	1 000 ha	% of forest area
North Europe	2 769	3.9	67 759	95.0	771	1.1
Central-West Europe	107	0.3	34 864	89.5	3 995	10.2
Central-East Europe	880	2.0	42 878	96.7	591	1.3
South-West Europe	93	0.3	26 396	95.6	1 133	4.1
South-East Europe	836	2.8	27 710	92.0	1 571	5.2
EU-28	3 655	2.4	144 085	93.2	6 777	4.4
Europe	4 684	2.2	199 607	94.0	8 061	3.8

Notes: Data coverage as % of total regional forest area: NE100%, C-WE100%, C-EE 99%, S-WE 89%, S-EE 74%, EU-28 95%, Europe 94%.

V předchozí studii FOREST EUROPE (2015) bylo jako člověkem nenarušené uvedeno 7,3 milionu hektarů (3 %) evropských lesů a v zemích EU 3,1 Mha (4 %), což je pokles o 2,7 Mha v evropských lesích, ale nárůst o 0,5 Mha v zemích EU mezi lety 2015-2020.

V databázi pralesů od Sabatini et al. (2021) bylo identifikováno cca 41 Mha pralesů, z toho 37 Mha v Rusku a 3,71 Mha v Evropě. Ve Švédsku a Norsku se nachází dalších 2,5 Mha potenciálních pralesů. Definice pralesů zde použitá charakterizuje prales jako zastřešující pojem pro další formy lesů jako staré lesy, lesy pozdní sukcese, ale také některá raná stádia a mladé lesy, které vznikly po přirozených disturbancích a přirozené obnově bez následného managementu. V případě velkých ploch pralesů (>250 ha) může mapování lokálně zahrnovat i pozemky, které nejsou porostlé stromy. (Sabatini et al. 2021) Problémem je, že spolehlivé údaje jsou pro mapování pralesů jsou však k dispozici pouze pro Českou a Slovenskou republiku a pro Maďarsko. Částečné záznamy (které jsou často omezené na určité zeměpisné oblasti nebo chráněná území) jsou k dispozici pro Rumunsko, Ukrajinu, Francii a Itálii. Nesouvislé údaje jsou k dispozici pro Švédsko, Rakousko, Spojené království, Bosnu a Hercegovinu, Černou

Horu a Srbsko. Pro Litvu, Bělorusko, Moldavsko a Irsko neexistují žádné analyzovatelné datové záznamy (Luick et al. 2021)

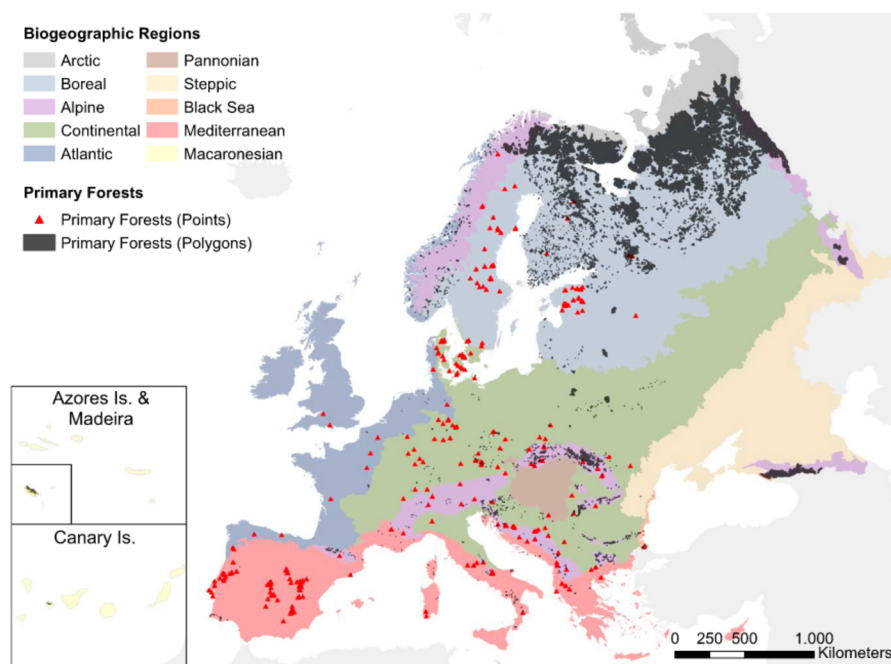
Tabulka 2 Plocha pralesů v jednotlivých evropských zemích (Sabatini et al. 2021)

Country	Num. features (Polygons\ Points)	Tot. estimated area (1,000 ha)	Sources (Dataset IDs)
Albania	13\6	13.36	0, 1, 47, 54
Austria	34\2	1.46	9, 35, 49
Belarus	3\0	188.29	46
Bosnia and Herzegovina	4\12	4.1	0, 2, 50, 53
Bulgaria	483\2	56.77	0, 3, 4, 35
Croatia	45\3	6.24	0, 5, 9
Czechia	86\10	9.07*	0, 6, 9
Denmark	0\24	1.68	7
Estonia	0\29	0.05*	0, 8
Finland	1,008\3	2,817.36*	0, 12, 38, 39
France	106\7	10.86*	0, 13, 14, 35, 37
Germany	25\21	13.65*	0, 9, 15, 35
Greece	5\2	1.75*	0, 16
Italy	86\12	6.84*	0, 18, 35, 55
Latvia	3\0	4.79	40
Lithuania	20\0	32.05	19
Moldova	0\1	0.03	35
Montenegro	2\0	2.85	2, 50
Netherlands	3\0	0.08	36
North Macedonia	5\1	0.81	1, 20
Norway	240\1	280.05*	0, 21, 36, 43
Poland	66\5	21.15*	0, 22, 35
Portugal	32\21	15.75*	23, 24
Romania	3,571\6	59.11*	0, 1, 25, 32, 33, 35
Russian Federation	3,082\3	37,417.69*	0, 51
Serbia	14\4	7.78	0, 35, 36, 44, 45
Slovakia	290\4	10.98	0, 9, 26
Slovenia	170\1	9.53	0, 27
Spain	44\58	9.4*	0, 41, 52
Sweden	0\51	32.81*	0, 29, 35
Switzerland	5\5	2.29	0, 30, 35
Ukraine	8,966\3	97.8*	0, 1, 32
United Kingdom	0\2	0.1	9
Total	18,411\299	41,136.53*	

Table 1. Summary of primary forest data across European countries. Dataset IDs correspond to those in Online-only Table 1. * Some point features have no information on forest patch area.

Mimo pralesy v severních částech Finska, Švédska a na území Ruska se přes 80 % evropských pralesů nachází v Karpatském pohoří, konkrétně na Ukrajině, na Slovensku a zejména v Rumunsku, kde se nachází 2/3 pralesů a pralesům blízkých lesů. Přestože se zalesněná plocha Rumunska zvýšila mezi lety 1997 a 2020 z 6,3 Mha na 6,6 Mha (27,7 a 28,9 % z celkové rozlohy země), rozloha pralesů a pralesům blízkých lesů klesla díky nelegální nebo tolerované těžbě i v již chráněných oblastech Rumunských Karpat (Luick et al 2021). Rumunská vláda těžbu umožňuje velkým zahraničním těžařským firmám, které poté těží v Rumunských národních parcích a na lokalitách Natura 2000 (EuroNatur, 2024).

Ze světových lesů tvoří pralesy 34 %, z čehož 61 % se nachází na území Brazílie, Kanady a Ruska. Odlesňováním probíhajícím z těchto zemí nejvíce v Brazílii bylo zničeno mezi lety 2000-2020 celosvětově 47 Mha (FAO and UNEP, 2020)



Obrázek 1 Zobrazení polohy pralesů na mapě Evropy (Sabatini et al. 2021)

2.1.2 Význam pralesů

Pralesy mohou sloužit jako zdroj poznání o zákonitostech vývoje a růstu lesních společenstev (Korpel', 1991). Pralesy také poskytují vzácný zdroj významných a ekonomicky relevantních poznatků pro obhospodařování lesních ekosystémů. Výzkum v pralesích například vedl k praktickým pokynům ohledně minimálních prahových hodnot pro mrtvé dřevo, staré stromy, cílené narušení a postupy potřebné k dosažení druhové rozmanitosti, jakožto zásadní součásti komplexního a udržitelného přístupu k lesnímu hospodaření. Pralesy slouží jako referenční ekosystémy pro sledování přirozeného vývoje lesa a změn v životním prostředí. Pralesní ekosystémy, které nebyly ovlivněny lidskou civilizací, obsahují důležité zásoby evolučních genů, protože vnitrodruhová variabilita, která se vyvíjela tisíce nebo miliony let, byla ušetřena selekce založené na využívání lesů člověkem. Totéž platí pro druhově specifické adaptační procesy v interakci s přírodním prostředím, které zůstaly neovlivněny antropogenní selekcí. Existence geneticky rozmanitých populací je zásadní pro hledání klimaticky adaptabilních druhů v reakci na klimatickou změnu. Pralesy fungují z hlediska časové, prostorové a funkční dynamiky jako refugia a původní biotopy pro vysoce specializované druhy, které jsou závislé na stálých dlouhodobých stanovištních a ekologických podmínkách,

jež se vyskytují pouze v těchto pralesích (např. specializovaní xylobionti z řad hub, lišejníků, brouků, blanokřídlých a dvoukřídlých). Pouze rozsáhlé nenarušené lesy mohou poskytnout potřebné stanoviště a s nimi spojené struktury a procesy korelující s vývojovými a věkovými fázemi těchto druhů. Tato prostředí postrádají i lesy s přírodě blízkým režimem hospodaření (Luick et al. 2021).

Vzhledem ke stále vážnějším efektům klimatické změny je důležitá i vyšší odolnost pralesů vůči rostoucím klimatickým extrémům ve srovnání s lesními plantážemi a krajinou pozměněnou lidským hospodařením a využíváním půdy (Kameniar et al. 2023).

Významným mechanismem pralesů je nepřetržité ukládání CO₂, které probíhá po dobu několika staletí (pokud nejsou lesy narušeny). Během růstové fáze optima mají vysokou schopnost dlouhodobého ukládání CO₂, který později uvolňují během podobně dlouhé fáze rozpadu. V růstové fázi lesy pohlcují velké množství oxidu uhličitého z atmosféry a ukládají jej do biomasy (dřeva) a lesní půdy. Poté se lesní ekosystém dostává do různě dlouhého období homeostázy, během něhož je stav CO₂ ve dřevě vyrovnáván současně akumulací a dekompozičními procesy. Akumulační funkce lesní půdy je odlišná, CO₂ je průběžně ukládán ve svrchních půdních horizontech, a to i ve starých lesích s vysokou úrovní biodiverzity. Zničení takovýchto starých lesů může způsobit vážné klimatické problémy, neboť se do atmosféry uvolní velké množství uhlíku (Luick et al. 2021). Pralesy tlumí negativní účinky zvyšující se teploty na biodiverzitu lesních porostů, protože ve srovnání s hospodářskými lesy mají v létě často nižší teplotu (Sabatini et al. 2021)

Tyto lesní porosty jsou nenahraditelnou součástí našeho přírodního dědictví a utvářejí kulturní identitu místních komunit (Sabatini et al. 2021).

