

# Proceedings of Central European Silviculture

Volume 13

M. Baláš, J. Gallo, V. Podrázský  
(eds.)

2024

# **Proceedings of Central European Silviculture**

**Volume 13**

**M. Baláš, J. Gallo, V. Podrázský  
(eds.)**

**2024**

## **Poděkování**

Konference byla finančně podpořena Českou akademií zemědělských věd, Praha.

Konference byla uspořádána s podporou Katedry pěstování lesů FLD ČZU v Praze.

Editoři sborníku děkují autorům a recenzentům za spolupráci.

Redakční práce byly provedeny s využitím zázemí Výzkumné stanice Truba, Kostelec nad Černými lesy.

Příspěvky publikované v Proceedings of Central European Silviculture jsou anonymně recenzovány.

Foto na zadní straně obálky: Sekvojovec obrovský ve směsi s dalšími dřevinami na zalesněné bývalé zemědělské půdě v lokalitě Doubek u Říčan po pěti letech od vysazení (foto: M. Baláš, 2024).

**Název:** Proceedings of Central European Silviculture

**Vydavatel:** Česká zemědělská univerzita v Praze

**Editoři:** Martin Baláš, Josef Gallo, Vilém Podrázský

**Grafická úprava:** Martin Baláš

**Tisk:** Tribun EU, s. r. o., Brno

**Počet stran:** 292

**Náklad:** 140 ks

© Česká zemědělská univerzita v Praze, 2024

**ISBN 978-80-213-3407-6**



Fakulta lesnická  
a dřevařská

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**

**Fakulta lesnická a dřevařská**

**Katedra pěstování lesů**

*Czech University of Life Sciences Prague*

*Faculty of Forestry and Wood Sciences*

*Department of Silviculture*

s podporou / *supported by*



ČESKÁ AKADEMIE  
ZEMĚDĚLSKÝCH VĚD  
1924–2024

**Česká akademie zemědělských věd, Praha**

*Czech Academy of Agricultural Sciences, Prague*

ve spolupráci s / *in cooperation with*

Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav, Zvolen

*Forest Research Institute – National Forest Centre, Zvolen*

Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta

*Mendel University in Brno, Faculty of Forestry and Wood Technology*

Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta

*Technical University, Zvolen, Faculty of Forestry*

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady

Výzkumná stanice Opočno

*Forestry and Game Management Research Institute, Strnady*

*Forest Research Station, Opočno*

## **PĚSTOVÁNÍ LESŮ VE STŘEDNÍ EVROPĚ**

*SILVICULTURE IN CENTRAL EUROPE*

Sborník vědeckých prací u příležitosti

24. mezinárodního setkání pěstitelů lesa střední Evropy

*Proceedings of scientific studies at the occasion of the  
24<sup>th</sup> international meeting of Central European silviculturalists*

Roztoky u Křivoklátu, 3.–4. 9. 2024

Věnováno památce

**PROF. PRAVDOMILA SVOBODY,**

významné lesnické osobnosti, nejen Křivoklátska



Mezi historicky významné osobnosti Křivoklátska s hlubokým vztahem k lesním ekosystémům bezesporu patří prof. dr. Ing. Pravidomil Svoboda, DrSc. Narodil se 1. 4. 1908 v Prostějově a po absolvování reálného gymnázia v Příbrami nastoupil na Vysokou školu zemědělského a lesního inženýrství v Praze, kterou ukončil v roce 1931. Po roční praxi na Slovensku v Liptovských Tatrách se vrátil do Prahy a stal se asistentem u prof. PhDr. Jaromíra Kliky, DrSc., v Ústavu dendrologie ČVUT v Praze (1932–1939). V roce 1934 získal doktorát technických věd, v roce 1946 hodnost docenta a o dva roky později byl ustanoven profesorem na katedře dendrologie a botaniky.

V letech 1942–1948 byl pracovníkem Výzkumných ústavů zemědělských a zároveň v letech 1945–1948 přednostou Ústavu dendrologie VŠZ v Praze. V letech 1948–1964 byl pedagogem VŠZ v Praze a v letech 1964–1972 VŠLD ve Zvolenu. Vedoucím vědeckým pracovníkem Arboreta Mlýňany a externím ředitelem Botanické zahrady v Průhoncích byl v letech 1964–1967.

Již od prvopočátku byla jeho vědecká činnost po vzoru jeho učitele prof. Jaromíra Kliky orientována polyfunkčně především v oblastech, jako je fytoecologie, geobotanika, dendrologie, krajinná ekologie a další. Při studiu jednotlivých úseků těchto oborů, a zejména pak dendrologie šel velmi do hloubky. Jak uvádí jeho asistent Ing. Karel Kaňák, CSc., jeho myšlenky se často pohybovaly až za hranicemi konvenčního myšlení a vědění.

Vědecká dráha a publikační spektrum prof. P. Svobody byly na tehdejší dobu přímo průkopnické, a to z hlediska hloubky a šíře orientace v oborech od fytoecologie, fytoecografie, geobotaniky, dendrologie, lesnické genetiky, pěstování lesů až po krajinnou ekologii. Při výzkumu širokého spektra této problematiky se vyznačoval velkou pracovitostí, nesmírnou touhou po objevování nových vědeckých poznatků především v oboru dendrologie a šlechtění lesních dřevin. Při tomto výzkumu vycházel z geomorfologických, klimatických a dendroekologických vazeb vyjádřených proměnlivostí druhů podle ekologických nároků (ekotypů) v daných podmínkách prostředí v rámci fylogeneze a ontogeneze. Tento jeho přístup k hodnocení lesních dřevin na základě ontogeneze a fylogeneze je považován za unikátní. Poměrně brzy se tak prof. P. Svoboda stal významnou lesnickou a krajinařskou osobností u nás i ve světě. Bohužel jeho dendrologické, šlechtitelské, typologické a krajinařské základy, tj. ekologické pojetí pěstování lesů, nenašly v dané době v Československu žádoucí uplatnění.

Prof. Pravidomil Svoboda napsal velké množství vědeckých a odborných článků a monografií. Pro pěstitele má do současnosti význam jeho obsáhlá kniha Život lesa (z roku 1952), která velmi podrobně popisuje stav, vývoj a možnosti managementu lesních ekosystémů. Unikátní a do současnosti často citované jsou knihy Lesní dřeviny a jejich porosty I. (1953), II. (1955) a III (1957). Autor v této třísvazkové řadě monografií vytvořil nový přístup systematického dendrologického hodnocení dřevin domácího a introdukovaného původu. Dále napsal knihy: Osudy lesů Liptovských holí (1940), Lesní typy (1950), Nauka o lese (1952), Fytoecologie (1964). Podílel se i na knize Praktikum rostlinné sociologie, půdoznalství, klimatologie a ekologie (1941). Vytvořil i řadu učebních textů, a to například Šlechtění lesních dřevin I. a II. (1959, druhé vydání 1963), Krajinařství I., II. a III (1971–1973). Toto třísvazkové dílo Krajinařství se stalo první publikací s environmentální problematikou v podmínkách ČSR.

Prof. P. Svoboda měl blízký vztah ke Křivoklátsku, což vyplývá například z knihy Křivoklátské lesy, dějiny jejich dřevin a porostů (z roku 1943). Tato kniha popisuje vznik a vývoj křivoklátských lesů, a to od přirozeného vývoje šíření druhů až po vývoj druhové skladby ovlivňované člověkem. V letech 1951 až

1957 prof. P. Svoboda často i s prof. J. Klikou jezdili na Dřevíč na Křivoklátsku k Ing. Vladimíru Zakopalovi, kde prováděli četné výzkumy a diskutovali možné trendy vývoje druhové skladby dřevin od březových kalamitních holin až po přírodě blízké porostní směsi a ekologicky opodstatněné způsoby jejich obhospodařování. Těchto námětů a dlouhodobých rodových lesnických zkušeností z Křivoklátska Ing. Vladimír Zakopal, CSc., často využil ve svých hojných odborných a vědeckých pracích o přírodě blízkých způsobech pěstování lesů na Křivoklátsku, které publikoval především v časopisech Lesnictví a Lesnická práce.

Profesora P. Svobodu připomíná v městyši Křivoklát mohutný tis, pokřtěný na Pravdomila. Roste v ahradě na Amalíně u budovy čp. 43, kde má sídlo Lesní správa Křivoklát, Lesy ČR, s. p. Poblíž roste i druhý mohutný tis prof. Ing. Aloise Nechleby, který byl pokřtěn na Aloise. Těž prof. Ing. Alois Nechleba se velice zasloužil za rozvoj lesnictví a zejména pak pěstování lesů na tehdejšíms fürstenberském panství.

Hned po 2. světové válce v roce 1945 začal P. Svoboda vysazovat vybrané dřeviny na bývalé pastvině v blízkosti Kostelce nad Černými lesy a tím byl položen základ Arboreta Kostelec nad Černými lesy, které oficiálně existuje od roku 1954, spolu s výzkumnou stanicí Truba se šlechtitelským a školkařským zázemím. Arboretum je součástí Lesnické fakulty České zemědělské univerzity v Praze. Jeho obrovskou tvůrčí činnost zde připomíná masivní pomník z božanovského pískovce, na kterém je vytesán nápis: PROF. DR. ING. PRAVDOMIL SVOBODA, DRSC. (1908–1978) ZAKLADATEL NOVODOBÉ DENDROLOGIE (FLD ČZU V PRAZE). Tento pomník byl postaven u příležitosti výročí jeho nedožitých 100. narozenin v roce 2008. Ve sborníku Pravdomil Svoboda – člověk, lesník a dendrolog, který vydala ČZU v Praze v roce 2008 k tomuto výročí, je podrobněji zhodnocen vědecky velmi plodný a činorodý život prof. Dr. Ing. Pravdomila Svobody, DrSc.

Prof. Pravdomil Svoboda zemřel dne 16. 3. 1978 v obci Družec u Kladna.

Stanislav Vacek a Vilém Podrázský

**OBSAH / CONTENT**

Príspevky jsou řazeny abecedně podle jmen autorů.

*The articles are ordered alphabetically according to the names of the authors.*

<b>OBSAH / CONTENT</b> .....	6
<b>SEZNAM RECENZENTŮ / LIST OF REVIEWERS</b> .....	9
<b>PŘEDMLUVA / PREFACE</b> .....	10
JAN BARTOŠ, DUŠAN KACÁLEK, ONDŘEJ ŠPULÁK, JAN LEUGNER .....	11
<b>Zkušenosti z porostů dřevin na bývalé zemědělské půdě mohou pomoci s volbou stromů pro agrolesnický systém</b> [ <i>Experience with woody-species stands on former agricultural land can help decide a use of trees in an agroforestry system</i> ]	
MARTIN BELKO, JANA LUPTÁKOVÁ, SLÁVKA TÓTHOVÁ, IVAN HORVÁT .....	18
<b>Možnosti využitia dreveného popola pri príprave substrátov určených na pestovanie sadbového materiálu drevin</b> [ <i>Possibilities of application of wood ashes in the preparation of substrates designated for tree species planting material cultivation</i> ]	
JAKUB BRICHTA, PAVEL BRABEC, STANISLAV VACEK, ZDENĚK VACEK, JOSEF GALLO, JAN ČUKOR .....	26
<b>Borovice lesní v ČR v kontextu klimatické změny: přehled poznatků</b> [ <i>Scots pine in Czechia under climate change: a review</i> ]	
MATJAŽ ČATER.....	37
<b>Light response of beech and fir in the Carpathian and Dinaric Mountains</b>	
LADISLAV ČEPELKA, ONDŘEJ ŠPULÁK.....	45
<b>Vliv drobných savců na sije žaludů</b> [ <i>Small rodents impact on sowed acorns</i> ]	
DAVID DUŠEK, JIŘÍ NOVÁK, DUŠAN KACÁLEK.....	53
<b>Produkční potenciál borovice černé a vejmutovky na základě dat národní inventarizace lesů</b> [ <i>Production potential of black pine and Eastern white pine based on national forest inventory data</i> ]	
JOSEF GALLO, IVO KUPKA, ABUBAKAR YAHAYA TAMA, MIROSLAV ŠULITKA, SIMON ZWAAN, VILÉM PODRÁZSKÝ .....	61
<b>Iniciální růst vybraných lesních dřevin na zalesněných zemědělských půdách – předběžné výsledky</b> [ <i>Initial growth of selected tree species at the afforested agricultural lands – preliminary results</i> ]	
VERONIKA HAMMEROVÁ, ZDENĚK VACEK, STANISLAV VACEK, JOSEF GALLO, JAN ČUKOR .....	71
<b>Přírodě blízké hospodaření na náhorním platu Krušných hor</b> [ <i>Close to nature silviculture on the plateau of the Ore mountains</i> ]	
PETRA JABLONICKÁ, PAVEL HORÁK, JAKUB ČERNÝ .....	80
<b>Vliv pěstebního managementu na odolnost smrkových porostů vůči klimatické změně na lokalitách Železná Ruda a Blaník</b> [ <i>The effect of the silviculture management on the resistance of Norway spruce stands to climate change on Železná Ruda and Blaník sites</i> ]	
PETR KADĚRKA, JIŘÍ REMEŠ, ZDENĚK ADAMEC, MARKÉTA JÍLKOVÁ, JIŘÍ KRÁSENSKÝ, JIŘÍ ZAHRADNÍČEK, ANTONÍN MARTINÍK .....	89
<b>Perspektivy přestavby a produkční potenciál smíšených jedlo-smrkových porostů v Moravskoslezských Beskydech – demonstrační plocha Pod Vjadačkou</b> [ <i>Perspective of forest transformation and production potential of mixed fir-spruce stands in the region of Moravian-Silesian Beskids – demonstration plot Pod Vjadačkou</i> ]	