2.2 Smrk ztepilý – *Picea abies*

Smrk ztepilý (*Picea abies*) je dominantní dřevinou v evropských horských pralesích, růstové optimum má v jehličnatém výškovém pásmu, přibližně od 1000 m n. m. do 1700 m n. m. (Ralhan et al., 2023)

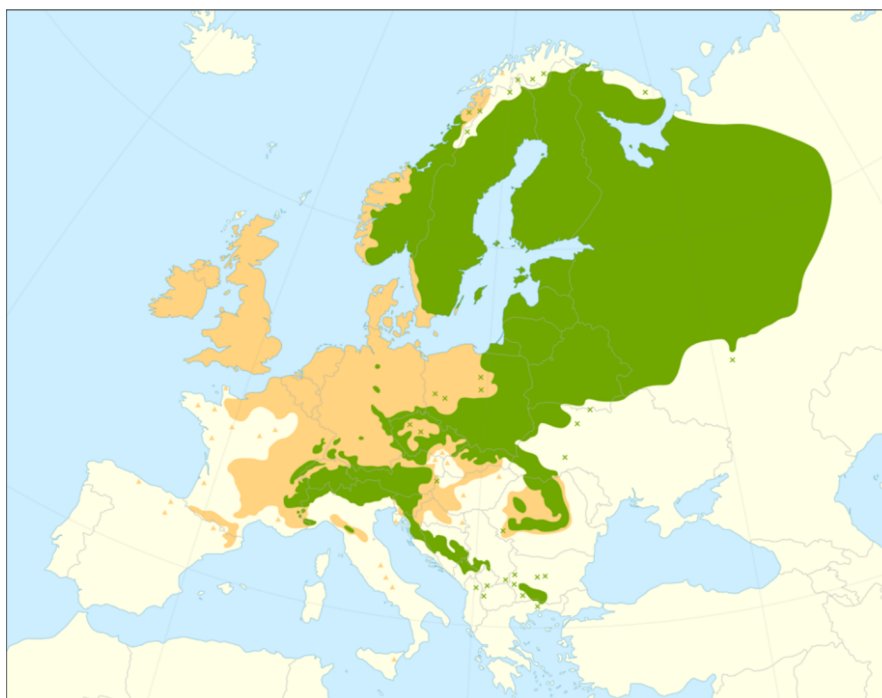
2.2.1 Biologie

Smrk ztepilý patří do čeledi *Pinaceae* – borovcovité. Dorůstá výšky kolem 50 metrů a výčetní tloušťky až 1,5 metrů. Tvoří pravidelné přeslenité větvení, letorosty mají čtyřhranné, leskle zelené, zašpičatělé, 1-3 cm dlouhé jehlice. Smrk má samičí – vzpřímené, zelené či červené a samčí – drobné červené či žluté šištice. Plodem jsou nerozpadavé 10-16 cm dlouhé

šišky, které převisele vyrůstají na letorostech. V šiškách se nachází tmavohnědá vejcovitá semena s blanitým křídlem (Divíšek et Culek, 2013). Smrk se dožívá se 350–400 let. Jeho dřevo je mnohostranně použitelné, a proto se intenzivně používá v lesním hospodářství. (Draštík et al. 2022).

2.2.2 Ekologie

Smrk ztepilý je světlomilná dřevina, která v mládí snáší zástin. To mu umožňuje to podrostů jiných dřevin, mezi kterými se stane dominantním druhem a postupně je vytlačí. Smrk potřebuje vyšší půdní vlhkost, dokáže růst i v bažinách a rašeliništích se stagnující vodou. Problémem je nedostatek vláhy, který je limitujícím faktorem pro růst smrku. Není náročný na geologické podloží, pokud má dostatečnou vlhkost, dokáže růst i na mělkých či kyselých půdách s tenčí vrstvou humusu. Negativní vliv na růst smrku má vysoká teplota a nízká relativní vzdušná vlhkost. Smrkové porosty jsou náchylné k vývratům, neboť nejsou odolné proti působení větru. Mezi faktory, které ho ohrožují, patří imise (zejména SO_2) které oslabují porost a může tak docházet k plošnému úhynu jedinců (Divíšek et Culek, 2013). Je napadán hmyzími škůdci, zejména různými druhy kůrovců (např. *Ips typographus*) a dřevokaznými houbami, hlavně kořenovníkem smrkovým (*Heterobasidion parviporum*.) a Václavkou smrkovou (*Armillaria ostoyaea*). Poškození je též způsobováno ohryzem a loupáním spárkatou zvěří.



Obrázek 2 Rozmístění smrkových porostů v Evropě
(Caudullo, Welk, San-Miguel-Ayanz, 2017)

V zimním období mohou nepříznivé klimatické podmínky, jako mokrý sníh či mráz, působit negativně na stromy, například způsobit zlomy stromů (Drašík et al. 2022)

Původním areálem rozšíření jsou horské lesy, inverzní údolí, rašeliniště a obecně lokality s vyšší půdní vlhkostí, především na kyselých půdách. Smrk byl v posledních stoletích vysazován na různá i nepůvodní stanoviště, kde vznikly monokulturní porosty, které vykazují velkou ekologickou nestabilitu (Divíšek et Culek, 2013).

2.3 Dynamika smrkových pralesů

Středoevropské horské smrčiny, tvořené zejména Smrkem ztepilým (*Picea abies*) se neobnovují kontinuálně, neboť smrk vyžaduje dva po sobě jdoucí vlhkostně a teplotně příznivé roky pro vykvetení a vytvoření semen. Takovéto podmínky nastávají v horských studených a vlhkých podmínkách nepravidelně, pouze jednou za více let. Po semenném roce lze v porostu nalézt desítky tisíc semenáčků na jednom hektaru, jejichž počet poté přirozenou mortalitou klesá do dalšího semenného roku. V zapojeném porostu s nedostatkem světla v podrostu jedinci obnovy mohou zpomalit až téměř zastavit svůj přírůstek a čekat na uvolnění horního stromového patra. Malé smrkové semenáče dokáží jako předsunutá potlačená obnova přežít desítky let s minimálním přírůstem, výsledkem jsou velmi husté letokruhy a délka života až několik staletí (Jonášová, 2013).

V návaznosti na obnovu se ve vývoji lesního ekosystému rozlišují dva vývojové cykly – velký a malý. Velký vývojový cyklus začíná rozpadem ekosystému v důsledku velkého narušení, jako vítr, požár nebo hmyz. Takto velké disturbance mohou být způsobeny i člověkem ve formě imisí, požárů nebo v menším měřítku holosečnou těžbou. Po rozpadu původního porostu nastupují jednotlivé fáze ekologické sukcese, jako první obsadí stanoviště pionýrské dřeviny. Jsou to rychle rostoucí světlomilné olše, břízy, osiky či například borovice, tvoří tzv. přídatný les. Přípravný les postupně vytvoří podmínky pro růst na obnovu náročnějších stín tolerantních dřevin jako např. jedle, buk, smrk, javor. Spolu s pionýrskými dřevinami tvoří tzv. přechodný les. Postupně stín tolerantní dřeviny přerostou světlomilné pionýrské dřeviny, které následně uhynou a již se neobnovují. Obnova probíhá nadále pouze u stín tolerantních sukcesně pozdějších dřevin, tato fáze se nazývá lesem závěrečným neboli klimaxovým. Malý cyklus probíhá již ve stabilním klimaxovém porostu, kdy se střídají jednotlivé generace lesa pro přirozeném stárnutí. Rozlišujeme stádia optima, rozpadu a dorůstání (Ulbrichová, 2010).

Podle vědeckých studií za posledních několik desítek let je ale stabilita horských smrkových lesů způsobena jeho dynamickým vývojem, který má více časových a prostorových

rovin. Tedy není podmíněna rovnovážným stavem lesního ekosystému, ale dynamickým vývojem, ovlivňovaným zejména narušeními – disturbancemi (Havira et Čada 2018).

2.4 Disturbance ve smrkových pralesích

Disturbance je událost, která narušuje strukturu ekosystému, společenstva nebo populace a mění dostupnost zdrojů nebo fyzikální prostředí (Turner, 2010). Přírodní disturbance, jako jsou požáry, napadení hmyzem a větrné smršťe, jsou nedílnou součástí dynamiky lesních ekosystémů po celém světě. (Seidl et al. 2017) Jsou to události časově ohraničené, ale fungují v tzv. disturbančním režimu, ten je charakterizován prostorovou a časovou dynamikou disturbancí v delším časovém období. Zahrnuje charakteristiky, jako je prostorové rozmístění disturbancí, frekvence disturbancí, interval návratu a doba střídání disturbancí, velikost, intenzita a závažnost disturbancí (Turner, 2010)

Původní teorie vycházející z Clementsiánské ekologie pracovaly s představou celkově rovnovážného ekosystému složeného z jednotlivých malých ploch, kde každá prochází vlastním sukcesím vývojem. Podle novějších studií nicméně podíl krajiny obsazené touto mozaikovitou strukturou s různými sukcesními stadii v průběhu času spíše kolísá. A kolísá i celkové složení struktury krajiny jako mozaiky. Rovnováha je tedy pouze jedním z několika možných výsledků a mozaika ustálených sukcesích stavů se uplatňuje pouze v některých případech. Došlo k posunu chápání dynamiky lesních ekosystémů od očekávání rovnovážného stavu, jako výsledku sukcese k uznání nezbytnosti disturbancí v dynamice vývoje a fungování lesů a k nahlížení na přírodní lesy jako na nerovnovážné systémy (Turner, 2010). Problémem ale zůstávají nedostatečné poznatky o vzájemném působení disturbancí na ekosystém a na sebe navzájem (Seidl et al. 2017).

2.4.1 Významní disturbanční činitelé

Ve středoevropských horských lesích jsou hlavními disturbančními činiteli vítr a podkorní hmyz (zejména *Lýkožrout smrkový* – *Ips typographus*). Disturbance a podmínky prostředí na sebe navzájem působí, proto k zasažení porostu lýkožroutem dochází často ve chvíli, kdy je kvůli větrným polomům nahromaděno dostatek stromů vhodných k jeho reprodukci. Ke gradaci lýkožrouta ale přispívají i klimatické podmínky – sucho, které oslabuje stromy. Dalším faktorem potenciální gradace disturbance je i stáří porostu. V určitém věku jsou stromy náchylnější k větrným vývratům a k napadení hmyzem, oproti mladým odolnějším stromům. Proto k disturbancím nedochází náhodně, ale jednou za určitou dobu (Turner, 2010)

Dalšími disturbančními činiteli mohou být požáry, sníh, poškození zvěří, ale i antropogenní činnost (Korpel', 1991). Jednou formou antropogenní disturbance je holosečná těžba, která může např. ovlivnit tok živin v půdě na vzniklé holině. Živiny (například dusičnany) jsou zejména v oblastech se strmou topografií deštěm vyplavovány pryč z půdy (Turner, 2010). Další formou disturbance zejména ve smrkových porostech mohou být člověkem způsobené imise SO₂, na které je smrk citlivý (Draštík, 2022).

2.4.2 Vliv disturbancí na lesní ekosystém

Podle Hollinga (1973) jsou ekosystémy odolné neboli resilientní (schopné uchovat si vztahy uvnitř systému a přizpůsobit se změnám) vztažitelně ke svojí stabilitě neboli rovnováze. Čím méně je systém stabilní, tím více dokáže odolávat změnám, protože po každém narušení na ně reaguje fyziologickými, behaviorálními, ekologickými a genetickými změnami. Čím je prostředí ekosystému homogennější – má menší diverzitu, tím je méně odolné (Holling, 1973).

Disturbance vytváří v lesním ekosystému tzv. biologické dědictví, které je nezbytné pro přirozenou obnovu a dynamiku lesa, ale také určuje míru resilience (udrží si po narušení struktury a funkce nezbytné pro svoje přežití). Biologickým dědictvím rozumíme přeživší organismy dospělé i nedospělé, odumřelé jedince, kteří zůstali zachováni po disturbanci, ale i nové struktury, které vznikly narušením. Nové prostředí vzniklé narušením vytváří příležitost pro prosazení se nových druhů a umožňuje aktivizaci předsunuté obnovy díky novým světelným podmínkám. Tímto se zvyšuje biodiverzita porostu (Havira et Čada 2018).

Ani velmi rozsáhlé disturbance však krajinu nehomogenizují, spíše je pro ně typické, že vytvářejí heterogenitu v prostoru a čase (Turner, 2010).

Disturbance mají vliv i na koloběh živin, tyto vlivy se mohou mezi ekosystémy a s různým typem a intenzitou narušení značně lišit a záleží na mechanismech retence zejména v živinami omezených systémech (Turner, 2010).

2.4.3 Disturbance ve vztahu ke globálnímu oteplování

Mnoho disturbančních režimů se v současné době nachází ve fázi rychlých změn díky globální změně klimatu, ale jsou ovlivňovány i dalšími faktory, jako je biologická invaze nových druhů, změny v druhových společenstev nebo intenzivní využívání půdy člověkem (Turner, 2010). Zvýšení výskytu a intenzity disturbancí bylo pozorováno na velké části zeměkoule, jde např. o požáry, napadení ekosystémů hmyzem nebo silnější sucha (Seidl et al. 2017) Problémem nemusí být samotná velikost disturbance, ale nepřipravenost systému na

nový typ narušení (Turner, 2010). Takovéto nové, změněné disturbanční režimy mohou mít silný dopad na schopnost lesů poskytovat společnosti ekosystémové služby. Nárůst narušení způsobený klimatem by dokonce mohl překročit ekologickou odolnost lesů, což by způsobilo trvale změněné lesní ekosystémy nebo přechod k nelesním ekosystémům, protože by byly překročeny kritické hranice. Z těchto důvodů se očekává, že změna disturbančních režimů bude patřit k nejzávažnějším dopadům, které bude mít změna klimatu na lesní ekosystémy v nadcházejících desetiletích (Seidl et al 2017).

2.5 Obnova lesa

2.5.1 Umělá obnova

Umělá obnova je provedena lesním hospodářem za účelem tvorby porostu na obnovované ploše. Provádí se pomocí sadby semenáčků a sazenic, které se vypěstují v lesních školkách nebo jsou vyzvednuty z náletů. Dále ji lze provést sítí semen a plodů na obnovovanou lokalitu. Umělá obnova je dominantní u obnovovaných ploch vzniklých holosečí, kde se nový porost obnovuje pod krytem mateřského porostu. Provádí se zde pomocí podsadeb a podsíjí.

Původ sadebního materiálu při umělé obnově můžeme rozdělit na generativní a vegetativní. Generativní materiál je vypěstovaný ve školkách ze semen lesních dřevin nebo je prováděn sítí semen lesních dřevin. Vegetativní umělou obnovou je například výsadba řízkovanců, tedy jedinců vzniklých množením částí rostliny (Draštík et al. 2022). Pokud se na uměle obnovované ploše vyskytuje nálet, který je účelně doplněný výsadnou, nazývá se tato obnova kombinovanou (Korpel', 1991).

2.5.2 Přirozená obnova

Přirozená obnova je proces obnovení lesního ekosystému, které je uskutečněno autoreprodukcí mateřského porostu. V přirozených lesích probíhá autoreprodukce samovolně opadem semen (generativně) či vegetativním klíčením. V hospodářských lesích je cílenou činností lesního hospodáře za účelem vytvoření nové generace porostu, která bude plnit produkční cíle (Draštík et al. 2022). V národních parcích ČR, zvláště v bezzásahových částech je přirozené obnovení lesa cílovou praktikou. Zároveň je součástí konceptu přírodě blízkého lesního hospodaření, které má za cíl vytvořit odolnější a ekologicky udržitelnější lesní porosty (Křenová et Fanta, 2009) Přirozená obnova je také využívána k zalesnění nelesních stanovišť, která je cílem obnovit po narušení lidskou činností (Prach et al. 2009).

2.5.2.1 Přínos přirozené obnovy pro hospodářské služby lesa

Přirozená obnova zachovává autochtonní a alochtonní populace, které se osvědčily na daném stanovišti a zároveň se dokáže přizpůsobit na konkrétní mikrostanovištní podmínky. Přirozená obnova oproti umělé nenarušuje růst kořenových systémů náletových semenáčků. Výhodou je také zachování vysoké genetické variability populací a při velkém počtu přirozené obnovy je menší poškození způsobené zvěří (Vacek et al. 2020). Při komplexním pohledu na pěstební operace v rámci výrobního procesu je přirozená obnova z dlouhodobého hlediska výhodnější jak biologicky, tak i ekonomicky. Jsou zde využity přírodní síly a procesy, a proto dochází k velké úspoře živé práce a nákladů v porovnání s umělou obnovou. Pokud je porost obnovován pod clonou mateřského porostu, je potlačen negativní účinek imisí na obnovované jedince. (Korpel', 1991) Porosty vzniklé přirozenou obnovou mají větší předpoklad pro vznik kvalitnějších a odolnějších porostů, které umožňují větší možnosti výběru při výchovných zásazích (Drašík et al. 2022). Takovýto les plní více funkcí než les vytvořený umělou obnovou. Je druhově a prostorově rozrůzněnější, zadržuje více vody, má půdoochrannou funkci, pozitivní vlivy na klima a biodiverzitu (Prach et al. 2009).

Negativním efektem přirozené obnovy je nerovnoměrné rozptýlení a výsledná hustota jedinců obnovy a závislost na fruktifikaci stromů (Vacek et al. 2020). Dalšími nevýhodami jsou nemožnost výběru obnovované dřeviny a vyšší náklady při výchovných a těžebních zásazích, kde nemůže být použita lesnická mechanizace v takové míře kvůli náhodnému rozptýlení stromových jedinců. Výsledek přirozené obnovy záleží na mnoha faktorech, které není možné zcela ovlivnit. (Drašík et al. 2022).

2.5.2.2 Faktory prostředí ovlivňující přirozenou obnovu

Pro úspěšné obnovení porostu potřebují jedinci obnovy vhodný stav půdy pro klíčení semen a přežití semenáčků, vhodné klimatické podmínky a výskyt semenného roku mateřského porostu (Drašík et al. 2022). Kritickým faktorem zastíněného obnovovaného podrostu je světelný režim. Stromy jsou v těchto porostech vystaveny také souběžnému působení podmínek prostředí, jako jsou pohyby vzduchu, teplota, CO₂, vláha a živiny, ale i potenciální konkurence s jinou vegetací. Růst a mortalita jsou nejkritičtější procesy, které determinují úspěšnost přirozené obnovy, mnoho stromů totiž odumírá během růstu, aniž by dosáhly dospělosti. Semenáčky a sazenice stín tolerantních jehličnanů mohou přežít v zastíněném podrostu po dlouhou dobu jen s minimálním přírůstem. Vzniká tak předsunutá obnova, která může

poskytnout stín tolerujícím druhům potenciální výhodu v obnově po narušení porostu větrem nebo hmyzem. Po zasažení porostu požárem se uplatňují rychle rostoucí dřeviny netolerantní na zastínění jako borovice, topol osika a bříza. Pro světelný režim a dynamiku obnovy potenciálně konkurenčních stín tolerujících a stín netolerujících dřevin je určující velikost mezery v korunovém zápoji a rychlost jejího opětovného uzavření (Messier et al. 1999).

Stromy mohou využívat různé mechanismy, jako například architektonické adaptace k udržení podmínek pro růst a konkurenční výhody v různých světelných podmínkách. Patří mezi ně strmé úhly listů, které minimalizují fotoinhibici a umožňují větší průchod světla k nižším listům, horizontální listy, které účinněji stíní konkurenty, alokace uhlíku do listů na úkor kmene a větví, nebo rozložení větví, které slouží k maximálnímu zachycení světla korunou. Se snižujícím se množstvím světla dopadajícím na jedince obnovy je u jehličnatých dřevin často podpořen růst a orientace větví a jehlic horizontálně a upozaděn růst stromu do výšky. Menší stromy mají také větší poměr listové plochy ku ploše kmene a větví. V mechanismech a modifikacích vedoucích k většímu příjmu světla v zastíněném podrostu jsou obecně efektivnější stín tolerující dřeviny (Messier et al. 1999).

Pro přirozenou obnovu horských smrčín je nejpříhodnějším substrátem tlející dřevo mrtvých jedinců. V nižších polohách může smrk vyklíčit a vyrůst téměř na jakémkoli substrátu, ale v horském prostředí to jsou zejména ležící kmeny, kořenové talíře vývrátů a vyvýšené paty stromů. Výhody mrtvého dřeva pro jedince obnovy smrku je ochrana před konkurencí bujných trav, ale i živiny z rozkládajícího se mrtvého dřeva a příznivé teplotní podmínky (Jonášová, 2013).

Do přirozené obnovy může zasahovat i bylinné patro, pokud se v něm nachází velké množství biomasy, může mít negativní efekt na obnovu v lese. V extrémních případech tak může být ranná sukcese lesa zpomalena nebo dokonce zastavena na dobu až 100 let, dokud se neprosadí pár stromových jedinců, kteří jsou schopni přerůst bylinné patro. V horizontu 400 let tak nakonec stejně vždy dojde k zalesnění stanoviště (Thrippleton et al. 2016). Takováto odolná vrstva může mít i vliv na druhové složení budoucího porostu, neboť filtruje stromy, které jí jsou schopné přerůst (Royo et Carson, 2006). Na proces obnovení lesa a na vztah jedinců obnovy a bylinného podrostu má vliv okus a spásání zvěří či narušování porostu disturbancemi (Thrippleton et al. 2016). Limitujícím faktorem je i teplota, v horských lesních porostech s chladnějším podnebím se stromy vyvíjejí pomaleji, než v teplých oblastech (Mrhalová et al. 2015). Se stoupající nadmořskou výškou také klesá intenzita a frekvence semenných roků a snižuje se klíčivost semen (Bače et al. 2009)

3 Metodika

3.1 Popis sledované lokality

Data byla sesbírána na výzkumných plochách v jižních Karpatech v Rumunském pohoří Fagaraš. Karpaty jsou druhým největším pohořím v Evropě, zároveň se zde nacházejí souvislé lesy, které nebyly zasaženy lidskou činností minimálně od 18. století.

Pohoří Fagaraš je složeno z 75-80 km dlouhého nepřerušného hřebenu, který je orientován východozápadním směrem. Samotný hřeben je ve výšce pře 2000 m n. m., 6 jeho vrcholů dosahuje výšky přes 2500 metrů, přičemž nejvyšší horou je Moldoveanu s výškou 2544 m n. m. Dalších 33 vrcholů dosahuje výšky přes 2400 m n. m. Na hlavní hřeben kolmo navazují vedlejší hřebeny, které na severní straně prudce klesají do výšky 500 m n. m., hřebeny na jihu klesají pozvolna a dále se větví.

Geologické podloží je tvořeno metamorfovanými krystalickými břidlicemi. Patrná je i ledovcová aktivita v minulosti v podobě ledovcových jezer a údolí.