MARTIN KOMÁNEK, ELIŠKA ŽIŽKOVÁ, JAKUB ČERNÝ.....	101
<b>Vliv struktury porostu a formy smíšení na dendrometrické parametry stromů</b> [Effect of stand structure and mixing form on dendrometric parameters of trees Petr]	
STANISLAV KUCBEL, JAROSLAV VENCURIK, SAMUEL KORÓNY, VERONIKA DEÁKOVÁ, LADISLAV ŠUMICHRAS, ZUZANA PAROBEKOVÁ.....	110
<b>Štrukturálna variabilita vysokohorských smrekových lesov: typy štruktúr a ich vplyv na stabilitu porastov</b> [Structural variability of alpine spruce forests: structural types and their influence on stand stability]	
IVAN KUNEŠ, KATEŘINA PEŠKOVÁ, MAREK ŠTADLER, MARTIN BALÁŠ, FRANTIŠEK LOPOT, ZDENĚK HAVRÁNEK, JAROMÍR ŠTANCL, PAVEL BURDA, TOMÁŠ JIRÁČEK, ALENA HLÍDKOVÁ, MIROSLAV ŠULITKA, VILÉM PODRÁZSKÝ.....	120
<b>Obalování sadebního materiálu lesních dřevin technologickým systémem PostCont</b> [Containerization of planting stock of forest trees with the PostCont technological system]	
ROMAN LONGAUER.....	132
<b>Možnosti adaptácie lesov na klimatickú zmenu asistovanou migráciou drevín v rámci súčasnej a navrhovanej legislatívy EÚ pre lesný reprodukčný materiál – stručný prehľad</b> [Options for adaptation to climate change by means of assisted migration in the framework of current and proposed EU legislation for forest reproductive material – a brief review]	
VLADIMÍR MAČEJOVSKÝ, ELENA TAKÁČOVÁ, IVAN HORVÁT, JANKA LUPTÁKOVÁ, MARTIN BELKO.....	139
<b>Vplyv drevného popola na reprodukčný materiál</b> [The effect of woody ash on reproductive material]	
JAROSLAV MORAVEC, ZDENĚK VACEK, STANISLAV VACEK, JAN CUKOR, JOSEF GALLO.....	148
<b>Introdukované dřeviny: Klíč k odolným a produktivním lesům budoucnosti? Případová studie z bývalé lesní školky Budišov</b> [Introduced tree species: Key to resistant and productive forests of future? A Case study from former Budišov forest nursery]	
JIRÍ NOVÁK, DAVID DUŠEK, JAROSLAV ROŽNOVSKÝ, VÁCLAV ZOUHAR, DUŠAN KACÁLEK, RENÁTA SMOLÍKOVÁ, DUŠAN VAVŘÍČEK.....	156
<b>Sledování porostního klimatu v lesích pro predikci jeho vývoje v kontextu probíhající klimatické změny</b> [Observation of forest stand climate to predict its development in the context of ongoing climate change]	
JÁN PITTNER, ZUZANA PAROBEKOVÁ, DENISA SEDMÁKOVÁ, IVAN LUKÁČIK, STANISLAV KUCBEL.....	168
<b>Vývoj štrukturálnej diverzity v smrekových porastoch obhospodarovaných prírode blízкими spôsobmi pestovania lesa</b> [Dynamics of structural diversity in close-to-nature managed Norway spruce stands]	
IVAN REPÁČ.....	177
<b>Reakcia výsadiieb buka lesného a smreka obyčajného na termín výsadby a aplikáciu hnojiva a hydroabsorbenta</b> [Response of European beech and Norway spruce plantations to planting time and fertilizer and hydrogel application]	
IVANA SARVAŠOVÁ, IVAN LUKÁČIK.....	189
<b>Produkčné vlastnosti a zdravotný stav výsadiieb topol'ov (Populus sp.) lužných lesov v Arboréte Borová hora Technickej univerzity vo Zvolene</b> [Production characteristics and health status of alluvial forest poplars (Populus sp.) plantations in Arboretum Borová hora of Technical University in Zvolen]	
DENISA SEDMÁKOVÁ, PETER JALOVÍAR, SAMUEL DEBNÁR, IVANA SARVAŠOVÁ, IVAN LUKÁČIK.....	199
<b>Vekovo špecifická rastová reakcia duba plstnatého (Q. pubescens L.) na sucho v oblasti Krupinskej planiny</b> [The growth response of downy oak trees (Q. pubescens L.) to drought varies according to age in the Krupínska Plain region]	



JIŘÍ SOUČEK .....	210
<b>Vegetativní obnova smrku omoriky hřížením v Jizerských horách</b> [ <i>Layering of Serbian spruce in Jizerské hory Mts.</i> ]	
PAVEL ŠVAGR, JOSEF GALLO, MARTIN BALÁŠ, JAN VÍTÁMVÁS, STANISLAV VACEK, ZDENĚK VACEK, VILÉM PODRÁZSKÝ .....	216
<b>Morušovník černý: možnosti uplatnění ve středoevropských lesích v podmínkách změny klimatu – obecné review</b> [ <i>Black mulberry: possibilities of role in Central European forests under the conditions of climate change – general review</i> ]	
NIKOLA ŠVORC ŠTĚPÁNOVÁ, JAN LEUGNER, JAKUB ČERNÝ .....	227
<b>Porovnání vodního stresu mladých smrkových porostů s rozdílnou hustotou v různých nadmořských výškách</b> [ <i>Comparison of water stress of young Norway spruce stands with varying densities at different altitudes</i> ]	
VÁCLAV TROJAN, MARTIN BALÁŠ, JOSEF GALLO, VILÉM PODRÁZSKÝ, IVAN KUNEŠ .....	234
<b>Účinek mykorhizní inokulace na prosperitu vybraných druhů dřevin na zalesněné bývalé zemědělské půdě</b> [ <i>Effects of mycorrhizal inoculation on the prosperity of selected tree species on afforested former agricultural land</i> ]	
DANA VĚBROVÁ, JIŘÍ KRÁSENSKÝ, ANTONÍN MARTINÍK .....	249
<b>Sukcese dřevinné vegetace po odumřelých a následně shořelých smrkových porostech v národním parku České Švýcarsko</b> [ <i>Succession of woody species after dead and burn allochthonous Norway spruce stands in the Bohemian Switzerland National Park</i> ]	
JAROSLAV VENCURIK, MICHAL BOŠELA, PETER JALOVIAR, ANNA PETROVÁ, STANISLAV KUCBEL.....	258
<b>Rastová dynamika prirodzenej obnovy v trvalo rôznovekých lesoch 4. až 7. lesného vegetačného stupňa</b> [ <i>Growth dynamics of natural regeneration in permanently uneven-aged forests of the 4<sup>th</sup> to 7<sup>th</sup> forest vegetation zones</i> ]	
JAROSLAV VENCURIK, LADISLAV ŠUMICHRASŤ, ZUZANA PAROBEKOVÁ, DENISA SEDMÁKOVÁ, STANISLAV KUCBEL ..	267
<b>Štruktúrne charakteristiky a Dlhodobá mortalita stromov vo vybraných smrekových prírodných lesoch Slovenska</b> [ <i>Structural characteristics and long-term tree mortality in selected old-growth Norway spruce forests of Slovakia</i> ]	
VÁCLAV ZUMR, OTO NAKLÁDAL, JIŘÍ REMEŠ .....	276
<b>Vzácné saproxylické druhy brouků ve vztahu k pozici mrtvého dřeva v bukových lesích</b> [ <i>Red-list saproxylic beetle species in relation to the position of deadwood in beech forests</i> ]	
<b>PŘÍLOHA – seznam sborníků z přecházejících symposií a citace aktuálního vydání</b> .....	287
[ <i>APPENDIX – list of proceedings from previous symposiums and citation of the current volume</i> ]	

**SEZNAM RECENZENTŮ / LIST OF REVIEWERS**

MARTIN BALÁŠ, KPL FLD ČZU Praha  
MARTIN BELKO, NLC–LVÚ Zvolen  
JAN BARTOŠ, VÚLHM VS Opočno  
LUKÁŠ BÍLEK, KPL FLD ČZU Praha  
DAVID DUŠEK, VÚLHM VS Opočno  
JOSEF GALLO, KPL FLD ČZU Praha  
KATEŘINA HOUŠKOVÁ, ÚZPL LDF MENDELU Brno  
PETER JALOVIAR, KPL LF TU Zvolen  
DUŠAN KACÁLEK, VÚLHM VS Opočno  
JIŘÍ KADLEC, ÚZPL LDF MENDELU Brno  
ROBERT KNOTT, ÚZPL LDF MENDELU Brno  
IVAN KUNEŠ, KPL FLD ČZU Praha  
IVO KUPKA, KPL FLD ČZU Praha  
JAN LEUGNER, VÚLHM VS Opočno  
ANTONÍN MARTINÍK, ÚZPL LDF MENDELU Brno  
ZUZANA PAROBEKOVÁ, KPL LF TU Zvolen  
JÁN PITTNER, KPL LF TU Zvolen  
VILÉM PODRÁZSKÝ, KPL FLD ČZU Praha  
RADEK POKORNÝ, ÚZPL LDF MENDELU Brno  
SLAVOMÍR RELL, NLC–LVÚ Zvolen  
JIŘÍ REMEŠ, KPL FLD ČZU Praha  
ZUZANA SITKOVÁ, NLC–LVÚ Zvolen  
JIŘÍ SOUČEK, VÚLHM VS Opočno  
ONDŘEJ ŠPULÁK, VÚLHM VS Opočno  
IGOR ŠTEFANČÍK, NLC–LVÚ Zvolen  
STANISLAV VACEK, KPL FLD ČZU Praha  
ZDENĚK VACEK, KPL FLD ČZU Praha  
JAROSLAV VENCURIK, KPL LF TU Zvolen

## **PŘEDMLUVA / PREFACE**

Vážené kolegyně, vážení kolegové,

v letošním roce slaví naše pěstitelské setkávání malé jubileum. Je to již čtvrt století, kdy se především díky profesorovi Kantorovi (tehdejšímu vedoucím Ústavu zakládání a pěstění lesa LDF MENDELU v Brně), profesorovi Tesařovi a jejich kolegům uskutečnilo ve Křtinách první setkání týmů pracovišť zabývajících se pěstováním lesů v českých zemích a na Slovensku. V tomto roce si v Praze i v Brně připomínáme také podstatně delší, již 105leté výročí zahájení vysokoškolské výuky v lesnických oborech. Navíc, v listopadu loňského roku uplynulo již 175 let od zahájení přednášek o lesnických vědách doc. Kryštofem Liebichem na Pražské polytechnice. Je tedy symbolické, že v tomto jubilejním roce je hostitelem tradičního pěstebního symposia, které je vynikajícím místem pro diskusi a výměnu poznatků a zkušeností, Katedra pěstování lesů FLD ČZU v Praze.

Výročí je vždy příležitostí k zamyšlení a pohledu zpět. Tato reflexe má však smysl jen tehdy, když se promítne do budoucnosti. Pro jen málo oborů lidské činnosti je přitom sepjetí s minulostí tak důležité jako pro pěstování lesa, které je od svého počátku založené na empirii. Dlouhodobé pozorování růstu a hodnocení důsledků v minulosti provedených pěstebních opatření byly vždy základem aktuálních strategií. To vycházelo z premisy, že podmínky, které panovaly v minulost věrně odrážejí budoucí růstový potenciál a odezvu porostů na místní podmínky.

Tento přístup je však v současné době zpochybněn. Příčinou je rychlá změna přírodních, ale i společenských podmínek a nejistota budoucího vývoje. Lokální půdní, a především klimatické charakteristiky již nejsou považovány za trvalé rysy stanoviště, které určují jeho potenciální vegetaci a jsou hnací silou její sukcesní dynamiky. Požadavky společnosti se pod vlivem trvalého tlaku ochrany přírody a nověji i některých vlastníků lesů mění, výsledkem je dlouhodobý růst významu ekosystémových služeb a netržních funkcí lesa. Bohužel se začíná zpochybňovat i vlastní význam dřevoprodukční funkce lesů, což je podpořeno i odtržením značné, zejména mladší části společnosti od reality v oblasti zajišťování základních lidských potřeb, které přináší nejen život ve velkých městech, ale i uzavření se v bublinách sociálních sítí. Omezování produkce lokálně dostupné obnovitelné suroviny však má vedle zjevných negativních environmentálních dopadů také dopady ekonomické. Důsledkem může být nejen postupná ztráta konkurenceschopnosti a autonomie v rozhodování, ale i rostoucí tlak na státní rozpočet, což je ostatně smutným dokladem postupné transformace našeho hospodářství do podoby dotační ekonomiky.

V této složité době je tedy třeba hledat nové cesty. Při hledání odpovědí na otázku, jak adaptovat pěstování lesů a celé lesnické hospodaření na nové podmínky, a přitom zajistit trvalost lesa a jeho užitků, je třeba propojit zkušenosti a poučení z minulosti s nejnovějšími vědeckými poznatky. A k tomu jistě přispívají i tato symposia, kde se již čtvrt století setkává několik generací výzkumníků v oblasti pěstování lesa.

Lesu zdar!

V Kostelci nad Černými lesy 21. srpna 2024

Jiří Remeš  
jménem organizátorů

## Zkušenosti z porostů dřevin na bývalé zemědělské půdě mohou pomoci s volbou stromů pro agrolesnický systém

*Experience with woody-species stands on former agricultural land can help decide a use of trees in an agroforestry system*

JAN BARTOŠ<sup>✉</sup>, DUŠAN KACÁLEK, ONDŘEJ ŠPULÁK, JAN LEUGNER

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady, Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, 517 73, Opočno, ČR, <sup>✉</sup>bartos@vulhmop.cz

### Abstrakt

Dobře známé produkční schopnosti tradičně lesních stromů na zemědělské půdě mohou pomoci hospodářům při rozhodování, jaké stromy pěstovat v agrolesnických systémech. Příspěvek přináší informace o 17 let trvající prosperitě domácích listnatých stromů, jako jsou dub zimní, jeřáb ptačí, javor klen, lípa srdčitá a třešň ptačí. Informace o produkci zahrnují také ekonomickou úvahu o zpeněžení palivového dřeva. Speciálním benefitem může být, nicméně, pěstování cenných listnáčů, v našem případě javoru klenu a třešně ptačí.

**Klíčová slova:** listnaté dřeviny; produkce; zalesňování; leso-zemědělské plantáže

### Abstract

*Well-known production capabilities of traditional forest trees, which perform on former agricultural land can help managers to decide, which trees can be grown within agroforestry systems. The contribution brings information on 17-yrns lasting performance of native broadleaves such as sessile oak, rowan, sycamore maple, small-leaved linden and wild cherry. The production information includes also an economic consideration of fuel wood commercialization. Particularly beneficial can be, however, growing valuable broadleaves, in our case sycamore maple and wild cherry.*

**Key words:** broadleaves; produce; afforestation; silvo-agricultural plantations

## ÚVOD

Stromy rostoucí mimo les fungují jako ekologické cenné prvky zemědělské krajiny (NOVOTNÝ et al. 2017); hospodář na půdě od nich, nicméně, očekává také produkční benefity. Od roku 2023 je v ČR v rámci zemědělské dotační politiky podporováno zakládání agrolesnických systémů (dále ALS). Do jisté míry je to odpověď na nárůst zájmu o tento způsob hospodaření (viz např. LOJKA et al. 2022). Relativně vysoká finanční podpora na výsadbu a následnou ochranu vybraných dřevin bude pravděpodobně dále navyšovat zájem zemědělců o tuto aktivitu. Nicméně, kde je možné při nedostatku existujících ALS získat zkušenosti? Domníváme se, že analogicky v porostech vzniklých výsadbou na zemědělské půdě. Tradičně se zde zakládaly nové porosty lesních dřevin (viz např. BALÁŠ et al. 2024). Náš příspěvek tudíž přináší 17leté zkušenosti s odrůstáním dubu zimního, jeřábu ptačího, javoru klenu, lípy srdčité a třešně ptačí (na grafech a v Tab. 2 nadále označeny zkratkami DB, JŘ, KL,

LP a TR) vysazených na původně trvalých travních porostech dvou výsadbových experimentů. Všechny hodnocené dřeviny mohou být podpořeny v rámci dotačního programu na zakládání ALS (MZe 2023). Cílem studie je zvýšit informační zázemí pro vytvoření rámcové představy o odrůstání a produkci těchto dřevin v rámci nově zakládaných ALS.