Úbočí hor jsou zalesněná, kolem výšky 500 m n. m. navazují na zemědělskou krajinu smíšené listnaté lesy, poté jehličnaté lesy. Další – subalpínské pásmo je tvořeno borovicí klečí (*Pinus mugo*) a jalovci a od výšky 2200 m n. m. je krajina tvořena alpínským pásmem s travnatými porosty (Linnell et al. 2016).

Karpaty mají obecně chladné a kontinentální s průměrnými ročními srážkami 800-2000 milimetrů ve středních polohách. Jižní Karpaty, včetně pohoří Fagaraš, má mírnější klima s průměrnými ročními teplotami 0,9-6,4 °C. Ve vyšších polohách (1200-1700 m n. m.) je dominantní smrk ztepilý (*Picea abies*), který je doplněn jedlí bělokorou (*Abies alba*), jeřábem ptačím (*Sorbus aucuparia*), javorem klenem (*Acer pseudoplatanus*) a břízou bělokorou (*Betula pendula*) v nižších polohách (600-1200 m n. m.) se vyskytují smíšené listnaté lesy charakteristické hlavně bukem lesním (*Fagus sylvatica*), jedlí bělokorou (*Abies alba*) a javorem klenem (*Acer pseudoplatanus*) (Ralhan et al. 2023, Kameniar et al. 2023).

Region je dlouhodobě hospodářsky využíván. V nížinách je krajina využívána zemědělsky, ve vyšších polohách je praktikováno lesnictví. Po postkomunistických restitucích se lesnické metody změnila a nyní se využívá holosečných kácení, které často nejsou regulovány. Mimo lesnictví jsou lesy vyžívány pro svoje mimoprodukční funkce a v alpínském výškovém pásmu jsou na travnatých plochách pásány ovce. V poslední době se zde daří i pěšímu turismu a výrobě energie z vodních zařízení (Linnell et al. 2016)

Sběr dat

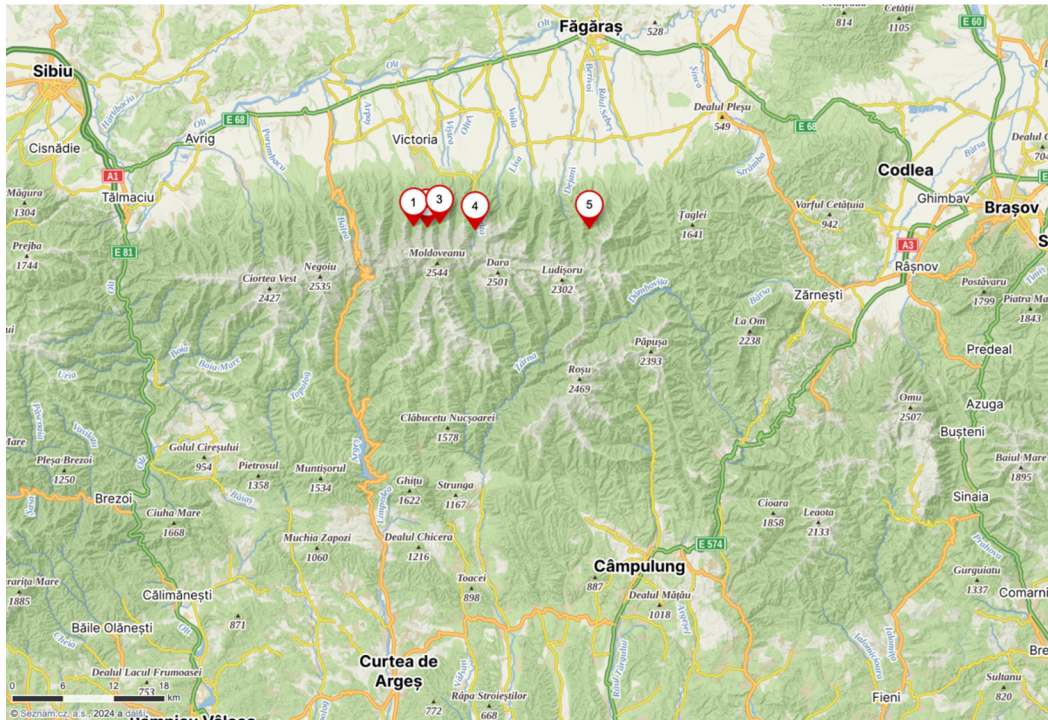
Sběr dat probíhal v rámci projektu REMOTE Primary Forests (REMOTE Primary forests, 2024) v srpnu a září 2018 a v srpnu a září v roce 2023. Analyzovaná data byla sbírána na výzkumných plochách v rumunském pohoří Fagaraš na svazích hor kolem údolí Belia (1377-1605 m n. m.), Vistea Mare (1297-1543 m n. m.), Ucisoara (1309-1543 m n. m.), Sambata (1385-1598 m n. m.) a Ucea Mare (1320-1596 m n. m.). Tyto údolí jsou tvořeny vedlejšími hřebeny kolmo navazujícími na severní straně na hlavní fagarašský hřeben. Každé toto údolí mělo 12 přilehlých výzkumných ploch. Výzkumné plochy se nachází ve výšce 1297–1605 m n. m. a každá měla velikost 1000 m².

Na každé výzkumné ploše byly z jejího středu zaměřeny pomocí kompasu azimuty 0°, 72°, 144°, 216°, 288°. V těchto směrech byly od středu vytýčeny 20 m dlouhé transekty na konci označené kolíkem. V délce 12,1 m od středu v těchto transektech následně identifikovány čtvercové zkusné podplochy s délkou strany 2 m, přičemž dvě strany z každé plochy byly vždy paralelní s osou transektu, každá podplocha měla 4 m². Na každé podploše byly identifikované druhy jedinců obnovy a jejich počty. Transekty a plochy byly vyznačovány zvlášť pro roky 2018 a 2023.

Podle svojí výšky byly rozděleny do následujících výškových tříd:

- třída 0 reprezentuje jedince do 0,5 m výšky
- třída 1 reprezentuje jedince mezi 0,5 a 1,3 m výšky
- třída 2 reprezentuje jedince mezi 1,3 a 2,5 m výšky
- třída 3 reprezentuje jedince nad 2,5 m výšky do 6 centimetrů tloušťky ve výšce 1,3 m od země.

Data byla zapisována do předdefinovaných formulářů.



Obrázek 3 Mapa trvalých výzkumných ploch. Bodem 1 je označeno údolí Ucea Mare, bodem 2 údolí Ucisoara, bodem 3 údolí Vistea Mare, bodem 4 údolí Sambata a bodem 5 údolí Belia (Mapy.cz, 2024)

3.2 Analýza dat

Data byla z formulářů přepsána a v softwaru Microsoft Excel (Microsoft Excel 16.82, Microsoft, 2024, microsoft.com) zpracována následujícím způsobem: byl vytvořen základní soubor `regeneration_subplot` pro rok 2018 a 2023, do kterého byla přepsána data z formulářů, tedy počty jedinců obnovy s příslušným druhem a výškovou třídou na každé z podploch. Z tohoto souboru byly vypočítány počty jedinců v jednotlivých výškových třídách pro jednotlivé výzkumné plochy sečtením počtů jedinců z podploch a přepočtením na 1 hektar (ha).

Dále byly vypočítány počty jedinců pro druhy dřevin na jednotlivých výzkumných plochách sečtením počtů jedinců z podploch a přepočtením na 1 ha. Z nich vybrány tři nejzastoupenější druhy: smrk ztepilý (*Picea abies*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) a jedli bělokorou (*Abies alba*).

Z těchto přepočtů byl vytvořen komparační krabicový graf zobrazující počty jedinců ve výškové třídě 0 (0-50 cm) součtem pro jednotlivá údolích v letech 2018 a 2023. Následně byly vytvořeny komparační krabicové grafy pro 3 zájmové druhy dřevin součtem pro jednotlivá údolích v letech 2018 a 2023.

Pro výškovou třídu 0 byla vytvořena tabulka zobrazující průměr, součet jedinců, maximální počet, minimální počet a směrodatnou odchylku pro jednotlivá údolích pro roky 2018

a 2023 a stejná charakteristika bylo použita na všechny výškové třídy nerozlišující údolí pro roky 2018 a 2023. Další tabulka rozdělená na údolí byla vytvořena pro smrk, jedli a jeřáb, zde nebyli vylišeny výškové třídy. Nakonec byla vytvořena tabulka zobrazující počet jedinců v jednotlivých výškových třídách pro tři sledované dřeviny pro oba roky. Z analyzovaných dat pro oba roky byly vyjmuty plochy ROM_FA10_260, ROM_FA3_032, ROM_FA3_035, ROM_FA3_036, ROM_FA3_038 a ROM_FA3_047, neboť pro rok 2018 nebyla data k dispozici.

Vytvořením histogramů bylo zjištěno nenormální rozdělení jednotlivých datových sad a v softwaru Statistica 14 (Statistica 14.0.0.15, TIBCO Software Inc 2020, tibco.com) byl proveden Wilcoxonův test. Nulovou hypotézou (H0) byla nerozdílnost celkového počtu jedinců obnovy do výšky 50 cm mezi lety 2018 a 2023 a nerozdílnost pro počty jedinců smrku ztepilého, jedle bělokoré a jeřábu ptačího mezi lety 2018 a 2023, alternativní hypotézou (H1) byla rozdílnost počtu jedinců.

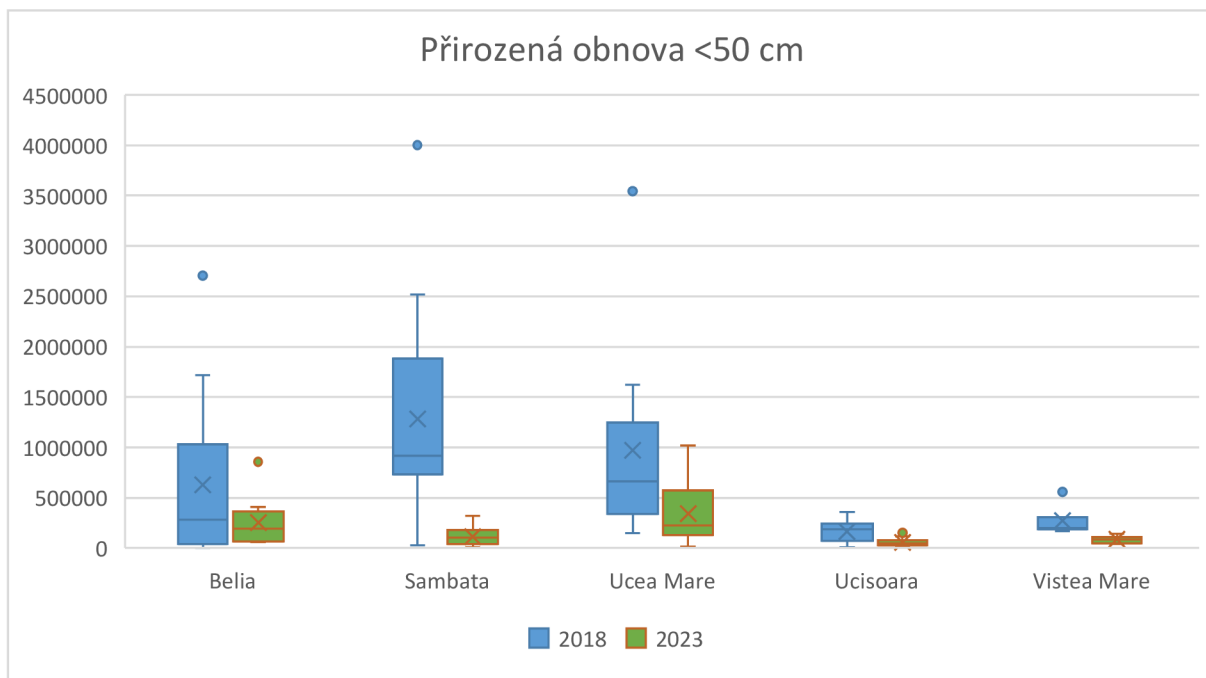
4 Výsledky

4.1 Výšková struktura obnovy

Graf 1 zobrazuje rozdělení početnosti na jednotlivých plochách pro výškovou třídu 0-50 cm výšky. Jsou zde porovnány roky 2018 a 2023. Z dat v grafu 1 můžeme pozorovat, že na výzkumných plochách v údolí Belia klesl průměrný počet jedinců obnovy z 630 000 na 192 500 (o 70 %), v údolí Sambata klesl průměrný počet z 1 284 583 na 113 125 (o 91 %) jedinců, v údolí Ucea Mare z 969 792 na 343 958 jedinců (o 65 %). V údolí Ucisoara klesl průměrný počet jedinců z 164 583 na 59 167 jedinců obnovy (o 64 %) a v údolí Vistea Mare klesl počet z 272 143 na 89 286 (o 67 %). Kromě údolí Sambata, kde byl pokles poměrově nejvyšší, byl v ostatních údolích pokles počtu jedinců podobný, 64-70 %.