## METODIKA

Prezentované výsledky byly získány ze dvou trvalých výzkumných ploch (dále TVP). Starší výsadbový experiment byl založen v roce 2001 v katastru obce Bystré v Orlických horách (dále Bystré), druhý v roce 2005 v katastru Velký Uhřínov (dále Uhřínov). Obě lokality se nachází v PLO 26 – Předhoří Orlických hor na SLT 4S. Další společnou vlastností obou TVP je, že se jedná o zalesnění svažité louky a výměra zalesnění obou lokalit je cca 1,5 ha (Tab. 1). TVP Bystré je ze třech stran obklopena lesními porosty, zčásti založenými v 60. letech 20. století na zemědělské půdě a zčásti staršími lesy ve věku 80–100 let. Před výsadbou byla na celé ploše provedena příprava půdy naoráním asi 35 cm širokých pásů zemědělským pluhem. Stržením ca 5 cm drnu se snížila pracnost ručního kopání jamek (35 × 35 cm) sekeromotykou. TVP Uhřínov byla založena v roce 2005. Zásadní je pro tuto TVP JV expozice a relativně nepříznivé fyzikální vlasti půd. Na této ploše celoplošná příprava půdy nebyla realizována. Pro tuto studii byly z obou TVP vybrány pouze dřeviny, které jsou v současné legislativě podporovány v dotačních pravidlech pro zakládání ALS. Tyto dřeviny jsou na obou plochách vysazeny v pestrém smíšení s dalšími dřevinami, přičemž směsi pouze z dřevin vhodných pro založení ALS jsou uvedené v Tab. 2.

**Tab. 1:** Charakteristika výzkumných ploch.

**Tab. 1:** *Attributes of the research plots.*

<sup>1</sup> Výzkumná plocha	<sup>2</sup> Rok výsadby	<sup>3</sup> Nadmořská výška / Expozice	<sup>4</sup> Stanoviště	<sup>5</sup> Matečná hornina
Bystré	2001	510 m / SZ	4S	fyilit, zelená břidlice
Uhřínov	2005	530 m / JV	4S	diorit, amfibolit

Captions: 1 – research plot; 2 – year of planting; 3 – altitude/aspect; 4 – site (nutrient-medium beech); 5 – bedrock (Bystré – phyllite, green schist, Uhřínov – diorite, amphibolite)

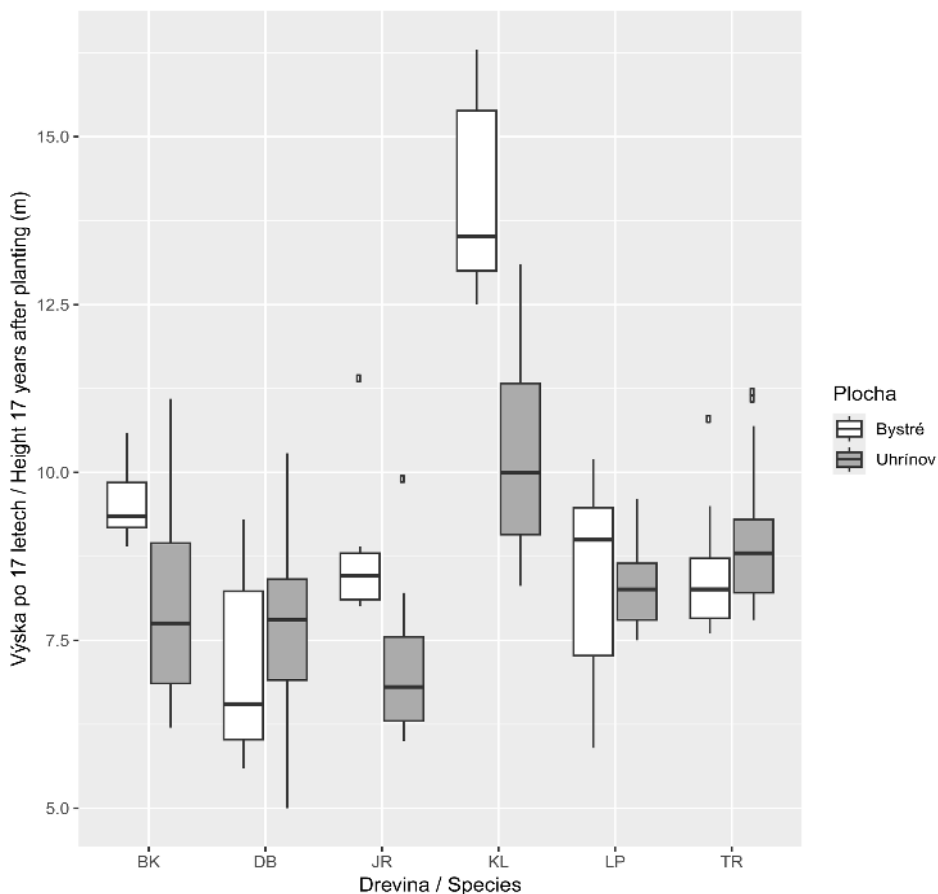
Dřeviny byly na obou plochách vysazovány vždy v řadovém smíšení (pravidelné střídání řad dvou dřevin) na čtvercové plošky o velikosti na TVP Bystré 2,4 arů, na TVP Uhřínov 4 arů. Průměrný hektarový počet vysazených dřevin byl jednotný, cca 5 tis., vzdálenost řad byla vždy 1,6 m. Vzorníky byly z obou ploch odebrány při výchovném zásahu po 17 letech růstu. Zásah byl prováděn pozitivním výběrem, tzn. vybraní cíloví jedinci byli uvolňováni odstraněním konkurujících úrovnových stromů, které byly následně analyzovány. Jednotný přístup k odběru vzorníků dává předpoklad jejich porovnatelnosti. Na druhou stranu se vzhledem k cíli výchovného zásahu nejednalo o dominantní jedince. Průběh tloušťek vzorníků byl změřen po metrových sekcích a z nich vypočten objem kmene (včetně nehroubí).

Výšky na plochách byly měřeny na reprezentativním počtu stromů hlavního porostu. Pro účely tohoto příspěvku byly pro každou dřevinu na jednotlivých plochách vypočteny horní výšky z 10 % počtu jedinců dané dřeviny po 17 letech od výsadby. Tito dominantní, úrovnovní jedinci, mohou mít charakter růstu blízký porostům v ALS.

Zásoba hlavního porostu hodnocených směsí byla vypočtena pomocí funkce na základě výčetní tloušťky, zásoba vedlejšího porostu byla stanovena dle průměru pařezů vytěžených stromů pro jednotlivé dřeviny na základě rovněž vyrovnání objemu vzorníků exponenciální funkcí. Předpokládaná hodnotová produkce je kalkulována jako zpeněžení zásoby porostu v roce 2022 průměrnou cenou paliva 800 Kč.m<sup>-3</sup>, jako cena „na pařezu“ (Lesy ČR 2022).

## VÝSLEDKY

Největší průměrnou výšku z vybraných dřevin dosahuje po 17 letech růstu na obou TVP klen (Obr. 1). Naopak nejmenší průměrné výšky dosahuje na TVP Bystré dub a na TVP Uhrínov jeřáb.

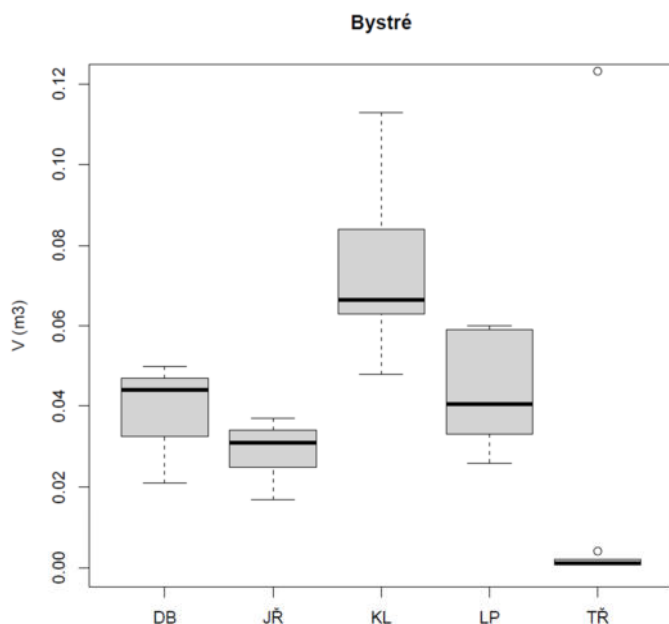


**Obr. 1:** Rozložení výšek nejvyšších stromů (10 % z počtu živých jedinců) jednotlivých dřevin na plochách 17 let po výsadbě.

**Fig. 1:** Distribution of dominant-trees heights (10% of all alive trees) of particular tree species on the plots 17 yrs after planting.

Z odebraných vzorníků z TVP Bystré dosahovaly největšího průměrného objemu dřevní hmoty vzorníky KL (Obr. 2). Naopak nejmenší průměrná zásoba byla zjištěna u vzorníků TŘ, až na výjimku jednoho vzorníku, který naproti tomu měl největší objem ze vzorníků všech

sledovaných dřevin. Vysoká variabilita vzorníků TŘ je způsobena odběrem podprůměrných jedinců, které byly potlačeny přimíšeným přípravným dřevinám. V případě odběru vzorníku z úrovně byly hmotnatost naopak nadprůměrná.

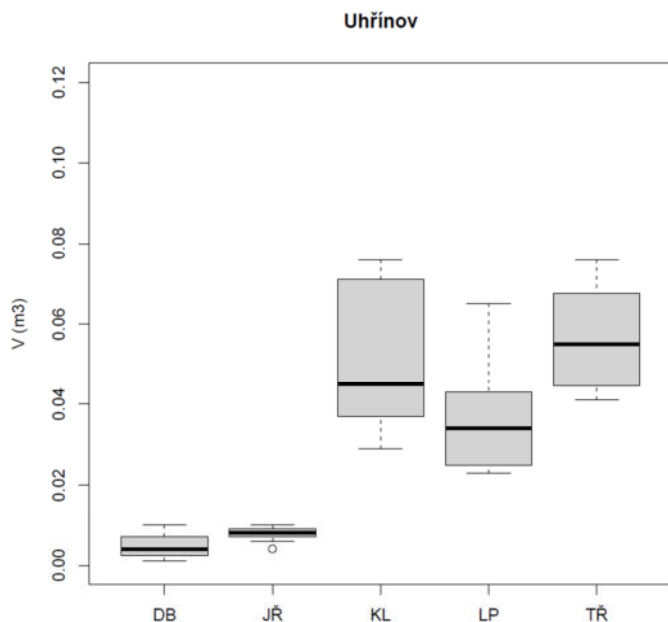


**Obr. 2:** Objem vzorníků z TVP Bystré odebraných po 17 letech růstu na bývalé louce.

**Fig. 2:** Wood volume of 17-year-old sample trees from former meadow of the Bystré site.

Naproti tomu na TVP Uhřínov vykazovala TŘ, vzhledem k tamní porostní situaci směsí, největší průměrnou zásobu odebraných vzorníků po 17 letech růstu TŘ, ještě vyšší, než vzorníky KL (Obr. 3). Nejmenší průměrnou zásobu vykazoval DB a JŘ.

Z hlediska celkových smíšených porostů největší G a na ní navazující objem dřevní hmoty dosahovala směs třešně a lípy na ploše Uhřínov (Tab. 2). Naopak nejmenší produkci vykazovala směs dubu a lípy. Modelová hodnotová produkce sdruženého porostu vyjádřená v Kč se pohybuje od cca 30 do 88 tis. Kč na ha. Průměrná roční produkce všech sledovaných porostů ve věku 17 let tak na analyzovaných plochách dosahuje hodnoty 3 tis. Kč na ha a rok v cenách roku 2022 (Tab. 2).



**Obr. 3:** Objem vzorníků z TVP Uhřínov odebraných po 17 letech růstu na bývalé louce.

**Fig. 3:** Wood volume of 17-year-old sample trees from former meadow of the Uhřínov site.

**Tab. 2:** Produkce dřeva smíšených variant dřevin po 17 letech růstu na bývalých loukách a její zpeněžení jako paliva.

**Tab. 2:** Wood production of 17-year-old mixed treatments on former meadows and commercialization of fuel wood.

<sup>1</sup> Trvalá výzkumná plocha	<sup>2</sup> Smíšené dřeviny	<sup>3</sup> G hlavního porostu [m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> ]	<sup>4</sup> Zásoba sdruženého porostu [m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> ]	<sup>5</sup> Hodnotová produkce dřeva [Kč.ha <sup>-1</sup> ]	<sup>6</sup> Průměrná roční produkce [Kč.ha <sup>-1</sup> .rok <sup>-1</sup> ]
Bystré	DB + LP	15,6	98	78 400	4600
	TRĚ + KL	12,0	52	41 600	2500
Uhřínov	TRĚ + LP	19,5	110	88 000	5100
	DB + LP	9,4	36	28 800	1700
	DB + KL	11,6	55	44 000	2600

Captions: 1 – permanent research plot; 2 – mixtures; 3 – basal area of the principal crop; 4 – standing volume; 5 – value of wood produce; 6 – mean annual produce of standings plus harvested volume

## DISKUSE A ZÁVĚR

AL systémy byly kdysi běžným způsobem využití půdy v ČR (LOJKA et al. 2022). Jejich zakládání je nyní od roku 2023 nově podporováno zemědělskými dotacemi pro silvoorebný nebo silvopastorální systém na orné půdě, respektive travním porostu, kdy je přesně stanoven



počet jednoho sta stromů na hektar (MZe 2023). Pěstovat dřeviny je tedy možné i na stanovištích, která jsou vyloučena z možnosti převodu na pozemky určené k plnění funkcí lesa (PUPFL) a ze zalesnění (BALÁŠ et al. 2024). Kromě toho je proces povolení převodu na PUPFL administrativně a časově náročnější (BALÁŠ et al. 2024). V nařízení (MZe 2023) je stanoveno, že v ASL musí být méně ovocných dřevin než dřevin lesních. Ty jsou zde pak přesně vyjmenovány, tedy všechny v lesnictví běžně používané listnáče a borovice lesní. Zde je zřejmý rozdíl od zalesnění zemědělských půd, kde se často využíval produkčně významné zastoupení smrku (CUKOR et al. 2017; VACEK et al. 2022). Dotace na založení ALS činí dle kurzu na rok 2024 necelých 108 tis. Kč.ha<sup>-1</sup>. Příspěvek na údržbu ALS poskytovaný v prvních pěti letech od založení činí 18,6 tis. Kč.ha<sup>-1</sup> ročně.

V naší studii porovnááme data dřevin vhodných pro ALS rostoucí na zemědělské půdě, na rozdíl od prvků zakládáných u ALS se však jedná o zapojený porost. Zmíněné nařízení (MZe 2023) udává maximální velikost skupiny dřevin 6 arů a max. šířku pásu dřevin 10 m. Předpokládáme, že při výsadbě dřevin do tří řad vedle sebe (šířka pásu dřevina cca 4 m) budou moci dřeviny krajních řad využívat větší korunový prostor, než je půdorys pásu a přírůst zásoby by tak mohl být výrazně vyšší. Pro přiblížení se podmínkám ALS proto v naší studii porovnáme horní výšku 10 % největších jedinců a objemy vzorníku ze zásahu s pozitivním výběrem. Na obou plochách se produkčně osvědčil javor klen, což koresponduje i se zjištěními z 14letých porostů první generace lesa (CUKOR et al. 2022). ILIEV et al. (2022) píší, že v optimálních podmínkách může javor klen fungovat i v intenzivních kulturách. Velmi dobrou růstovou schopnost kleny spolu s třešní dosvědčili i WEBER-BLASCHKE et al. (2008), DOSTÁLEK et al. (2009) a ILIEV et al. (2022). I v našem pokusu vykazuje na TVP Uhřínov třešeň s lípou nejvyšší produkci dřevní hmoty sdruženého porostu (Tab. 2).

Relativně nižší průměrný objem vzorníků třešně z TVP Bystré (Obr. 2) je způsoben tím, že třešeň je na této ploše smíšena s v mládí rychleji rostoucími dřevinami s pionýrskou strategií růstu (modřín, smrk, jedle obrovská). Třešeň tak na této ploše byla za sledované období v daleko větším konkurenčním tlaku oproti TVP Uhřínov, kde rostla ve směsi s klenem, lípou a jasanem. Udržitelnost ALS stanovená platnou legislativou je 5 let. Otázkou je, kdy bude pro zemědělce výhodné vytěžit vysazené dřeviny. V našem pokusu při zalesňování louky listnatými dřevinami vhodnými pro zakládání ALS dosahuje průměrná hektarová zásoba sdruženého porostu po 17 letech cca 70 m<sup>3</sup> (Tab. 2). Průměrný roční výnos z dřevní produkce v cenách roku činí pouze 3 tis. Kč.ha<sup>-1</sup>. Je zřejmé, že vzhledem k výši počátečních nákladů na založení ALS bude žádoucí pěstovat dřeviny s cílem vyprodukovat alespoň část cenných sortimentů, nikoliv pouze palivo. Z tohoto hlediska může být vhodnější zakládat dřeviny v ALS v pruzích (např. tři řady v trojúhelníkovém sponu, kdy je „cenná“ dřevina uprostřed), kdy můžeme využít výchovnou funkci boční konkurence. Důležitou součástí péče o takovéto porosty je však také vyvětňování. Dobu na vypěstování takovýchto sortimentů odhadujeme na min cca 30 let.

### Poděkování

Příspěvek vznikl za přispění institucionální podpory Ministerstva zemědělství České republiky MZE-RO0123 a projektu NAZV QK22020008 Komplexní vyhodnocení plnění produkčních a mimoprodukčních funkcí lesa u porostů přípravných dřevin.

## LITERATURA

- BALÁŠ M., GALLO J., CZACHAROWSKI M., PÁSTOR M., JANKOVIČ J., ŠTEFANČÍK I., KUNEŠ I., HASENAUER H. (2024): Administrative system of afforestation in the Czech Republic: A long journey to a new forest. *Journal of Forest Science*, 70: 2: 41–63.
- CUKOR J., BALÁŠ M., KUPKA I., TUŽINSKÝ M. (2017): The condition of forest stands on afforested agricultural land in the Orlické hory Mts. *Journal of Forest Science*, 63: 1: 1–8.
- CUKOR J., VACEK Z., VACEK S., LINDA R., PODRÁZSKÝ V. (2022): Biomass productivity, forest stability, carbon balance, and soil transformation of agricultural land afforestation: A case study of suitability of native tree species in the submontane zone in Czechia. *Catena*, 210: 105893.
- DOSTÁLEK J., WEBER M., MATULA S., FRANTÍK T. (2009): Planting of different-sized tree transplants on arable soil. *Central European Journal of Biology*, 4: 4: 574–584.
- Lesy ČR (2022) Prodej dříví veřejnosti. <https://lesy.cz/o-nas/prodej-drivi-verejnosti/>
- ILIEV N., VARBEVA L., TONCHEV T., ALEXANDROV N. (2022): Growth and productivity of sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.) in natural stands and forest plantations in Bulgaria. *Forestry Ideas*, 28: 1(63): 178–193.
- LOJKA B., TEUTSCHEROVÁ N., CHLÁDOVÁ A., KALA L., SZABÓ P., MARTINÍK A., WEGER J., HOUŠKA J., ČERVENKA J., KOTRBA R., JOBBIKOVÁ J., DOLEŽALOVÁ H., SNÁŠELOVÁ M., KRČMÁŘOVÁ J., VÁVROVÁ K., KRÁLÍK T., ZAVADIL T., LAWSON G. (2022): Agroforestry in the Czech Republic: What Hampers the Comeback of a Once Traditional Land Use System? *Agronomy*, 12: 1: 69.
- NOVOTNÝ M., SKALOŠ J., PLIENINGER T. (2017): Spatial-temporal changes in trees outside forests: Case study from the Czech Republic 1953–2014. *Applied Geography*, 87: 139–148.
- MZe (2023): Metodika k provádění nařízení vlády č. 140/2023 Sb. Praha, Ministerstvo zemědělství ČR.
- VACEK Z., BÍLEK L., REMEŠ J., VACEK S., CUKOR J., GALLO J., ŠIMŮNEK V., BULUŠEK D., BRICHTA J., VACEK O., DRÁBEK O., ZAHRADNÍK D. (2022): Afforestation suitability and production potential of five tree species on abandoned farmland in response to climate change, Czech Republic. *Trees*, 36: 1369–1385.
- WEBER-BLASCHKE G., HEITZ R., BLASCHKE M., AMMER C. (2008): Growth and nutrition of young European ash (*Fraxinus excelsior* L.) and sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) on sites with different nutrient and water statuses. *European Journal of Forest Research*, 127: 465–479.

## Možnosti využitia drewného popola pri príprave substrátov určených na pestovanie sadbového materiálu drevín

*Possibilities of application of wood ashes in the preparation of substrates designated for tree species planting material cultivation*

MARTIN BELKO<sup>✉</sup>, JANA LUPTÁKOVÁ, SLÁVKA TÓTHOVÁ, IVAN HORVÁT

Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav, T. G. Masaryka 2175/22, 960 01 Zvolen, SR, <sup>✉</sup>martin.belko@nlcsk.org

### Abstrakt

Cieľom príspevku je posúdiť vhodnosť a realizovateľnosť aplikácie vybranej vzorky drewného popola pochádzajúcej z prevádzky na energetické zhodnotenie drewnej biomasy pri príprave pestovateľského substrátu na báze čistej rašeliny. Koncentrácie vybraných makroživín (Ca, K, Mg, P) vo vzorkách substrátu tvoreného popolom a rašelinou niekoľkonásobne prevyšovali koncentrácie v dávkach navrhovaných pre viaceré minerálne hnojivá, ale aj hnojivá s postupným uvoľňovaním živín. Koncentrácie rizikových prvkov v testovaných zmesiach popola s rašelinou, ako aj čistého popola nepresahovali legislatívou stanovené limitné hodnoty. Určitým špecifikom použitia popolov je absencia najdôležitejšieho biogénneho prvku dusíka, ktorý bol zistený aj v našom experimente. Predbežné výsledky naznačujú, že použitie vybranej vzorky drewného popola ako prímеси pri príprave pestovateľského substrátu na báze čistej rašeliny môže reprezentovať vhodný a realizovateľný spôsob zhodnotenia tohto vedľajšieho produktu energetického priemyslu.

**Kľúčové slová:** recyklácia; drewný popol; sadbový materiál

### Abstract

*The aim of the contribution is to assess the eligibility of applying a selected sample of wood ash produced by biomass power plant in the process of the preparation of a growing substrate based on pure peat. The concentrations of selected macronutrients (Ca, K, Mg, P) in the samples of the substrate consisting of ash and peat several times exceeded the concentrations in the doses proposed for mineral fertilizers, but also fertilizers with a gradual release of nutrients. The concentrations of hazardous elements in the tested mixtures of ash with peat, as well as in pure ash, did not exceed the threshold values set by legislation. A specific feature of ashes, the absence of the most important biogenic element nitrogen, has been observed also in our contribution. Preliminary results indicate that the use of a selected sample of wood ash as an admixture in the preparation of the peat-based growing substrate can represent eligible and feasible way to recycle this by-product of the industry.*

**Key words:** recycling; wood ash; planting material

## Úvod

Rastúci záujem o zvyšovanie podielu výroby energie z obnoviteľných zdrojov, medzi ktoré je možné zaradiť aj drevnú biomasu, spolu so snahou o budovanie cirkulárnej ekonomiky prispieva k oživeniu myšlienky využitia drevných popolov v lesníckych aplikáciách.

Aktuálne sa totiž väčšina popola vzniknutého ako výsledok energetického zhodnotenia drevnej biomasy skládkuje (VOLOŠINOVÁ et al. 2021; LIESKOVSKÁ, ANDRÁŠIOVÁ 2023).

V roku 2020 bolo na Slovensku vyprodukovaných 40 375 ton popola z rašeliny a čistého dreva (Ostatný odpad, kategória 100103), z toho 28 672 ton skončilo na skládkach odpadov a zároveň vzrástla priemerná cena za skládkovanie zo 60 EUR/tona na 90 EUR/tona. Významná časť popolov z dreva je producentami stále vedená v kategórii 100101 Popol, škvára a prach z kotlov, kde bola ročná produkcia 68 781 ton, z toho 59 139 ton skončilo na skládkach. Výskum a inovácie v oblasti zhodnotenia živín z odpadov môžu priniesť zníženie skládkovaného popola o cca 10% (popol ako hnojivo, súčasť substrátov, minerálny prídavok pri kompostovaní) a znížiť náklady producentov o 600 000 EUR ročne (TÓTHOVÁ 2023).

Výskum vlastností drevných popolov je na Slovensku realizovaný v Lesníckom výskumnom ústave, už od roku 2000 (TÓTHOVÁ, 2012). Skúmali sme vlastnosti popolov, ktoré sú dôležité pri hľadaní možností bezpečnej a ekonomicky efektívnej recyklácie. Pri aplikácii do lesnej pôdy je dôležitý najmä celkový obsah živín, obsah ťažkých kovov, zlúčeniny, v ktorých sa vyskytujú, a s tým súvisiace hodnoty pH popola, ktoré závisia od mnohých faktorov. Kvalita drevného popola závisí najmä od druhu, časti a veku spaľovanej dreveniny, stanovišťa, na ktorom vyrástla, od druhu použitého paliva (štiepky a piliny z odkôrneného dreva, kôra), od technológie spaľovania (typ kotla, výška teploty horenia) a od miesta záchytu popola.

BEDRNA (1989) uvádza, že spálením 1 t dreva vznikne 2–10 kg popola (z 1 m<sup>3</sup> asi 1–5 kg).

Významným faktorom ovplyvňujúcim vlastnosti popola je mineralizovaná látka/substrát (HYNŠT 2017). Zatiaľ čo popoly vzniknuté spálením uhlia sú charakteristické tvorbou častíc veľkosti zodpovedajúcich prachu alebo jemnému piesku, drevné popoly sú jemno zrnnejšie. Uholné popoly sú navyše v porovnaní s drevnými popolmi chudobnejšie na živiny a je pri nich vyššia pravdepodobnosť výskytu škodlivých chemických prvkov, najmä arzenu (As) a vanádu (V) BEDRNA (1989). Na druhej strane je možné podľa autorov BEDRNA (1989), PITMAN (2006), KUOKKANEN et al. (2009) alebo HYNŠT (2017) popol získaný spálením dreva a slamy považovať dokonca za viacložkové (draslík, fosfor, vápnik, horčík) minerálne hnojivo.

Avšak, aj v prípade drevných popolov pochádzajúcich z prevádzok zaoberajúcich sa energetickým zhodnotením drevnej biomasy je potrebné rozlišovať medzi 2 typmi popolov: i) filtrovým a ii) roštovým. Zatiaľ čo filtrový (cyklónový) popol, zachytávaný cyklónovými separátormi a obsahujúci v dôsledku kondenzácie výparov na chladnejších povrchoch vyššie koncentrácie ťažkých kovov, je menej vhodný, roštový popol, vznikajúci priamo v peciach, je vo väčšine prípadov nezávadný (TLUSTOŠ et al. 2012).

Cieľom tohto príspevku bolo posúdiť vhodnosť a realizovateľnosť aplikácie vybranej vzorky drevného popola pochádzajúcej z prevádzky na energetické zhodnotenie drevnej biomasy pri príprave pestovateľského substrátu na báze čistej rašeliny.

## MATERIÁL A METODIKA

Príprava pestovateľského substrátu na báze čistej rašeliny s prídavkom popola pochádzajúceho z prevádzky na energetické zhodnotenie drevnej biomasy bola vykonaná v rámci Národného lesníckeho centra – Lesníckeho výskumného ústavu vo Zvolene, Biologickej základne Stráž. Producent (Gramoflor GmbH & Co KG) rašeliny použitej v tomto experimente uvádza nasledovné charakteristiky dodaného produktu: vlhkosť 45 %, objemová hmotnosť  $193 \text{ kg.m}^{-3}$ , elektrická vodivosť (EC)  $0,02 \text{ mS.cm}^{-1}$ , pH 3,7, celkový C 45 %, celkový N 0,8 % a celková S  $1300 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Popol bol získaný z prevádzky nachádzajúcej sa na strednom Slovensku a venujúcej sa energetickému zhodnoteniu drevnej biomasy pochádzajúcej z rôznych zdrojov počnúc drevnou surovinou nižšej kvality určenej na energetické zhodnotenie, zvyškami po ťažbe stromov a končiac materiálom z údržby verejnej zelene v intravilánoch sídiel. Aktuálne je táto prevádzka držiteľom oficiálneho úradného potvrdenia, že vyprodukovaný popol je možné používať ako pôdnu pomocnú látku.