V roce 2018 vykazovaly počty jedinců obnovy na jednotlivých plochách v rámci údolí mezi sebou navzájem výrazné rozdíly, které jsou reprezentovány velkou vzdáleností horního a dolního kvartilu, velkým rozdílem maxim a minim a přítomností odlehlých hodnot. V roce 2023 pozorujeme trend zmenšení rozptylu hodnot a zmenšení početnosti. Počet jedinců obnovy nejzastoupenější výškové třídy 0 se snížil z 701 157 na 178 472 jedinců na hektar (o 75 %) (Tabulka 4).

Graf 1 Počty jedinců obnovy 0. výškové třídy v zájmových údolích v letech 2018 a 2023 zobrazené v krabicovém grafu. Jsou vylišeny 75 % a 25 % kvartil, minimální a maximální hodnoty, medián, průměr a odlehlé hodnoty.



Podobný trend je patrný i v ostatních výškových třídách obnovy. V roce 2018 bylo na hektar 833 jedinců ve výškové třídě 1 a 185 jedinců na hektar ve výškové třídě 2 a 3. V roce 2023 bylo ve výškové třídě 1 celkem 787 jedinců obnovy na hektar, ve výškové třídě 2 celkem 93 jedinců a ve výškové třídě 3 celkem 46 jedinců. Poměrový pokles byl největší v nejvyšší výškové třídě, ale stále byl menší, než ve výškové třídě 0. Kromě výškové třídy 2 je směrodatná odchylka je menší, ve všech třídách v roce 2023 (Tabulka 4).

Wilcoxonův test provedený v softwaru Statistica 14 ukázal hodnotu 0 na hladině statistické významnosti 0,05 %, což značí velmi silnou rozdílnost datových souborů obnovy výšky 0-50 cm (Tabulka 3)

Tabulka 3 Wilcoxonův test rozdílnosti datových souborů obnovy letech 2018 a 2023, p-hodnota představuje hladinu statistické významnosti 5 %.

Porovnávané datové sety	Wilcoxonův párový test	
	počet validních porovnávaných párů ploch	p-hodnota
Obnova <50 cm 2018 & Obnova <50 cm 2023	54	0,000000
Smrk ztepilý 2018 & Smrk ztepilý 2023	54	0,000009
Jeřáb ptačí 2018 & Jeřáb ptačí 2023	23	0,002737
Jedle bělokorá 2018 & Jedle bělokorá 2023	17	0,135923

Tabulka 4 Statistické ukazatele naměřených počtů jedinců obnovy výškové třídy 0 v zájmových údolích a počtů jedinců všech výškových tříd v letech 2018 a 2023

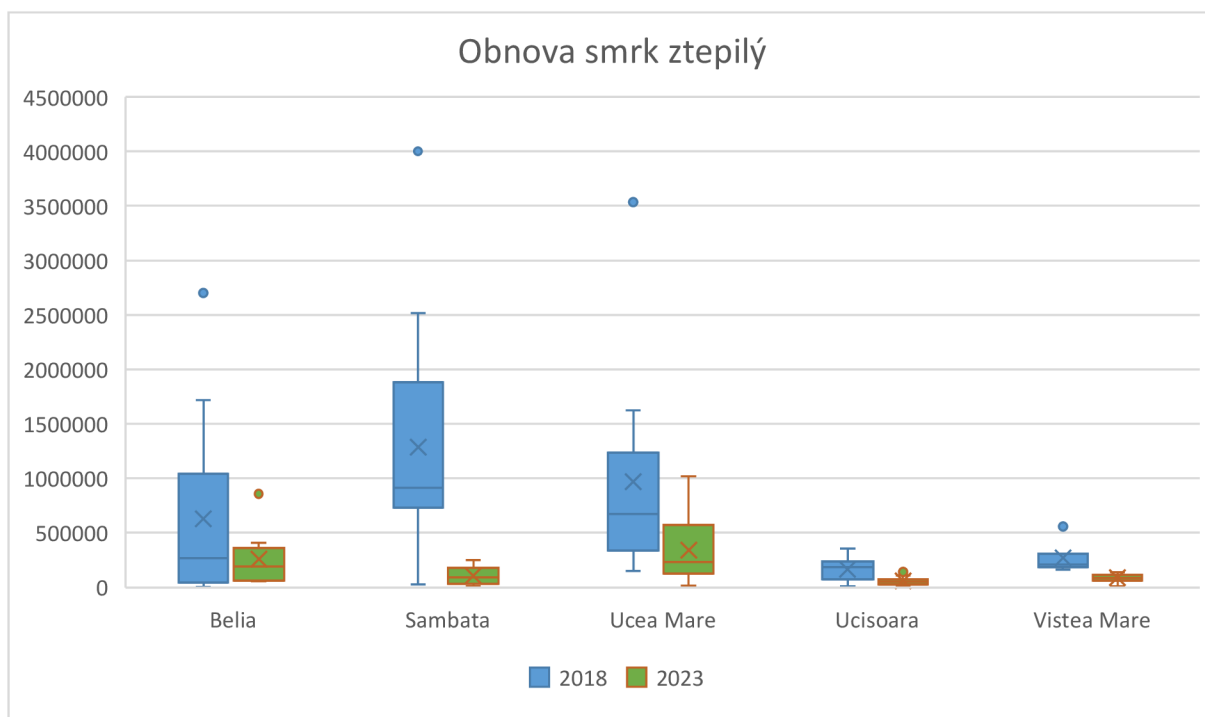
Obnova 2018 <50 cm	Sambata	Belia	Ucisoara	Vistea Mare	Ucea Mare
Průměr	1284583	630000	164583	272143	969792
Součet	15415000	6930000	1975000	1905000	11637500
Maximum	4002500	2705000	357500	557500	3542500
Minimum	30000	2500	7500	165000	147500
Směrodatná odchylka	1095079	865288	102185	810862	932840
Obnova 2023 <50 cm	Sambata	Belia	Ucisoara	Vistea Mare	Ucea Mare
Průměr	113125	256136	59167	89286	343958
Součet	1357500	2817500	710000	625000	4127500
Maximum	322500	857500	152500	145000	1020000
Minimum	10000	57500	10000	40000	17500
Směrodatná odchylka	98038	242078	41756	36478	300901
Obnova 2018	<50 cm (výšková třída 0)	50-130 cm (výšková třída 1)	130-260 cm (výšková třída 2)	260_6 cm (výšková třída 3)	
Průměr (na 1 ha)	701157	833	185	185	
Součet	37862500	45000	10000	10000	
Maximum	4002500	2000	250	750	
Minimum	2500	250	250	250	
Směrodatná odchylka	871196	3110	661	1070	
Obnova 2023	<50 cm (výšková třída 0)	50-130 cm (výšková třída 1)	130-260 cm (výšková třída 2)	260_6 cm (výšková třída 3)	
Průměr (na 1 ha)	178472	787	93	46	
Součet	9637500	42500	5000	2500	
Maximum	1020000	20000	5000	2500	
Minimum	10000	2500	5000	2500	
Směrodatná odchylka	212246	2947	680	340	

4.2 Druhové složení obnovy

V roce 2018 byla na výzkumných plochách nalezeny kromě 3 nejzastoupenějších druhů také vrba (*Salix*) a celkovém počtu jedinců 5000 na 1 ha. V roce 2023 byl kromě 3 nejzastoupenějších dřevin nalezen javor klen (*Acer pseudoplatanus*) o celkovém počtu jedinců na 1 ha 40000 a buk lesní (*Fagus sylvatica*) o 2500 jedincích.

Počet jedinců obnovy smrku ztepilého mezi lety 2018 a 2023 klesl ve všech sledovaných údolích. V údolí Belia klesl průměrný počet jedinců z 628 409 na 255 909 (o 59 %), v údolí Sambata z 1 283 750 na 103 542 (o 92 %), v údolí Ucea Mare z 967 708 na 341 458 (o 65 %), údolí Ucisoara z 162 500 na 56 667 (o 65 %) a v údolí Vistea Mare z 271 429 na 85 714 (o 69 %). Kromě údolí Sambata byl pokles počtu jedinců obnovy okolo 65 %. Údolí se lišily počtem jedinců a rozptylem hodnot, který byl větší v roce 2018 (Graf 2) Počet jedinců obnovy na hektar byl v roce 699 630 a v roce 2023 174 720 (Tabulka 6).

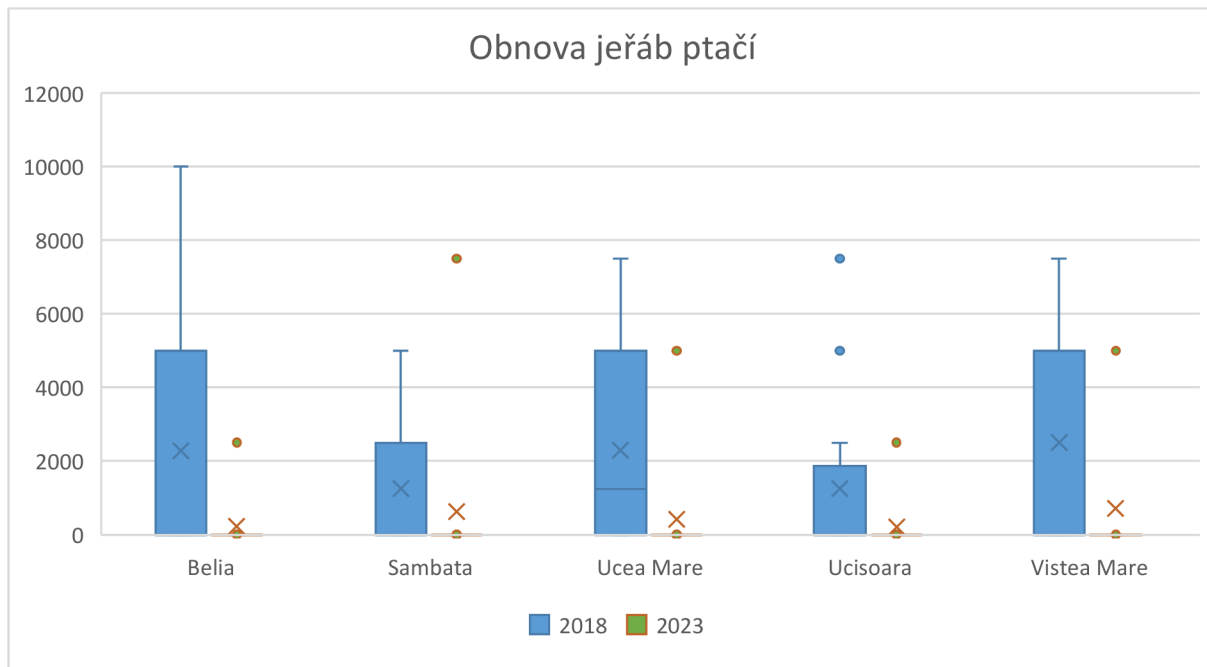
Graf 2 Počty jedinců obnovy smrku ztepilého v zájmových údolích v letech 2018 a 2023 zobrazené v krabicovém grafu. Jsou vylišeny 75 % a 25 % kvartil, minimální a maximální hodnoty, medián, průměr a odlehlé hodnoty.



Počet jedinců jeřábů ptačího obdobně klesl mezi roky 2018 a 2023 ve všech sledovaných údolích. V údolí Belia klesl průměrný počet jedinců z 2273 na 227 (o 90 %), v údolí Sambata z 1250 na 625 (o 50 %), v údolí Ucea Mare z 2292 na 417 (o 82 %), v údolí Ucisoara z 1250 na 208 (o 83 %) a v údolí Vistea Mare z 2500 na 714 (o 71 %). Nejvíce počet jedinců poklesl

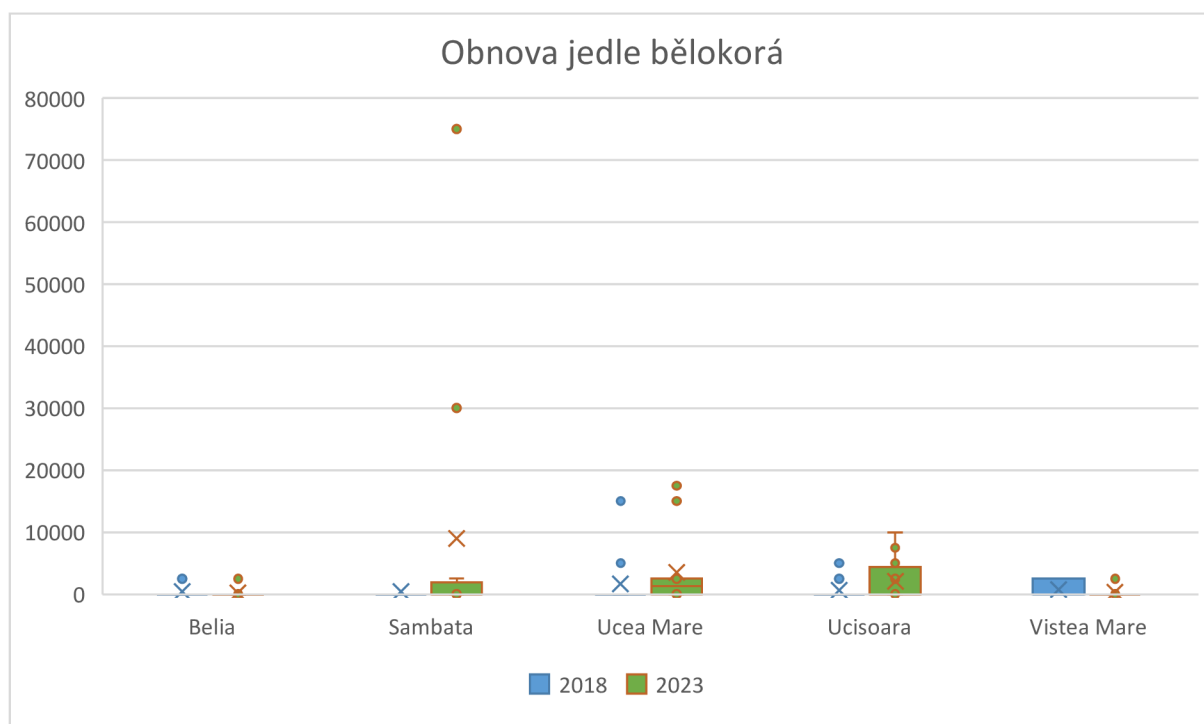
v údolí Belia a nejméně v údolí Sambata, rozptyl hodnot byl opět vyšší v roce 2018 (Graf 3). Počet jedinců obnovy na hektar se z 1850 v roce 2018 snížil na 420 v roce 2023 (Tabulka 6).

Graf 3 Počty jedinců obnovy jedle bělokoré v 5 údolích v letech 2018 a 2023 zobrazené v krabicovém grafu. Jsou vylíšeny 75 % a 25 % kvartil, minimální a maximální hodnoty, medián, průměr a odlehlé hodnoty.



Změna počtů jedinců obnovy jedle bělokoré měla rozdílný charakter. Průměrný počet jedinců se zvýšil ve všech údolích, kromě údolí Vistea Mare a Belia. V údolí Belia se průměrný počet jedinců snížil z 455 na 227 (o 50 %), v údolí Vistea Mare se počet jedinců ze 714 snížil na 357 (o 50 %). V údolí Sambata se počet jedinců zvýšil z 417 na 8958 (o 95 %), v údolí Ucea Mare z 1667 na 3542 (o 53 %) a v údolí Ucisoara z 625 na 2083 (o 70 %) (Graf 4). Celkově se počet jedinců na hektar zvýšil z 790 v roce 2018 na 3330 v roce 2023 (Tabulka 6). Rozptyl hodnot byl větší v roce 2023 (Graf 4).

Graf 4 Počty jedinců obnovy jeřábu ptačího v zájmových údolích v letech 2018 a 2023 zobrazené v krabicovém grafu. Jsou vylišeny 75 % a 25 % kvartil, minimální a maximální hodnoty, medián, průměr a odlehlé hodnoty.



Naprostá většina jedinců obnovy v obou termínech sběru dat byla zastoupena ve výškové třídě 0-50 cm. U jedle bělokoré v obou termínech a u jeřábu ptačího v roce 2023 se jedinci obnovy v ostatních výškových třídách nenacházely (Tabulka 5).

Tabulka 5 Počty jedinců obnovy u smrku ztepilého, jeřábu ptačího a jedle bělokoré ve výškových třídách 0, 1, 2 a 3 v letech 2018 a 2023

2018	<50 cm	50-130 cm	130-260 cm	260_6 cm
Picea abies	37727500	37500	7500	7500
Abies alba	42500	0	0	0
Sorbus aucuparia	87500	7500	2500	2500
2023	<50 cm	50-130 cm	130-260 cm	260_6 cm
Picea abies	9700000	40000	5000	0
Abies alba	185000	0	0	0
Sorbus aucuparia	52500	0	0	0

Wilcoxonův test provedený v softwaru Statistica 14 (Tabulka 3) prokázal rozdílnosti počtu jedinců mezi lety 2018 a 2023 u smrku ztepilého (*Picea abies*) a jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*) na hladině statistické významnosti 0,05 %. Naopak u jedle bělokoré (*Abies alba*) provedený test potvrdil hypotézu H₀, tedy zjistil, že se počty jedinců na uvedené hladině statistické významnosti neliší.

Tabulka 6 zobrazuje zastoupení tří nejzastoupenějších dřevin v jednotlivých údolích a vyjádření testových statistik průměrem, součtem, maximem, minimem a směrodatnou odchylkou. Z grafů 1-4 vychází a tabulky 4 a 6, že jednotlivá údolí se lišila statistickými charakteristikami, nicméně mezi počty jedinců ve výškových třídách a počty jedinců 3 nejzastoupenějších druhů dřevin na jednotlivých výzkumných plochách nebyl pozorován žádný trend závislosti mezi lety 2018 a 2023

Tabulka 6 Statistické ukazatele počtů jedinců smrku ztepilého, jeřábu ptačího a jedle bělokoré v zájmových údolích v letech 2018 a 2023, celkové průměry jsou vypočítané na 1 ha.

Picea abies 2018	Belia	Sambata	Ucea Mare	Ucisoara	Vistea Mare	celkem
průměr	628410	1283750	967710	162500	271430	699630
součet	6912500	15405000	11612500	1950000	1900000	37780000
maximum	2700000	4002500	3535000	355000	557500	4002500
minimum	2500	27500	147500	7500	162500	2500
směrodatná odchylka	865010	1095130	930210	101940	135980	870660
Sorbus aucuparia 2018	Belia	Sambata	Ucea Mare	Ucisoara	Vistea Mare	celkem
průměr	2270	1250	2290	1250	2500	1850
součet	25000	15000	27500	15000	17500	100000
maximum	10000	5000	7500	7500	7500	10000
minimum	2500	2500	2500	2500	5000	2500
směrodatná odchylka	3610	1690	2710	2500	3230	2710
Abies alba 2018	Belia	Sambata	Ucea Mare	Ucisoara	Vistea Mare	celkem
průměr	450	420	1670	630	710	790
součet	5000	5000	20000	7500	5000	42500
maximum	2500	2500	15000	5000	2500	15000
minimum	2500	2500	5000	2500	2500	2500
směrodatná odchylka	1010	1690	4440	1550	1220	2320
Picea abies 2023	Belia	Sambata	Ucea Mare	Ucisoara	Vistea Mare	celkem
průměr	255910	103540	341460	56670	85710	174720
součet	2815000	1242500	4097500	680000	600000	9435000
maximum	857500	247500	1017500	140000	140000	1017500
minimum	57500	7500	17500	10000	7500	7500
směrodatná odchylka	242010	86410	297590	37960	42910	210950
Sorbus aucuparia 2023	Belia	Sambata	Ucea Mare	Ucisoara	Vistea Mare	celkem
průměr	230	630	420	210	710	420
součet	2500	7500	5000	2500	5000	22500
maximum	2500	7500	5000	2500	5000	7500
minimum	2500	7500	5000	2500	5000	2500
směrodatná odchylka	750	2170	297590	37960	42910	1440
Abies alba 2023	Belia	Sambata	Ucea Mare	Ucisoara	Vistea Mare	celkem
průměr	230	8960	3540	2080	360	3330
součet	2500	107500	42500	25000	2500	180000
maximum	2500	75000	17500	10000	2500	75000
minimum	2500	2500	2500	2500	2500	2500
směrodatná odchylka	750	22500	6070	3510	940	11230

5 Diskuze

5.1 Změna početnosti jedinců obnovy

Výsledky Wilcoxonova testu a interpretace grafů odpovídají kladně na cílovou otázku, zda nastala mezi lety 2018 a 2023 změna ve struktuře obnovy. Grafy a výsledky testu spolu vzájemně souhlasí. V obou případech byla patrná změna počtu jedinců obnovy u testovaných datových sad, až na porovnání počtu jedinců jedle bělokoré, kde Wilcoxonův test nepotvrdil rozdíl. V grafu 4 a v komparační tabulce 6, je vidět přibližně čtyřnásobný nárůst počtu jedinců za 5 let. Rozdíl výsledků Wilcoxonova testu proti grafu a tabulkám je zřejmě způsoben přítomností velkých odlehlých hodnot v poměru k celkovému počtu jedinců.