Popol použitý v tomto experimente bol odobraný s približne tridsaťdňovým časovým odstupom od jeho vzniku v spaľovacom kotle, hodnota pH bola už nižšia, vplyvom expozície vzdušnej vlhkosti klesla na 10,31; celkový obsah živín predstavoval: Ca  $82,9 \text{ g.kg}^{-1}$ , Mg  $11,69 \text{ g.kg}^{-1}$ , K  $38,9 \text{ g.kg}^{-1}$  a P  $8,49 \text{ g.kg}^{-1}$  (analýzy celkových obsahov živín boli vykonané s použitím mineralizátu lúčavky kráľovskej pripravenom podľa STN ISO 11466 v Centrálnom lesníckom laboratóriu NLC–LVÚ Zvolen).

V tomto experimente bol popol aplikovaný do čistej rašeliny jednoduchým primiešaním v plastovej nádobe v dvoch rôznych hmotnostných pomeroch. Spolu boli pripravené na posúdenie vhodnosti a realizovateľnosti aplikácie vybranej vzorky dreveného popola pri príprave pestovateľského substrátu na báze čistej rašeliny 4 varianty:

- i) čistý popol
- ii) čistá rašelina
- iii) zmes rašeliny a popola zmiešaná v hmotnostnom pomere 1 : ½
- iv) zmes rašeliny a popola zmiešaná v hmotnostnom pomere 1 : ¾

Z každého variantu boli pre následné analýzy odobrané 4 vzorky, spolu bolo odobraných 16 vzoriek. Analýzy určené na posúdenie vhodnosti a realizovateľnosti aplikácie vybranej vzorky dreveného popola pri príprave pestovateľského substrátu na báze čistej rašeliny boli vykonané Centrálnym lesníckym laboratóriom NLC–LVÚ. Po prijatí do laboratória boli vzorky pred upravené podľa postupov ISO 5667. Tento postup zahŕňal sušenie, drvenie a sitovanie vzoriek. Kyslosť (pH) bola stanovená v suspenzii vytvorenej zo zmesi vzorky a deionizovanej vody v pomere 1 : 10 podľa STN ISO 10390. Na stanovenie bol použitý pH meter Metrohm 913. Obsahy uhlíka, dusíka a síry boli stanovené podľa STN ISO 10694, DIN ISO 13878 a ISO 15178 suchým spaľovaním v prebytku kyslíka. Na stanovenie obsahov uhlíka a dusíka bol použitý LECO CHN828 a vzorky boli spálené pri teplote  $950 \text{ }^\circ\text{C}$ . Veľkosť uhlíkového signálu bola zmeraná infračerveným detektorom a dusíkový signál tepelnovodivostným detektorom. Obsah síry bol stanovený na LECO S832 pri teplote  $1350 \text{ }^\circ\text{C}$ . Veľkosť sírového signálu bola zmeraná infračerveným detektorom. Výsledky boli vyhodnotené softwarom Cornerstone 2.10.2. Obsahy ostatných prístupných prvkov boli stanovené vo výluhu Mehlich III., ktorý bol pripravený podľa ZBÍRALA et al. (2010). Výluhy boli následne zmerané na ICP-AES ES 725 Varian. Získané výsledky boli vyhodnotené softwarom ICP Expert II 1.1.3.263. Pre jednotlivé parametre boli zo získaných hodnôt

vypočítané priemery a tieto porovnané s hodnotami dostupnými uvádzanými v národnej legislatíve prípadne odbornej literatúre.

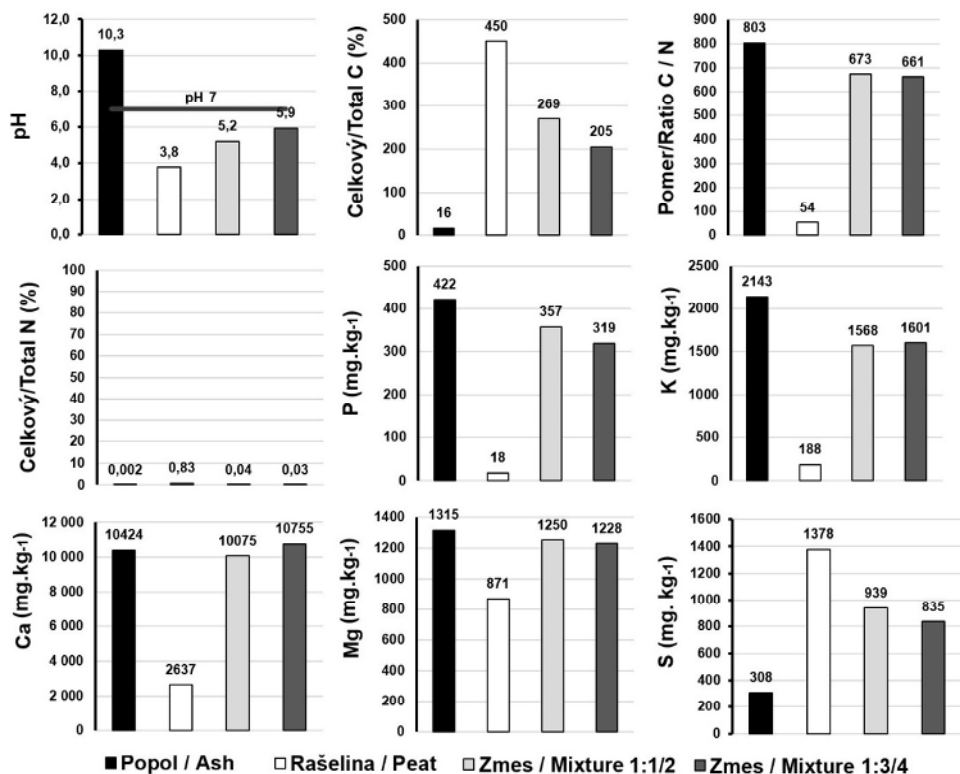
## VÝSLEDKY A DISKUSIA

### Makroživiny

Popoly sa vo všeobecnosti vyznačujú viacerými špecifickými vlastnosťami. V prvom rade je to silne alkalické pH dosahujúce hodnoty z rozpätia 9,5–12,5 obmedzujúce efektívny príjem makroživín koreňovým systémom rastlín (TLUSTOŠ et al. 2012). Podobne ako v našom experimente je však možné túto vlastnosť populov využiť pri úprave pH pôd a substrátov dosahujúcich hodnoty z opačného spektra stupnice (BEDRNA et al. 1989; KUOKKANEN 2009). V našom experimente došlo k úprave pH čistej rašeliny po primiešaní popola v pomere 1 : ½ a 1 : ¾ z hodnoty 3,8 na 5,2 a 5,9 resp. Hodnoty zistené v našom experimente zároveň naznačujú na určitú rezervu v množstve aplikovaného popola, nakoľko sa stále nachádzajú pod dolnou hranicou rozpätia hodnôt pH zabezpečujúceho optimálnu prístupnosť živín väčšine rastlín. Na druhej strane, BEDRNA et al. (1989) uvádza ako dostatočnú dávku na úpravu pH kyslých pôd už aplikáciu 50 až 100 g.m<sup>-2</sup> dreveného popola. Pri staršom výskume využitia populov v lesníckom sektore na Slovensku sme pracovali s dávkami 300 až 500 g.m<sup>-2</sup> dreveného popola (TÓTHOVÁ 2012).

Ďalšou špecifickou vlastnosťou drevených populov je nízky až takmer žiadny obsah N, elementárneho biogénneho prvku potrebného vo výžive rastlín (PITMAN 2006), ktorý pri spaľovaní biomasy uniká do ovzdušia. Túto okolnosť je potrebné mať na pamäti pri akejkoľvek aplikácii dreveného popola ako hnojiva (BEDRNA 1989). V dôsledku absencie N ako v primiešanom popole, tak v použitej rašeline sa rovnako aj ich zmesi vyznačovali nielen v našom experimente okrem absencie N aj nadmerne zvýšeným pomerom C/N.

Na druhej strane je však popol bohatým zdrojom viacerých ostatných makroživín najmä P, K, Ca a Mg (BEDRNA et al. 1989; PITMAN 2006; KUOKKANEN et al. 2009). Koncentrácie živín týchto prvkov vo vzorkách popola a jeho zmesí s rašelinou podrobených testovaniu v našom príspevku niekoľkonásobne prevyšujú koncentrácie v dávkach navrhovaných pre viaceré minerálne hnojivá, ale aj hnojivá s postupným uvoľňovaním živín (DUBSKÝ et al. 2013). Zaujímavým zistením sa môže v tomto smere javiť okolnosť, že zvýšenie prímеси popola v rašelinovom substráte o 25 % (pomery 1 : ½ a 1 : ¾) nemalo na obsah prístupných makroživín v hodnotených vzorkách výraznejší komplexnejší dopad.



**Obr. 1:** Hodnoty pH a koncentrácie makroživín stanovených CNS analyzátorom a vo výluhu Mehlich III vo vzorkách rašeliny, popola a ich zmesí.

**Fig. 1:** Values of pH and macronutrient concentrations detected by CNS analyser and in solution Mehlich III on samples of peat, ash and their mixtures.

### Rizikové prvky

V prípade rizikových prvkov je pri popoloch z priemyselných prevádzok aktuálna národná legislatíva pomerne rozsiahla. Dôležitá otázka je, podľa akých kritérií sú hodnotené vlastnosti popolových vzoriek. V lesníckom výskume vlastností popolov, vzhľadom na náš cieľ, využiť hnojivý potenciál, sme postupovali podľa legislatívy o hnojivách a kompostoch. V Tab. 1 uvádzame limitné hodnoty pre rizikové prvky, kde medzi posudzovaním odpadov a napr. hnojív a prídavku do kompostov (čomu popol z čistého, chemicky neošetreného dreva väčšinou vyhovuje) je niekoľko rádový rozdiel.

**Tab. 1:** Limitné hodnoty koncentrácií rizikových prvkov vymedzené národnými právnymi predpismi v mg.kg<sup>-1</sup>.**Tab. 1:** *Thresholds of of hazardous elements concentrations defined by national legal acts in mg.kg<sup>-1</sup>.*

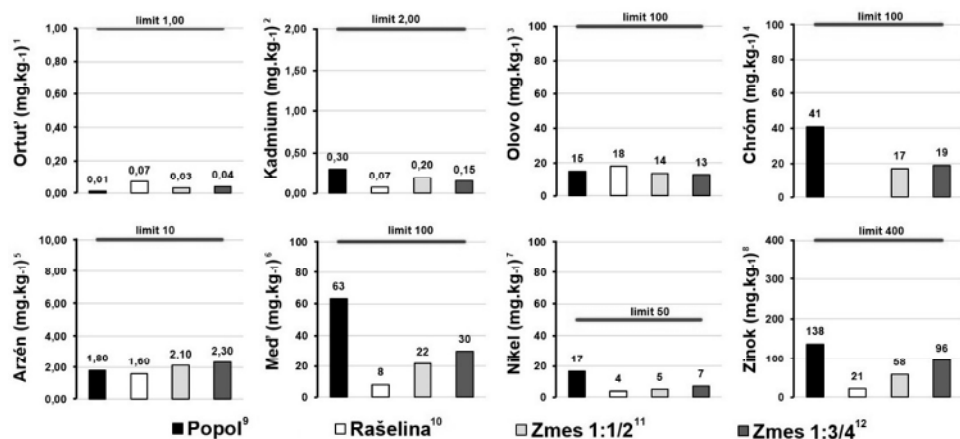
	Hg	Cd	Pb	Cr	As	Cu	Mo	Ni	Zn	Se
1)	3 000	5 000	10 000	-	5 000	-	-	5 000	-	-
2)	0,5	1,5	30	50	10	-	-	-	-	-
3)	1,0	2,0	100	100	10	100	5	50	400	5
4)	10,0	13,0	500	1000	50	1200	25	200	3 000	-

1) Príloha č. 5 k zákonu č. 79/2015 Z.z., Zákon o odpadoch; hraničné hodnoty koncentrácie škodlivých látok v odpade;

2) limitné hodnoty rizikových prvkov pre minerálne vápenaté a horečnato – vápenaté hnojivá podľa vyhlášky MP SR z 15. 12. 2000, ktorou sa ustanovujú typy hnojív, obsah rizikových prvkov, podmienky odberu a metódy skúšania hnojív, Zb. zákonov č. 26 / 2001, Príloha č. 2.;

3) limitné hodnoty rizikových prvkov pre pôdne pomocné látky obsahujúce aj odpady, podľa Prílohy č. 3, tb. 4 k vyhláške MP SR z 23. 5. 2005, ktorou sa ustanovujú typy hnojív, zloženie, balenie a označovanie hnojív, analytické metódy skúšania hnojív, rizikové prvky, ich limitné hodnoty pre hospodárske hnojivá, Zb. zákonov č. 575/2005;

4) limitné hodnoty rizikových prvkov v surovine určenej do kompostu, podľa STN 46 5735 Priemyselné komposty.



**Obr. 2:** Porovnanie hodnôt koncentrácií obsahov rizikových prvkov zistených vo vzorkách rašeliny, popola a ich zmesí a limitných koncentrácií stanovených pre pôdne pomocné látky obsahujúce aj odpady, podľa Prílohy č. 3, tb. 4 k vyhláške MP SR z 23.5. 2005, ktorou sa ustanovujú typy hnojív, zloženie, balenie a označovanie hnojív, analytické metódy skúšania hnojív, rizikové prvky, ich limitné hodnoty pre hospodárske hnojivá, Zb. zákonov č. 575/2005.

**Fig. 2:** *Values of hazardous elements concentrations detected in samples of peat, ash and their mixtures and threshold values reported in national legal acts.*

Notes: <sup>1</sup>mercury, <sup>2</sup>cadmium, <sup>3</sup>lead, <sup>4</sup>chrome, <sup>5</sup>arsenic, <sup>6</sup>copper, <sup>7</sup>nickel, <sup>8</sup>zinc, <sup>9</sup>ashes, <sup>10</sup>peat, <sup>12</sup>mixture 1: ½, <sup>12</sup>mixture 1: ¾



Na druhej strane ak popol klasifikujeme ako vedľajší produkt s cieľom jeho aplikácie ako pôdnej pomocnej látky obsahujúcej aj odpad sú limitné koncentrácie rizikových látok určené Prílohou č. 3, tb. 4 k vyhláške MP SR z 23.05.2005, ktorou sa ustanovujú typy hnojív, zloženie, balenie a označovanie hnojív, analytické metódy skúšania hnojív, rizikové prvky, ich limitné hodnoty pre hospodárske hnojivá, Zb. zákonov č. 575/2005. Ďalšou alternatívou je klasifikácia popola ako suroviny určenej do kompostu, na ktorú sa potom v prípade limitných hodnôt rizikových prvkov vzťahuje STN 46 5735 Priemyselné komposty.

Zo všetkých uvedených možností má využitie popolov z priemyselných prevádzok pri príprave pestovateľských substrátov podobne ako v práci TLUSTOŠA et al. (2012) najbližšie ku klasifikácii popola ako vedľajšej látky a k nej príslušným limitným hodnotám koncentrácií rizikových prvkov. Popol pochádzajúci z prevádzky na energetické zhodnotenie drevnej biomasy rovnako ako pripravené zmesi s rašelinou testované v našom príspevku sa vyznačovali podlimitnými hodnotami rizikových prvkov uvádzaných pre pôdne pomocné látky (Tab.1, Obr.1). Zistenia TLUSTOŠA et al. (2012), ktorý sa venoval monitoringu kvality popolov pochádzajúcich zo spaľovania biomasy, však naznačujú, že obsahy rizikových prvkov vo vyprodukovaných popoloch majú sklon k značnému kolísaniu. Z celkového počtu 18 vzoriek testovaných na zvýšenú koncentráciu rizikových prvkov, bol zistený nadlimitný obsah kadmia pri 3, olova pri 16, arzenu pri 13 a chrómu pri 16 (TLUSTOŠ et al. 2012).

## ZÁVĚR

Predbežné výsledky vykonaných analýz naznačujú, že použitie vybranej vzorky dreveného popola pochádzajúcej z prevádzky na energetické zhodnotenie drevnej biomasy v stanovených pomeroch pri príprave pestovateľského substrátu na báze čistej rašeliny by mohlo reprezentovať vhodný a realizovateľný spôsob zhodnotenia tohto vedľajšieho produktu energetického priemyslu. Koncentrácie vybraných makroživín (P, K, Ca a Mg) vo vzorkách substrátu tvoreného popolom a rašelinou niekoľkonásobne prevyšujú koncentrácie v dávkach navrhovaných pre viaceré minerálne hnojivá, ale aj hnojivá s postupným uvoľňovaním živín. Koncentrácie rizikových prvkov v testovaných zmesiach popola s rašelinou, ako aj čistého popola nepresahujú legislatívou stanovené limitné hodnoty. Určitým špecifikom použitia popolov je absencia najdôležitejšieho biogénneho prvku dusíka, ktorý bol zistený aj našom experimente. Nakoľko sú výsledky prezentované v tomto príspevku súčasťou riešenia nedávno započatého projektu, zameraného na zhodnotenie vedľajších produktov (kalov, popolov) produkovaných v rámci vybraných sektorov priemyslu, je možné ich interpretovať len adekvátne k rozsahu použitého experimentálneho materiálu. Aktuálne sú vo vzorkách substrátov prezentovaných v tomto príspevku rozpestované viaceré druhy lesných drevín. Taktiež sú priebežne pripravované a analyzované ďalšie vzorky substrátov s využitím popolov z ďalších prevádzok.

## PodĎakovanie

Táto štúdia bola financovaná Európskou komisiou v rámci projektu LignoSilva [Grant Agreement #101059552] v rámci akcie Horizon Europe Teaming for Excellence.

## LITERATÚRA

- BEDRNA Z. (1989): Substráty na pestovanie rastlín, základy pestovania. Príroda, Bratislava, 261 s. ISBN 80-07-00012-7.
- DUBSKÝ M., ŠRÁMEK F., NÁROVEC V., NÁROVCOVÁ J. (2013): Požiadavky na fyzikální a chemické vlastnosti organických pěstebních substrátů používaných při výrobě krytokořenného materiálu lesních dřevin. In: Draščík P., Skála V. (eds.) Certifikace PEFC - trvale udržitelné hospodaření v lesích ČR. Krytokořenný sadební materiál. Sborník referátů. Praha, Česká lesnická společnost, ISBN 978-80-02-02444-6, s. 18–30.
- HYNŠT J. (2017): Popel ze spalování biomasy má i svá rizika. Odpady: odborný časopis pro nakládání s odpady a životní prostředí, 27: 3: 32–33.
- KUOKKANEN M., PÖYKIÖ R., KUOKKANEN T., NURMESNIEMI H. (2009): Wood ash – a potential forest fertilizer. In: Paukkeri, A.; Ylä-Mella, J., Pongrácz, E. (eds.): Energy research at the University of Oulu. Proceedings of the EnePro conference, Oulu, 3. 6. 2009, University of Oulu, Kalevaprint, Oulu, ISBN 978-951-42-9154-8, s. 89–93.
- LIESKOVSKÁ Z., ANDRÁŠIOVÁ K. (2023): Správa o stave životného prostredia Slovenskej republiky 2022. MŽP SR, SAŽP, Bratislava, 218 s. ISBN 978-80-8213-152-2.
- PITMAN R.M. (2006): Wood ash use in forestry – a review of the enviromental impacts. Forestry: An International Journal of Forest Research, 79: 5: 563–588.
- TLUSTOŠ P., OCHECOVÁ P., SZÁKOVÁ J., PERNÁ I., HANZLÍČEK T., HABART J., STRAKA P. (2012): Monitoring kvality popelů ze spalování biomasy (Certifikovaná metodika). Česká zemědělská univerzita v Praze, 22 s., ISBN 978-80-213-2327-8.
- TÓTHOVÁ S. (2012): Využitie dreveného popola v lesnom hospodárstve. Záverečná správa, NLC Zvolen, 156 s.
- TÓTHOVÁ S. (2022): Vlastnosti popolov z dreva. In: Mačala, J., Carach, V. (eds.) Ochrana ovzdušia 2022. Kongres STUDIO, spol. s r.o. Zborník recenzovaných príspevkov z medzinárodnej konferencie Ochrana ovzdušia 2022, 23.–25. novembra 2022, Vysoké Tatry, Hotel Patria, 222 s. ISBN 978-80-89565-56-6, s. 38–47.
- TÓTHOVÁ S. (2023): Miesto pre drevený popol v cestovnej mape obhovej bioekonomy na Slovensku. In: LignoSilva 2023: Zborník odborných prác z konferencie, 13. júna 2023. Zvolen, Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav, s. 69–72. ISBN: 978-80-8093-346-3.
- VOLOŠINOVÁ D., VACHUŠKA V., ČEJKA E., KOŘÍNEK R., VACHUŠKA A., VACHUŠKA J. (2021) Nakládání s popelem v oběhovém hospodářství obcí. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace, 63: 6: 35–40.
- ZBÍRAL J. (2010): Analýza půd I, Jednotné pracovní postupy, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, 230 s. ISBN 978-80-7401-031-6.

## Borovice lesní v ČR v kontextu klimatické změny: přehled poznatků

### *Scots pine in Czechia under climate change: a review*

JAKUB BRICHTA<sup>1,2</sup>, PAVEL BRABEC<sup>1</sup>, STANISLAV VACEK<sup>1</sup>, ZDENĚK VACEK<sup>1</sup>✉,  
JOSEF GALLO<sup>1</sup>, JAN CUKOR<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů. Kamýčká 129, 165 00 Praha-Suchdol, ČR, ✉vacekz@fld.czu.cz

<sup>2</sup>Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i.

#### **Abstract**

Globální změny klimatu výrazně ovlivňují lesní ekosystémy, území České republiky nevyjímaje. Některé dřeviny, dříve považované za dobře adaptované na sucho, nyní ustupují nebo mění svůj areál. Přestože nemůžeme přímo ovlivnit přírodní podmínky, měli bychom již dokázat optimalizovat naše znalosti o těchto dřevinách a přizpůsobovat lesnický management právě změnám klimatu. V současnosti je borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) po smrku ztepilém (*Picea abies* [L.] Karst.) nejvíce postiženým druhem lesní dřeviny ve střední Evropě. Borovice lesní obývá rozsáhlý areál rozšíření v Eurasii, zároveň je druhem nejdůležitější hospodářskou dřevinou v České republice. Díky své genetické variabilitě a ekologické plasticitě roste na velmi různorodých stanovištích, což přispívá k jejímu ekonomickému významu. Klimatické změny však nutí lesníky měnit tradiční přístupy k pěstování lesa. Místo dříve hojně využívaných holých sečí, typicky v kontextu obnovy borových porostů, se aktuálně dostávají do popředí alternativní přírodě blízké metody, např. clonné seče. Třebaže se geografické rozšíření borovice lesní mění, zůstává relativně rezistentní, je-li však pěstována na základě jejich ekologických nároků, samozřejmě na odpovídajících stanovištích, s využitím vhodných proveniencí.

**Klíčová slova:** pěstování lesa; *Pinus sylvestris*; ekologie; areál rozšíření

#### **Abstract**

*Global climate changes significantly affect forest ecosystems, including the Czech Republic. Some tree species, previously considered well adapted to drought, are now retreating or changing their range. Although we cannot directly influence natural conditions, we can optimize our knowledge of these tree species and adapt forestry management. Currently, Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) is the most affected species in Central Europe after spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). It has an extensive area of distribution in Eurasia and is the second most important economic tree species in the Czech Republic. Thanks to its genetic variability and ecological plasticity, it grows in diverse habitats, which contributes to its economic importance. Climate change is forcing foresters to change traditional silviculture approaches. Instead of clear cutting, often close to nature methods are used, such as shelterwood cutting. Although the geographic range of Scots pine undergoes changes, it maintains robustness when silviculture in suitable habitats and utilizing resilient provenances.*

**Keywords:** silviculture; *Pinus sylvestris*; ecology; distribution range

## ÚVOD

Bory jsou glaciálním až ranně postglaciálním reliktem. Současné autochtonní bory a borové doubravy jsou však převážně výsledkem vývoje vegetace zhruba 10 000 let postglaciálního období. Borovice lesní byla s břízou bělokorou v raném postglaciálu nejrozšířenější dřevinou zaujímající polohy od nížin až do hor. Její současný přirozený výskyt je především reliktního charakteru, a to z raných fází postglaciálního období, navíc na ekotopech, které z edafických důvodů nemohly být osídleny jinými dřevinami. Jedná se o azonální společenstva, která se postupně vyvíjela od preboreálu a zůstala zachována pouze na extrémních stanovištích s omezenou konkurenční schopností ostatních dřevin. Na stanovištích jen obtížně přístupných zásahu člověka, se postupně formují společenstva blízka současným (MIKESKA et al. 2008).

Autochtonní borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) se v ČR vyskytuje v polohách od nížin do hor, v různých ekotypech, které mají svůj základ v populacích, které u nás a v blízkém území přežily poslední a pozdní glaciál v izolovaných refugiiích. Lze předpokládat, že některá z těchto refugií mohla dát základ ke vzniku vývojových linií ekotypů, aktuálně se vyskytujících ve střední Evropě. Našimi nejstaršími bory jsou pak skalnaté ostrožny, skalní města, hadcové bory a minerálně chudé a suché písky. Lokality na rašelinách jsou mladší (POLENO et al. 2009).

Borovice lesní z ekonomického hlediska patří k absolutně nejvýznamnějším druhům jehličnanů. Je to dřevina s velmi širokou tolerancí k prostředí (VACEK et al. 2016). S ohledem na její výrazné nároky na sluneční záření, špatně snáší výrazné zastínění. Borovice je nicméně schopná přežít prakticky v libovolném prostředí, od podmáčených stanovišť až po jihozápadní slunné svahy. Není však silná v konkurenci ostatních druhů lesních dřevin, proto je jimi z mezických stanovišť vytlačována. Velkoplošně borovici nacházíme pouze na chudých a suchých písčitých půdách, v pískovcových oblastech, jinak je její přirozený výskyt vázán právě na extrémní stanoviště s menší rozlohou, jako jsou např. skalní výchozy a hrany krystalických i karbonátových hornin, pískovcová skalní města (MIKESKA et al. 2008). V současnosti je však významně ovlivňována klimatickou změnou (BRICHTA et al. 2023). Cílem příspěvku je popsat morfologii druhu, areál rozšíření, ekologii, hrozby, nemoci a pěstování této dřeviny v kontextu klimatické změny.

## MORFOLOGIE DRUHU

Borovice lesní je z hlediska morfologie velice proměnlivým a variabilním taxonem. Dospělí jedinci v průměru dosahují výšky 23–27 m. V dobrých podmínkách však borovice dorůstá výšky až 40 metrů; na extrémních stanovištích naopak vytváří nízké jedince s pokrouceným kmenem a větvemi, v některých případech až keřovitého charakteru (PRACIAK et al. 2013). Objem středního kmene ve 100 letech na nejlepších stanovištích činí až 1,4 m<sup>3</sup>, porostní zásoba až 550 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (VACEK et al. 2019). Strom se dožívá stáří okolo až 300 let (výjimečně až 750 let) – (WALLENIUS et al. 2010). Rozeznává se mnoho různých ekotypů a klimatypů borovice, a to co do velikosti, tvaru koruny a zavětvení (FARJON 2001).

Kořenový systém tohoto taxonu je mohutný, tvořený křivým kořenem a bočními bohatě se větvicemi kořeny. Pro dobré ukotvení v půdě je také borovice lesní považována za zpevňující dřevinu (POLENO et al. 2009). Koruny stromů v severní a severovýchodní části evropského areálu jsou štíhlé s jemným větvením, ve střední a jižní části kontinentu převažují jedinci s klenutou až deštníkovitou korunou a silnými větvemi (MUSIL, HAMERNÍK 2007). Kmen je krytý silnou rozpukanou šedohnědou borkou, v horní části kmene je pak borka

oranžová, stejně jako u mladých jedinců borovice. Jehlice jsou tuhé, 1–8 cm dlouhé, 1–1,8 mm široké, špičaté, mírně podélně zkroucené, na ploché vnitřní straně šedozelené, na vyklenuté hřbetní straně pak tmavě zelené, nebo namodralé šedozelené, na okrajích pilovité, vyrůstající po 2 kusech na brachyblastech. Jehlice opadávají po 2–3 letech (PRACIAK et al. 2013).

Borovice je jednodomá dřevina, i navzdory tomu, že na některých stromech převládají šištice pouze jednoho pohlaví. Kvete od dubna do června, poprvé obvykle od 15. roku života (soliterní jedinci i dřívě, v zápoji naopak až mezi 30.–40. rokem). Šišky dozrávají až druhý rok, a to začátkem října. Hlavní období otevírání šišek nastává až v předjaří 3. roku jejich růstu. Větší úroda šišek (tzv. semenné roky) se objevují průměrně každý 3. až 6. rok (PRACIAK et al. 2013). Počet čistých semen se v 1 kg pohybuje okolo 159 tis. ks, resp. počet čistých klíčivých semen dosahuje 128 tis. ks (ČSN 48 1211). Průměrná hmotnost 1 000 ks semen činí 6,3 g. Dobře uskladněné semeno může zůstat životaschopné až 15 let (MUSIL, HAMERNÍK 2007).