Z výsledků je patrné, že mezi lety 2018 a 2023 se počet jedinců obnovy výrazně snížil. Významné snížení počtu jedinců obnovy by mohlo naznačit, že mezi porovnávanými roky nenastala žádná velká disturbance následovaná prosvětlením porostu, tedy rozevřením korunového zápoje. Aby došlo k dalšímu úspěšnému odrůstání obnovy, muselo by dojít k narušení horního stromového patra, neboť růst obnovy je závislý na světle (Bače et al. 2009). Výsledky by spíše napovídali tomu, že disturbance, která způsobila otevření korunového zápoje a tím pádem umožnila větší přísun světla do podrostu, proběhla před rokem 2018. V horských smrkových porostech střední Evropy představuje nejčastěji disturbanci silný vítr a napadení hmyzem. Po této disturbanci mohl nastat velký přírůst obnovovaných jedinců, který je vidět na datech z roku 2018. Mezi těmito jedinci nastala v dalších letech vzájemná konkurence o světlo, působily na ně vlivy okolního prostředí, které mohou být zvýrazněné absencí ochranného mateřského porostu (Jonášová et al. 2010, Saulnier et al. 2020). Následný pokles početnosti, způsobený přirozenou mortalitou jedinců by koreloval s daty z roku 2023. Červenka et al. (2020) ale ve své studii zvýšení počtu jedinců obnovy, jakožto efekt otevření korunového zápoje ani po 4 letech od odumření horního stromového patra. Další možností by mohlo také být znovuzapojení hornějších stromových pater, čímž by se omezila dostupnost světla a zhoršily podmínky pro odrůstání obnovy (Bače et al. 2017). Červenka et al. (2020) ve své studii poukazuje na to, že po odumření mateřského porostu se může mortalita obnovy zvýšit.

Přežití jednotlivých jedinců obnovy záleží také na výhodnosti jednotlivých mikrostanovišť, které se liší v rámci jednotlivých podploch. Objektivně nejvýhodnějším mikrostanovištěm pro přirozené zmlazení smrku je mrtvé dřevo. Pro jeřáb je mrtvé dřevo

výhodné, nicméně dokáže dobře zmlazovat i na mechových a travnatých porostech (Bače et al. 2009) Výsledky studie Svobody et al. (2010) horských smrčín ukazuje, že s výškou jedinců obnovy klesala jejich hustota, to by tedy naznačovalo vyšší mortalitu větších stromů. Mortalita může být způsobena buď konkurencí o živiny a světlo, nebo různě silnými narušeními. Malé semenáčky jsou více náchylné na nepříznivé podmínky způsobené konkurencí, zatímco předsunutá obnovy má vyšší mortalitu díky různě silným narušením.

5.1.1 Změna početnosti ve vztahu k výškové struktuře

Pokles početnosti jedinců byl nejvýraznější u nejmenší výškové třídy – pod 50 cm, která zahrnuje jedince staré i pouhý rok. Nejmenší jedinci jsou nejnáchylnější na zhoršení podmínek, jsou nejméně konkurence schopní, tomu by odpovídalo i poměrově mírnější snížení počtu jedinců v ostatních výškových třídách (Jonášová et al. 2010, Saulnier et al. 2020).

Větší (starší) jedinci se mohli dokázat prosadit a neměli tak vysokou mortalitu. U nejvyšší výškové třídy musíme počítat i s tím, že se část jedinců přesunula do vyššího tloušťkového stupně, než je maximálních 6 cm a při sběru dat už nebyli do výběru zahrnuti.

Stancioiu a O'hara (2006) ve své studii výškovou třídu semenáčku 0-50 cm vůbec nezapočítávali, neboť podle nich je více než dostupností světla ovlivněna půdními podmínkami.

5.1.2 Změna početnosti ve vztahu ke druhové struktuře

Srovnání početnosti obnovy 3 vybraných druhů dřevin – smrku ztepilého (*Picea abies*), Jedle bělokoré (*Abies alba*) a Jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*) ukazuje výrazný pokles počtu jedinců obnovy u smrku a jeřábu. Výsledky krabicových grafů potvrzuje výsledek Wilxonova párového testu. Výjimkou v dosud sledovaném fenoménu byla jedle, u které počet jedinců za 5 let na plochách v údolích Sambata, Ucisoara a Ucea Mare vzrostl. Na zbylých dvou plochách v údolích Vistea Mare a Belia zůstal počet jedinců konstantní s mírnými výchyly. Provedený Wilxonův test potvrdil nulovou hypotézu H_0 , která předpokládala nerozdílnost početnosti mezi lety 2018 a 2023. To odpovídá výsledkům studie Červenky et al. (2020), ve které bylo po rozpadu mateřského porostu nalezeno na zkoumaných lokalitách nejvíce jedinců obnovy smrku a v menší míře i jeřábu. Nebyly zde, stejně jako ve výsledcích této práce, nalezené úspěšně se obnovující pionýrské dřeviny. Rozdíly početnosti mezi údolními by se dal částečně vysvětlit skutečností, že hustota obnovy se liší s nadmořskou výškou (Červenka et al. 2020) V této práci má však výškové položení výzkumných ploch v jednotlivých údolích velký rozsah, a proto se souvislost mezi počtem jedinců a nadmořskou výškou nedá hodnotit. V ostatních studiích horských smrkových lesů bylo druhové složení

dominované smrkem ztepilým a doplněné jeřábem ptačím, jedle bělokorá, na rozdíl od této práce, nebyla nalézána (Červenka et. al 2020, Bače et al. 2009, Svoboda et al. 2010) Z výsledků je vidět, že nejzastoupenějším druhem byl smrk ztepilý, druhým byla jedle bělokorá a třetím jeřáb ptačí. Jedle bělokorá je tolerantnější k zastínění než smrk ztepilý, je odolnější i proti vichřicím. Jedle je ale více zranitelná okusem zvěří, než smrk a obnova smrku je zároveň i úspěšnější při otevření korunového zápoje narušením (Dănescu, 2018) Absenci jedle v ostatních studiích je možné vysvětlit lokálními charakteristikami a výškovým položením výzkumných ploch.

Snížení počtu jedinců obnovy smrku ztepilého a nárůst počtu jedinců jedle bělokoré by mohly vysvětlovat srážkově chudší roky 2019-2023 oproti rokům 2014-2018. V letech 2014-2028 byl průměrný roční úhrn srážek v přilehlém městě Sibiu 579-785 mm (milimetrů). V letech 2019-2023 byl průměrný roční úhrn pouze 505-703 mm. Nejvýraznějšími byly roky 2019, kde srážky tvořily pouze 437-620 mm a rok 2022, kdy byl průměrný srážkový úhrn pouze 442-640 mm (Administrația Națională de Meteorologie, 2023). Jedle bělokorá je tolerantnější k suchu než smrk ztepilý, a tedy mohla být konkurenčně zvýhodněna suchem (Dănescu, 2018) Tento poznatek by mohl pomoci v adaptaci lesního hospodářství na klimatickou krizi zvýšením zastoupení jedle bělokoré v hospodářských porostech.

Grafy 1 a 2 se od sebe liší pouze velmi lehce, je to způsobené tím, že většinu zaznamenaných jedinců obnovy tvoří jedinci smrku ztepilého v nejmenší výškové třídě. Ostatní výškové třídy smrku a ostatní sledované druhy dřevin nejsou zdaleka tak početné, a tak na výsledné grafy nemají tak značný vliv, jako zmíněná výšková třída smrku.

Nejpočetnější zastoupení smrku v nejmenší výškové třídě koreluje s výsledky Bačeho et al. (2019), ale zastoupení jeřábu nejpočetněji v nejmenší výškové třídě je s nimi v rozporu, neboť v této studii byly počty jedinců jeřábu nejvíce zastoupeny ve vyšších výškových třídách, než 0-50 cm.

Podle vyhlášky 456/2021 Sb. je pro obnovení lesního porostu nebo zalesnění porostu potřeba minimálně 3000 kusů smrku na 1 hektar. Analyzovaná data ukazují, že na výzkumných plochách v roce 2018 průměrně 699 630 jedinců obnovy na hektar a v roce 2023 průměrně 174 720 jedinců na hektar. Z toho vyplývá, že přirozená obnova sledovaného horského smrkového lesa je dostatečná na vytvoření nové generace porostu.

5.1.3 Limitace metodiky a další výzkum

Výsledky této práce mohou být ovlivněné metodikou sběru dat s malým počtem podploh, které mají dohromady 20 m², což tvoří pouze 0,02 % celkové rozlohy výzkumné plochy. Zvláště u sledovaných statistik s malou početností – počty jedinců jeřábu a jedle a počty ve výškových třídách 2,3 a 4 u smrku, může malá rozloha výzkumných podploh velký vliv. Rooney et al. (2000) ve své studii používá náhodně umístěný obdélník 14x21 m, který sestává z 6 čtverců o rozměrech 7x7 m, v tomto prostoru pak byly spočteny počty jedinců obnovy. Jinou metodu používá Feldmann et al. (2020), v jeho výzkumu byl použit transekt o šířce 2 metry, který přesahoval o 10 m na obou koncích studovanou mezeru v korunovém zápoji. V transektu byly vyznačeny plochy 2x2 m a v nich stanovená hustota jedinců obnovy ve čtyřech výškových třídách, v nichž nebyla znovu započítaná nejnižší výšková třída (0-50 cm)

Z tohoto důvodu není možné relevantně hodnotit ostatní nalezené druhy dřevin – břízu nalezenou v roce 2018 a javor a buk nalezené v roce 2023. Jejich počty jsou velmi nízké a byly nalezeny jen na několika plochách, proto je možné, že jejich nález nebyl změnou, ale jen chybou v měření (chybně zaměřený transekt nebo chybně určená poloha podplochy).

Ovlivňujícím faktorem je také délka sledovaného časového úseku, která je pouze 5 let. Je možné, že při delším časovém úseku by bylo získáno více dat o vývoji obnovy. V studii Barny a Bosely (2015) byla porovnávána diverzita obnovy bukového lesa na 35 výzkumných plochách o rozměrech 3x3 m ve vztahu ke způsobu hospodaření. Plochy byly zkoumány celkem 24 let. Bače et al. (2009) poukazují na to, že fáze dorůstání obnovy do horního stromového patra může být dlouhá a nespojitá a někdy i blokována nedostatkem světla, či zpomalená nevýhodným mikrostanovištěm. Je tedy možné, že pochopení širších souvislostí snížení počtu jedinců přirozené obnovy je limitované malým časovým úsekem výzkumu.

K výsledkům této práce by byl vhodný další výzkum, který by mohl zkoumat možné příčiny rozdílu početnosti. Například porovnání s kruhovou základnou a počtem dospělých stromů, jakožto indikátory chování mateřského porostu, popřípadě porovnání s dendrochronologickou analýzou letokruhů. Stancioiu a O'hara (2006) porovnávají průměrný výškový a tloušťkový přírůst podrostu tří nejvíce zastoupených druhů v průběhu tří let se strukturou horního stromového patra a množstvím světla dopadajícího do podrostu. Ve studii (Červenka et al., 2020) byla sledována závislost přirozené obnovy smrku a jeřábu na tloušťce a počtu stromů, jejich plochy a plochy jejich koruny. Byla brána v úvahu i nadmořská výška.

Vhodné by také bylo pokračovat na stejných výzkumných plochách ve sledování vývoje přirozené obnovy se stejnou metodikou.