## ROZŠÍŘENÍ

Borovice lesní patří mezi dřeviny s největší areálem na světě. Zahnuje především mírný a chladnější pás celé Eurasie, a to od severního Portugalska a Skotska po Dálný východ v rozmezí 37°–70,5° severní šířky. Těžiště jejího areálu je v oblasti Sibíře. V Evropě ji výjimečně nacházíme také ve Středomoří. Nejsevernější výskyt tohoto taxonu v Evropě je v Laponsku (ÚRADNÍČEK et al. 2001). Sekundárně je rozšířena v Severní Americe, kde je pěstována především na plantážích (PRACIAK et al. 2013).

*Pinus sylvestris* var. *syvestris* osidluje Evropu (na sever až cca 62° severní šířky) až po Dálný východ (po cca 142° východní délky). *Pinus sylvestris* var. *lapponica* se vyskytuje od Severní Skandinávie až na SZ Sibír; severně od 62° severní šířky. *Pinus sylvestris* var. *hamata* se nachází v Kavkazské oblasti a Zakavkazsku na jih k J Arménii a Z Ázerbájdžánu a Turecku. *Pinus sylvestris* var. *mongolica* se vyskytuje v severním Mongolsku, SV Číně a JV Sibíři (BRUSINSKÝ 2004).

V ČR v současnosti původní borovice lesní roste pouze ostrůvkovitě na extrémních reliktních stanovištích. Nejníže v doubravách Polabí na písčinych terasách s akumulací chudých vátých písků, dále na hadcích Slavkovského lesa, na balvanitých svazích a sutích Šumavy (nejvyšší výskyt u Plešného jezera v 1 070 m n. m.), na písčiny a rašelinných půdách Třeboňska, ve skalních městech severních a severovýchodních Čech, na skalnatých stráních údolí řek Vltavy, Jihlavy, Oslavy, Rokytné a Dyje. Vyskytuje se také na výspách Dražanské vrchoviny, na sutích Hrubého Jeseníku a na vápencových skalách jižní části Moravy (MIKESKA et al. 2008). V lesních porostech je často pěstována i mimo její přirozený výskyt, který je odhadován na 3,4 % lesů v ČR, a aktuálně zde zaujímá 16,0 % plochy lesních porostů (MZE 2023).

Z hlediska přírodních lesních oblastí (PLO) je největší výskyt borů z plochy lesů v následujících PLO: 18. Severočeská pískovcová plošina a Český ráj (36,63 %), 15. Jihočeské pánve (19,73 %), 6. Západočeská pahorkatina (17,14 %), 19. Lužická pískovcová vrchovina (11,78 %). V ostatních PLO je zastoupení borů výrazně nižší.

Bory mají zvláštní postavení ve vývoji a stupňovitosti vegetace. V otázce kompetičního soužití borovice lesní s jinými dřevinami byla důležitým momentem její prioritizace osídlení většiny krajiny v poledových dobách. Později byla borovice vytlačena na půdy, které ostatním dřevinám nevyhovovaly. Borovice si zachovala v přirozeném stavu dominanci nebo význačný

podíl pouze na podloží pískovců a písčitých sedimentů (VACEK et al. 2022). Celkem lesnicko-typologická klasifikace ÚHÚL v ČR rozlišuje 13 souborů lesních typů (SLT), které jsou zařazeny do azonálního lesního vegetačního stupně 0 – bory (Tab. 1).

**Tab. 1:** Plochy souborů lesních typů borů v České republice (ÚHÚL 2020).

**Tab. 1:** Areas of pine forest site types in the Czech Republic (ÚHÚL 2020).

Soubor lesních typů / Forest site type	Plocha / Area		
	[ha]	[%]	[% ČR]
0C – Hadcový bor	1 600,25	1,90	0,06
0G – Glejový smrkový bor	6 932,17	8,24	0,25
0K – Kyselý bor	38 071,67	45,24	1,39
0M – Chudý bor	14 225,75	16,90	0,52
0N – Kyselý kamenitý bor	1 881,29	2,24	0,07
0O – Oglejený svěží bor	482,68	0,57	0,02
0P – Oglejený kyselý bor	4 869,59	5,79	0,18
0Q – Oglejený chudý bor	4 562,93	5,42	0,17
0R – Rašelinný bor (blatkový bor, borová březina)	3 985,53	4,74	0,15
0T – Glejový chudý březový bor	1 040,37	1,24	0,04
0X – Bazický zakrslý bor	193,29	0,23	0,01
0Y – Skeletový bor	1 310,58	1,56	0,05
0Z – Zakrslý bor	4 996,30	5,94	0,18
<b>Celkem / Total</b>	<b>84 152,40</b>	<b>100,00</b>	<b>3,07</b>

Kromě tohoto dominantního postavení v souborech borů stupně „0“ má borovice lesní přirozený podíl také v některých kyselých souborech 1. LVS: především v borové doubravě (1M), březové doubravě (1Q), popřípadě v kyselé doubravě (1K), méně již v SLT II a 1S. Jednotlivou příměs tvoří v chudých edafických kategoriích vodou neovlivněných i ovlivněných (M, Q, R), kde pravidelně vystupuje do 5. LVS a v jednotlivých extrémních typech do 6. LVS (6M, 6Q – typy s borovicí). Borovice lesní výjimečně vystupuje do 7. až 8. LVS (MIKESKA et al. 2008). V podmínkách globálních klimatických změn zvyšuje svůj výskyt ve vyšších nadmořských výškách a v severních polohách, a naopak ustupuje v důsledku chřadnutí na jihu areálu (MATIAS, JUMP 2012; BRICHTA et al. 2023).

## STANOVIŠTĚ A EKOLOGIE

Borovice lesní se řadí mezi pionýrské dřeviny. Je výrazně světlo milná a velmi těžko toleruje silné zastínění. Z hlediska půdních nároků i klimatických podmínek se však přizpůsobí velmi široké škále podmínek. Půdy borů jsou převážně písčité až štěrkovité, propustné, vysychavé a kyselé typu podzol arenický. Na nejextrémnějších podkladech se jedná o litozem, ranker podzolový a regozem arenickou. Na stanovištích ovlivněných vodou jde o kambizem oglejenou dystrickou arenickou, podzol arenický oglejený až glejový. Na přechodových rašelinách s podzemní vodou se vyskytuje převážně organozem fibrická (BRICHTA et al. 2023).

Borovice lesní je adaptovaná na velmi široký klimatický rozsah s délkou vegetační doby 90–200 dnů, s ročním úhrnem srážek 200–1 780 mm a průměrnou roční teplotou 5 až 9 °C. Dobře snáší mrazy a chudou půdu extrémní skalních, písčitých i rašelinných stanovišť, kde v monokulturách nemá konkurenci (MIKESKA et al. 2008). Borovice je přizpůsobena na krátkodobé suchu, kdy využívá vodu z hlubších vrstev půdy, naopak při dlouhotrvajícím suchu

v kontextu klimatické změny velmi trpí (BRICHTA et al. 2023). V posledních 30 letech je pozorováno snížení kolísání jejího radiálního růstu a ztráta přirozené cykličnosti růstu. Výsledky studií také naznačují, že průměrná teplota vzduchu je nejdůležitějším faktorem ovlivňujícím radiální růst borovice, právě ve srovnání se srážkami (BRICHTA et al. 2024).

V Evropě na nejchudších stanovištích borovice lesní vytváří monokulturní porosty. Na mírně bohatších stanovištích či v chlumních a náhorních polohách roste společně s duby (*Quercus petraea*, *Quercus robur*), bukem lesním (*Fagus sylvatica*), břízou bělokorou (*Betula pendula*), se smrkem ztepilým (*Picea abies*), modřínem opadavým (*Larix decidua*), jedlí bělokorou (*Abies alba*) a dalšími druhy borovic (zejména pak s *Pinus nigra*, *Pinus uncinata*) – (KELLY, CONNOLLY 2000). V ČR roste převážně ve společenstvech svazů *Erico-Pinion*, *Dicrano-Pinion*, *Vaccinion*, ve skalních společenstvech svazů *Alyso-Festucion pallentis*, *Asplenion serpentini*, *Seslerio-Festucion glaucae* (CHYTRÝ 2013).

Ze stanovištního hlediska lze rozlišit tři základní varianty borovice lesní:

- nížinná – pionýrská: roste převážně na písčitých půdách v monokulturách s malou nebo žádnou příměsí dřevin, zmlazuje se na minerální půdě na holinách a na otevřených plochách. V mládí rychle odrůstá, brzy plodí, nesnáší konkurenci jiných druhů.
- chlumní – pionýrská: roste převážně na písčitých půdách, skalních ekotopech i rašelinných půdách převážně v monokulturách s malou příměsí dřevin, zmlazuje se na minerální půdě na pasekách a na otevřených plochách.
- náhorní – klimaxová: roste většinou ve směsích (se smrkem, jedlí, bukem) ve vyšších polohách (700–1 000 m), ale sestupuje i do nižších poloh. Zmlazuje se pod porostem a špatně snáší otevřená stanoviště (paseky). Do výšky někdy předrůstá i své konkurenty a má vysokou produkci dřeva (MIKESKA et al. 2008; POLENO et al. 2009).

## PĚSTOVÁNÍ

Přirozenou obnovu borovice lesní velmi ovlivňuje struktura porostu, jelikož pro svůj zdánlivý růst v juvenilních stadiích potřebuje velkou světelnou intenzitu (VACEK et al. 2016). Například OLESKOG, SAHLÉN (2000) uvádí potřebu zhruba 30 % světla volného prostoru. S klesající dostupností světla se v borových porostech s vyšším zápojem snižuje kvantita a kvalita přirozené obnovy (MARTIN-ALCÓN et al. 2015). Světelné podmínky přirozené obnovy zhoršuje i konkurence bylinné vegetace (PRÉVOSTO et al. 2012; BRICHTA et al. 2020).

Pro obnovu kvalitních porostů je výhodné využít přirozenou obnovu v blízkosti mateřského porostu s přípravou půdy. Jedním z nejdůležitějších faktorů pro úspěšnou iniciaci přirozené obnovy borovice lesní jsou povětrnostní podmínky, tedy teplota a srážky v úzké vazbě na světlo v období klíčení semen a počátečního růstu semenáčků (PUHLICK et al. 2012). Semena borovic jsou schopna klíčit při teplotě 6 °C, nicméně optimální teplota se v tomto případě pohybuje v rozmezí 20–25 °C, a to s obsahem vlhkosti semen přibližně 35 % (OLESKOG, SAHLÉN 2000). Borovice lesní dobře klíčí pouze na minerální půdě, tento fakt tak bývá hlavním argumentem pro využití přípravy půdy na daném stanovišti (BÍLEK et al. 2018).

Borovice lesní produkují semena každý rok, ale střední až silné semenné roky se obvykle vyskytují každých 3–5 let, respektive 3–6 let (PRACIAK et al. 2013; PRZYBYLSKI et al. 2021). Hlavním prostředkem pro šíření semen borovice je vítr. K efektivnímu šíření semen dochází do

maximální vzdálenosti 30 až 100 m od mateřského stromu (FARMER 1997). Pro klíčení semen a ujímavost semenáčků je třeba dostatečná vlhkost půdy (MACKENZIE et al. 2005), což v kontextu klimatické změny a stále častějších period dlouhodobého sucha může být limitujícím faktorem. Průměrné počty semenáčků v porostech borovice lesní jsou uváděny v rozmezí 0,5–2,3 ks.m<sup>-2</sup>. Obnova pod porostem začíná při 10% relativním záření (ULBRICOVÁ et al. 2018). Na odrůstání semenáčků má vliv také ekotonový efekt, přičemž větší hustota semenáčků bývá při okraji porostu, tedy ve srovnání s vnitřkem porostu (VACEK et al. 2017). I když celkově převažuje přirozená obnova borovice lesní na maloplošných holosecích a násekách různých tvarů, tak v souvislosti s globálními klimatickými změnami se stále více využívají podrostní způsoby přirozené obnovy. V některých případech se tak ukazuje, že přirozená obnova borovice lesní je schopna vytvářet vyšší počty jedinců právě v mírném krytu mateřského porostu (BRICHTA et al. 2020).

Při zakládání borových porostů lze vycházet z již publikovaných postupů (POLENO et al. 2009; NÁROVCOVÁ, NÁROVEC 2013). Pokud jde o umělou obnovu borovice, jsou minimální počty pro zalesňování stanoveny vyhláškou č. 456/2021 Sb. na 8 000 ks.ha<sup>-1</sup>. Při použití krytokořenných semenáčků a sazenic lze uvedené minimální hektarové počty obnovovaných nebo zalesňovaných jedinců snížit až o 10 %, při použití prostokořenných nebo obalovaných poloodrostků a odrostků až o 20 %. V silně přehoustlých nárostech je možno při výšce do 1 m realizovat prostřihávky spojené s odstraněním předrostlíků a obrostlíků. Je třeba také redukovat konkurenci zmlazených dřevin s pionýrskou strategií růstu (bříza, jíva, osika) a ponechávat je pouze ve větších mezerách jako výplň (POLENO et al. 2009).

První prořezávkové i probírkové zásahy se provádí negativním výběrem, tzn. odstraněním předrůstavých, tvarově nevhodných či poškozených jedinců v úrovni a nadúrovni. Zásahy v podúrovni však nejsou žádoucí, vyselektování autoregulací je v borových porostech přirozený proces. Zdárný vývoj borových porostů vyžaduje na většině stanovišť spodní patro, tvořené stín snášejícími dřevinami. Jedná se obvykle o dřeviny z náletu, které proto při výchově v borových porostech neodstraňujeme. V pozdějším věku, zhruba od 50 let se provádí probírka kombinovaná podporující vývin co největšího počtu kvalitních jedinců podle produkční schopnosti stanoviště (cca 150–300 cílových stromů). Kromě stromů utlačujících koruny cílových stromů výchovným zásahem odstraňujeme stromy poškozené, nemocné a silně netvárné. Výchovou podporujeme zastoupení melioračních a přimíšených dřevin pro zvýšení druhové rozmanitosti borových porostů (NOVÁK et al. 2017).

Přestože je borovice lesní hlavní dřevinou poloviny evropských lesů, tak bylo doposud relativně málo pozornosti věnováno možnostem vytváření složitějších lesních struktur u porostů s dominancí borovice lesní, zároveň také problematice jejich přirozené obnovy (BÍLEK et al. 2018; BRICHTA et al. 2020). V Tab. 2 jsou uvedeny základní produkční charakteristiky vybraných borových porostů v ČR. Také zásoba borových porostů je vysloveně různorodá, kdy se pohybuje v rozmezí 91–456 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.



**Tab. 2:** Přehled vybraných publikací souvisejících s produkčními parametry borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) v ČR.**Tab. 2:** Overview of selected publications related to Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) production parameters in Czechia.