6 Závěr

Cílem této práce bylo popsat obnovu horského smrkového pralesa na výzkumných plochách v pěti údolích rumunského pohoří Fagaraš v Karpatech. Data byla sbírána v letech 2018 a 2023 a obnova byla mezi těmito roky porovnána pomocí početnosti, druhového složení a výškové struktury. Byla stanovena nulová hypotéza (H_0) o nerozdílnosti početnosti obnovy v rámci jednotlivých dřevin a výškových tříd mezi lety 2018 a 2023. Z výsledků vyplynulo, že na stanovištích se vyskytuje jako dominantní smrk ztepilý (*Picea abies*), který je doplněn menším počtem jedle bělokoré (*Abies alba*) a jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*) a v minimální míře jinými dřevinami. Dále bylo zjištěno, že počet jedinců obnovy se napříč výškovými třídami, jednotlivými údolími i dřevinami velmi výrazně snížil. Jedinou výjimkou byla jedle bělokorá, která vykazala nárůst počtu jedinců o zhruba čtyřnásobek. Nárůst mohl být způsoben srážkově chudšími roky 2019-2023, kdy mohla mít sucho více snášející jedle výhodu. Celkově byla vyvrácena nulová hypotéza a výsledkem práce je zjištění, že stav přirozené obnovy v údolích Belia, Sambata, Ucisoara, Vistea Mare a Ucea Mare v pohoří Fagaraš se výrazně změnil.

Znalosti o dynamice přirozené obnovy jsou nezbytné pro její pochopení. Přirozená obnova je nedílnou a důležitou součástí dynamiky vývoje lesních ekosystémů. Díky přirozené obnově vzniká nová generace lesa, ať už jako součást vyvíjejícího se porostu, ale i po velkoplošných disturbancích způsobující jeho celkový rozpad (Korpel', 1991, Červenka et al. 2020)

Ve vztahu ke klimatické krizi vzniká potřeba přírodě blízkého hospodaření, které by vytvářelo lesní ekosystémy, které plní socioekonomické funkce, ale zároveň se vyznačují udržitelností a odolností. Přirozená obnova je součástí tohoto konceptu. Z výsledků vyplývá, že průměrný počet smrku ztepilého na hektar je plně dostačující pro obnovení smrkového porostu přirozenou obnovou. Pro plné pochopení dynamiky přirozené obnovy a tím efektivního zapojení do lesního hospodářství nicméně stále chybí znalosti a provedený výzkum (Walentowski et al. 2013, Larsen et al. 2022, Křenová et Fanta, 2009, Luick et al. 2021)

Tato práce přispívá svými výsledky ke znalostem o přirozené obnově studované v člověkem neovlivněných pralesních ekosystémech. Může sloužit jako zdroj informací pro další vědecké práce, které zvýší naše znalosti o dynamice přirozené obnovy.

7 Přehled zdrojů a použité literatury

Administrația Națională de Meteorologie [online]. [cit. 2024-03-29]. Dostupné z: <https://www.meteoromania.ro>

BAČE, Radek, et al. Long-term responses of canopy–understorey interactions to disturbance severity in primary *Picea abies* forests. *Journal of vegetation science*, 2017, 28.6: 1128-1139.

BAČE, Radek; JANDA, Pavel; SVOBODA, Miroslav. Vliv mikrostanoviště a horního stromového patra na stav přirozené obnovy v horském smrkovém lese na Trojmezí. *Silva Gabreta*, 2009, 15.1: 67-84.

BARNA, Milan; BOSELA, Michal. Tree species diversity change in natural regeneration of a beech forest under different management. *Forest Ecology and Management*, 2015, 342: 93-102.

CAUDULLO, Giovanni; WELK, Erik; SAN-MIGUEL-AYANZ, Jesús. Chorological maps for the main European woody species. *Data in brief*, 2017, 12: 662-666.

ČERVENKA, Jaroslav, et al. The structure of natural regeneration in a mountain spruce forest 5 years after parent stand dieback. *Silva Gabreta*, 2020, 26.

DĂNESCU, Adrian, et al. Long-term development of natural regeneration in irregular, mixed stands of silver fir and Norway spruce. *Forest Ecology and Management*, 2018, 430: 105-116.

DESPRÉS, T., et al. Past disturbances and intraspecific competition as drivers of spatial pattern in primary spruce forests. *Ecosphere*, 2017, 8.12: e02037.

DÍAZ, Sandra Myrna, et al. The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers. 2019.

DIVÍŠEK, Jan a CULEK, Martin. *Biogeografie* [online]. 2. vyd. Brno: Masarykova univerzita, 2013 [cit. 2024-02-07]. Elportál. Dostupné z: <http://is.muni.cz/elportal/?id=1136154>. ISBN 978-80-210-6801-8. ISSN 1802-128X.

DRAŠTÍK, Pavel; POLÍVKA, Martin; MATĚJÍČEK, Jiří; POKORNÝ, Petr; POKORNÝ, Radek et al. *Český a moravský les: jeho počátky, současný stav a výhled do budoucnosti*. Ilustrovala Dominika LIZOŇOVÁ, ilustroval Jiří SVOBODA. Praha: Dokořán, 2022. ISBN 978-80-7675-041-8.

EURONATUR. Euronatur Stiftung [online]. [cit. 2024-03-07]. Dostupné z: <https://www.euronatur.org/en>

EUROPEAN COMMISSION, Directorate-General for Environment, Commission guidelines for defining, mapping, monitoring and strictly protecting EU primary and old-growth forests, Publications Office of the European Union, 2023, <https://data.europa.eu/doi/10.2779/481811>

FANTA, Josef. Forests and forest environments. The physical geography of Western Europe, 2005, 6: 331.

FAO and UNEP. 2020. The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people. Rome

FELDMANN, Eike, et al. Regeneration dynamics following the formation of understory gaps in a Slovakian beech virgin forest. *Forests*, 2020, 11.5: 585.

FOREST EUROPE; UNECE, F. A. O. State of Europe's forests 2015. 2015. <https://foresteurope.org/state-europes-forests2015-report/>

FOREST EUROPE; UNECE, F. A. O. State of Europe's forests 2020. 2020. <https://foresteurope.org/state-europesforests-2020/>

GABRIC, Albert J. The Climate Change Crisis: A Review of Its Causes and Possible Responses. *Atmosphere*, 2023, 14.7: 1081.

HAVIRA, Miroslav a Vojtěch ČADA. Lýkožrout smrkový v horských smrčínách – hrozba, nebo příležitost? *Ochrana přírody* [online]. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2018 [cit. 2024-04-02]. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/vyzkum-a-dokumentace/lykozrout-smrkovy-v-horskych-smrcinach-hrozba-nebo-prilezitost/>

HOLLING, Crawford S. Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*, 1973, 4.1: 1-23.

JONÁŠOVÁ, M.; VÁVROVÁ, E.; CUDLÍN, P. Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: Natural regeneration in cleared and uncleared areas. *Forest Ecology and Management*, 2010, 259.6: 1127-1134.

JONÁŠOVÁ, Magda. Přírodní disturbance – klíčový faktor obnovy horských smrčín. *Živa*. 2013, 5, 216-219.

KAMENIAR, Ondrej, et al. Synchronised disturbances in spruce-and beech-dominated forests across the largest primary mountain forest landscape in temperate Europe. *Forest Ecology and Management*, 2023, 537: 120906.

KORPEL, Štefan. Pestovanie lesa: Vysokoškolská učebnica pre lesnícke fakulty VŠLD a VŠZ, študij. odbor Lesné inžinierstvo / Autori. 1991. ISBN 8007004289.

KŘENOVÁ, Zdenka, FANTA, Josef, ed. Management lesů v českých národních parcích: Forest management od Czech national parks [online]. 2009. Správa NP a CHKO

- Šumava [cit. 2024-03-07]. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/news_100125_management%20lesu/\\$FILE/Management%20lesu%20NP%20v%20ČR.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/news_100125_management%20lesu/$FILE/Management%20lesu%20NP%20v%20ČR.pdf)
- LARSEN, Jørgen Bo, et al. Closer-to-Nature Forest Management. From Science to Policy 12. EFI European Forest Institute, 2022.
- LINNELL, John DC, et al. Biodiversity assessment of the Fagaras Mountains, Romania. 2016.
- LUICK, Rainer. Virgin forests at the heart of Europe: the importance, situation and future of Romania's virgin forests. 2021.
- Mapy.cz [online]. [cit. 2024-04-03]. Dostupné z: <https://mapy.cz/zakladni?x=15.6252330&y=49.8022514&z=8>
- MESSIER, Christian, et al. Functional ecology of advance regeneration in relation to light in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 1999, 29.6: 812-823.
- MRHALOVÁ, H., et al. Canopy accession strategies of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in primeval mountain forests of Calimani and Giumalau, Romania. *Zprávy Lesnického Výzkumu*, 2015, 60.3: 211-217.
- PRACH, Karel, et al. *Ekologie obnovy narušených míst I.-VI. Živa*, 2009
- RALHAN, Dheeraj, et al. Temperate Primary Forest Biomass Accumulates over Centuries-Long Time Frames. *Ecosystems*, 2023, 26.8: 1685-1702.
- REMOTE Primary Forests [online]. [cit. 2024-03-05]. Dostupné z: <https://www.remoteforests.org/index.php>
- ROONEY, Thomas P., et al. Regional variation in recruitment of hemlock seedlings and saplings in the upper Great Lakes, USA. *Ecological Applications*, 2000, 10.4: 1119-1132.
- ROYO, Alejandro A.; CARSON, Walter P. On the formation of dense understory layers in forests worldwide: consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession. *Canadian Journal of Forest Research*, 2006, 36.6: 1345-1362.
- SABATINI, Francesco Maria, et al. European primary forest database v2. 0. Scientific data, 2021, 8.1: 220.
- SAULNIER, Mélanie, et al. Climatic drivers of *Picea* growth differ during recruitment and interact with disturbance severity to influence rates of canopy replacement. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2020, 287: 107981.
- SEIDL, Rupert, et al. Forest disturbances under climate change. *Nature climate change*, 2017, 7.6: 395-402.

STANCIOIU, Petru Tudor; O'HARA, Kevin L. Regeneration growth in different light environments of mixed species, multiaged, mountainous forests of Romania. *European Journal of Forest Research*, 2006, 125: 151-162.

SVOBODA, Miroslav, et al. Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management*, 2010, 260.5: 707-714.

THRIPPLETON, Timothy, et al. Herbaceous understorey: an overlooked player in forest landscape dynamics? *Ecosystems*, 2016, 19: 1240-1254.

TURNER, Monica G. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 2010, 91.10: 2833-2849.

ULBRICHOVÁ, Iva. Nauka o lesním prostředí: projekt FRVŠ 2010: 962/2010 [online]. 2010 [cit. 2024-02-20]. Dostupné z: https://r.fld.czu.cz/vyzkum/nauka_o_lp/obsah.html

VACEK, Zdeněk; VACEK, Stanislav; BÍLEK, Lukáš a BALÁŠ, Martin. *Základy pěstování lesů*. V Praze: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2020. ISBN 978-80-213-3043-6.

Vyhláška č. 456/2021 Sb., o podrobnostech přenosu reprodukčního materiálu lesních dřevin, o evidenci o původu reprodukčního materiálu a podrobnostech o obnově lesních porostů a o zalesňování pozemků prohlášených za pozemky určené k plnění funkcí lesa. *Sbírka zákonů Česká republika*, 204: 6246–6255.

WALENTOWSKI, Helge, et al. Sustainable forest management of Natura 2000 sites: a case study from a private forest in the Romanian Southern Carpathians. *Annals of Forest Research*, 2013, 56.1: 217-245.