Studie <sup>1</sup>	Nadm. výška <sup>2</sup> [m]	Věk <sup>3</sup> [r.]	DBH <sup>4</sup> [cm]	Výška <sup>5</sup> [m]	Kruh. základ. <sup>6</sup> [m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> ]	Zásoba <sup>7</sup> [m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> ]	MAI <sup>8</sup> [m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .r <sup>-1</sup> ]	Hustota <sup>9</sup> [ks.ha <sup>-1</sup> ]
BÍLEK et al. (2016)	270–600	129–191	25–42	14–25	25–47	177–456	0,93–2,39	476–1072
BRICHTA et al. (2024)	580–600	- 132	18–36	15–25	11–31	91–355		316–596
GALLO et al. (2020)	600–590	142–145	25–27	16–19	27–28	240–245	1,69	488–552
VACEK et al. (2017)	575–630	123–130	24–36	15–23	12–33	91–267	0,70–2,05	172–512
VACEK et al. (2016)	245–267	70–130	26–31	21–24	33–40	320–434	3,08–5,50	508–660

Notes: <sup>1</sup>study, <sup>2</sup>altitude [m a.s.l.], <sup>3</sup>age [yr], <sup>4</sup>diameter at breast height [cm], <sup>5</sup>height [m], <sup>6</sup>basal area [m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>], <sup>7</sup>volume [m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>], <sup>8</sup>mean annual increment [m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>], <sup>9</sup>density [trees.ha<sup>-1</sup>]

## HROZBY A NEMOCI

Borovice lesní je sice rezistentní ke krátkodobému suchu, nicméně se na tento druh váže také celá řada hmyzích škůdců, hub, stejně jako je poškozována abiotickými činiteli.

Mezi obvyklé hmyzí škůdce borovic patří bekyně mniška, bourovec borový, lýkohubi, kůrovci (rod *Dendroctonus*) či obaleči. Rizikem pro nově založené porosty borovice lesní je bezesporu žír klikoroha borového (*Hylobius abietis* L.) – (KOVALCHUK et al. 2015; LUNDBORG et al. 2016).

Stromy mohou být napadány také rostlinnými parazity a poloparazity, předně pak jmelím bílým (*Viscum album* L.) a dalšími příbuznými druhy. Stromy oslabené škůdci nebo různými abiotickými stresy (zejména extrémními teplotami a dlouho trvajícím suchem) jsou náchylné na poškození houbovými patogeny, jejichž šíření může být umocněno v monokulturních hospodářských výsadbách. Například *Sphaeropsis sapinea* a *Cenangium ferruginosum* způsobuje chřadnutí a prosychání borovic, *Mycosphaerella pini*, *Lophodermium seditiosum* a příbuzné druhy pak sypavku – závažné onemocnění napadající jehlice. Škodí též různé druhy rží a cenangií. Rez borová (*Cronartium asclepiadeum*) se specializuje zejména na borovici lesní. Sosnokrut (*Melampsora piniatorqua*) je taktéž dvoubytá rez způsobující typické zkroucení výhonů především u borovice lesní. Mramorová sypavka borovice, která způsobuje hnědnutí a odumírání jehlic je způsobovaná houbou *Cyclaneusma minus*. Z dřevokazných hub na borovicích rostou *Phellinus pini*, *Inonotus triqueter*, *Sparassis crispa*, *Armillaria ostoyae*, *Phaeolus schweinitzii* (PEŠKOVÁ, ČÍŽKOVÁ 2015). Pilatky druhu *Diprion pini* a *Neodiprion sertifer* mohou způsobit závažnou defoliaci, čímž je strom náchylný k napadení jinými škůdci (LANGSTRÖM et al. 2001). Borovice lesní je též napadána *Ips acuminatus*, *Pityogenes chalcographus*, *Tomicus piniperda*, *Tomicus minor*, *Phaenops cyanea*, *Ips typographus*, které mohou být také vektorem různých houbových patogenů, a to například *Armillaria ostoyae* (DURANT et al. 2016). Z těchto důvodů je třeba výskytu houbových patogenů a podkorního hmyzu borových porostech věnovat zvýšenou pozornost a v případě jejich výskytu rychle

provádět asanační opatření. Odumírání semenáčků a sazenic borovice je také často způsobováno houbami rodu *Fusarium* a *Alternaria* (MUTLU et al. 2016). Semena borovic požírají ptáci (křivky, datlovítí), hlodavci (veverky, plši, různí myšovití), doplňkově i některé šelmy (kuna, norek). Mladé borové jehličí je požíráno spárkatou zvěří, ptáky (tetřev hlušec) a housenkami mnoha druhů hmyzu, které mohou působit značné škody (MUSIL, HAMERNÍK 2007). Spárkatá zvěř též na borovici lesní působí škody ohryzem a loupáním kůry (CUKOR et al. 2022).

Významnou negativní roli však aktuálně hrají abiotické faktory. Zejména pak dlouhodobé sucho (SUDACHKOVA et al. 2009) v posledním desetiletích působí enormní škody na borových porostech (VACEK et al. 2023).

## ZÁVĚR

Borovice lesní je relativně odolná, rychle rostoucí borovice, která patří mezi hospodářsky nejdůležitější jehličnaté dřeviny Evropy. Díky své pionýrské strategii je borovice lesní také velmi významnou rekultivační dřevinou, zároveň se s ní počítá jako s jednou z hlavních dřevin v rámci postupujících klimatických změn. Z těchto důvodů je třeba pěstování porostů borovice věnovat značnou pozornost, a to zejména v rámci vytváření strukturně diferencovaných porostů dle širokého spektra stanovištních a porostních poměrů. Obnova, zakládání i výchova borových porostů ve vývojových etapách velice podléhaly různým pěstební trendům z hlediska ekologických nároků borovice lesní, měnících se podmínek prostředí, ekonomické racionalizaci a požadavkům společnosti. Možná právě následky častých a mnohdy nesystematických změn strategie pěstování této dřeviny nakonec vedly k postupnému opouštění konvenční holosečné obnovy borovice lesní. Účelná pěstební opatření však vždy musí brát v úvahu všechny cíle daného porostu, a to jak produkční, ekonomické, tak i ekologické a environmentální. V rámci postupujících globálních klimatických změn se stále větší důraz klade na ekologickou stabilitu a bezpečnost produkce. Z těchto důvodů je třeba velmi uváženě volit obnovní postupy, ať již vytvářením menších holosečí či formou podrostního hospodaření. Důležitost zmíněného navíc podtrhuje fakt, že na přirozených borových stanovištích se většinou pohybujeme na hranici funkce hospodářské a ekologické, kdy se jedná o stanoviště ohrožená suchem či degradací půdy. Dosavadní znalosti oboru pěstování lesů jsou dobrým východním bodem pro naplnění stanovených pěstebních cílů. Pro budoucí lesy je však zásadní ověřování dříve zjištěných informací, ale také formulace nových kritérií a indikátorů optimálních postupů obnovy. V neposlední řadě se pak třeba zdůraznit důležitost používání vhodného reprodukčního materiálu a systematické výchovy borových porostů, respektující měnící se podmínky prostředí.

### Poděkování

Príspevek vznikl za podpory Grantové služby Lesů ČR v rámci projektu „Stanovení optimální vyspělosti a fyziologických vlastností sadebního materiálu borovice lesní pro obnovu porostů středních a vyšších poloh“ (č. 129) a Interní grantové agentury Fakulty lesnické a dřevařské ČZU v Praze (č. A2523).

## LITERATURA

BÍLEK L., VACEK S., VACEK Z., REMEŠ J., KRÁL J., BULUŠEK D., GALLO J. (2016): How close to nature is close-to-nature pine silviculture? *Journal of Forest Science*, 62: 24–34.

- BÍLEK L., VACEK Z., VACEK S., BULUŠEK D., LINDA R., KRÁL J. (2018): Are clearcut borders an effective tool for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) natural regeneration? *Forest Systems*, 27: e010.
- BRICHTA J., BÍLEK L., LINDA R., VÍTÁMVÁS J. (2020): Does shelterwood regeneration on natural Scots pine sites under changing environmental conditions represent a viable alternative to traditional clear-cut management? *Central European Forestry Journal*, 66: 104–115.
- BRICHTA J., VACEK S., VACEK Z., CUKOR J., MIKESKA M., BÍLEK L., ŠIMŮNEK M., GALLO J., BRABEC P. (2023): Importance and potential of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in 21<sup>st</sup> century. *Central European Forestry Journal*, 69: 3–20.
- BRICHTA J., ŠIMŮNEK V., BÍLEK L., VACEK Z., GALLO J., DROZDOWSKI S., BRAVO-FERNÁNDEZ J.A., MASON B., GOMEZ S.R., HÁJEK V., VACEK S., ŠTÍCHA V., BRABEC P., FUCHS Z. (2024): Effect of climate change on Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) growth across Europe: decrease of tree ring fluctuation and amplification of climate stress. *Forests*, 15: 91.
- BRUSINSKÝ R. (2004): Komentovaný světový klíč rodu *Pinus* L. Závěrečná zpráva „Výzkum a hodnocení genofondu dřevin z aspektu sadovnického použití“. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, Průhonice.
- CUKOR J., VACEK Z., LINDA R., VACEK S., ŠIMŮNEK V., MACHÁČEK Z., BRICHTA J., PROKŮPKOVÁ A. (2022): Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) indicates a high resistance against bark stripping damage. *Forest Ecology and Management*, 513: 120182.
- ČSN 48 1211: Lesní semenářství – Sběr, jakost a zkoušky jakosti plodů a semen lesních dřevin, 10/1997.
- DURANT D.T., DE RIGO D., CAUDULLO G. (2016): *Pinus sylvestris* in Europe: Distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz J. et al. (eds.): *European Atlas of Forest Tree Species*. Luxembourg, Publications Office of the European Union, 114–116.
- FARJON A. (2001): Word checklist and bibliography of Conifers. Royal Bot. Gards., Kew, Richmond, UK, 309 s.
- FARMER R.E. (1997): *Seed Ecophysiology of Temperate and Boreal Zone Forest Trees; Dispersal*. St. Lucie Press, Delray Beach, FL, USA, s. 45–65.
- GALLO J., BÍLEK L., ŠIMŮNEK V., ROIG S., FERNÁNDEZ J.A. (2020): Uneven-aged silviculture of Scots pine in Bohemia and Central Spain: comparison study of stand reaction to transition and long-term selection management. *Journal of Forest Science*, 66: 1: 22–35.
- CHYTRÝ M. (2013): *Vegetation of the Czech Republic 4. Forest and scrub vegetation*. Academia, Praha, 551 p.
- KELLY D. L., CONNOLLY A. (2000): A review of the plant communities associated with Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in Europe, and an evaluation of putative indicator/specialist species. *Forest Systems*, 9: 15–39.
- KOVALCHUK A., RAFFAELLO T., JABER E., KERIÖ S., GHIMIRE R., LORENZ W.W. et al. (2015): Activation of defence pathways in Scots pine bark after feeding by pine weevil (*Hylobius abietis*). *BMC genomics*, 16:1–15.
- LANGSTRÖM B., ANNILA E., HELLQVIST C., VARAMA M., NIEMELA P. (2001): Tree mortality, needle biomass recovery and growth losses in Scots pine following defoliation by *Diprion pini* (L.) and subsequent attack by *Tomicus piniperda* (L.). *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16: 342–353.
- LUNDBORG L., FEDDERWITZ F., BJÖRKLUND N., NORDLANDER G., BORG-KARLSON A.K. (2016): Induced defenses change the chemical composition of pine seedlings and influence meal properties of the pine weevil *Hylobius abietis*. *Phytochemistry*, 130: 99–05.

- MACKENZIE M.D., SCHMIDT M.G., BEDFORD L. (2005): Soil microclimate and nitrogen availability 10 years after mechanical site preparation in northern British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 35: 1854–1866.
- MARTÍN-ALCÓN S., COLL L., SALEKIN S. (2015): Stand-level drivers of tree-species diversification in Mediterranean pine forests after abandonment of traditional practices. *Forest Ecology and Management*, 353: 107–117.
- MATÍAS L., JUMP A.S. (2012): Interactions between growth, demography and biotic interactions in determining species range limits in a warming world: The case of *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management*, 282: 10–22.
- MIKESKA M., VACEK S., PRAUSOVÁ R., SIMON J., MINX T., PODRÁZSKÝ V. et al. (2008): Typologické vymezení, struktura a management přirozených borů a borových doubrav v ČR. *Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*, 450 s.
- MUSIL I., HAMERNÍK J. (2007): Jehličnaté dřeviny: přehled nahosemenných i výtrusných dřevin. *Praha, Academia*, 177 s.
- MUTLU S., OSMA E., ILHAN V., TURKOGLU H.I., ATICI O. (2016): Mistletoe (*Viscum album*) reduces the growth of the Scots pine by accumulating essential nutrient elements in its structure as a trap. *Trees*, 30: 815–824.
- MZe (2023): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2022. *Ministerstvo zemědělství, Praha*, 134 s.
- NÁROVCOVÁ J., NÁROVEC V. (2013): Pěstební opatření k udržení kvality borových mlazin. Certifikovaná metodika. *Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti*. 32 s. *Lesnický průvodce 7/2013*.
- NOVÁK J., DUŠEK D., KACÁLEK D., SLODIČÁK M. (2017): Pěstební postupy pro borové porosty 1. a 2. lesního vegetačního stupně. *VÚLHM, Lesnický průvodce 12/2017*, 28 s.
- OLESKOG G., SAHLÉN K. (2000): Effects of seedbed substrate on moisture conditions and germination of Scots pine (*Pinus sylvestris*) seeds in a mixed conifer stand. *New Forests*, 20: 119–133.
- PEŠKOVÁ V., ČÍŽKOVÁ D. (2015): *Lesnická fytopatologie*. FLD, ČZU, Praha, 109 s.
- POLENO Z., VACEK S., PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J., ŠTEFANČÍK I., MIKESKA M., et al. (2009): Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. *Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o.*, 952 s.
- PRACIAK A. et al. (2013): *The CABI Encyclopedia of Forest Trees*. The CABI encyclopedia of forest trees. CABI Publishing, Oxfordshire, UK, 536 p.
- PRÉVOSTO B., AMANDIER L., QUESNEY T., DE BOISGELIN G., RIPERT C. (2012): Regenerating mature Aleppo pine stands in fire-free conditions: site preparation treatments matter. *Forest Ecology and Management*, 282: 70–77.
- PRZYBYLSKI P., KONATOWSKA M., JASTRZĘBOWSKI S., TEREBA, A., MOHYTYCH, V., TYBURSKI, L., RUTKOWSKI, P. (2021): The Possibility of Regenerating a Pine Stand through Natural Regeneration. *Forests*, 12: 1055.
- PUHLICK J.J., LAUGHLIN D.C., MOOR M.M. (2012): Factors influencing ponderosa pine regeneration in the southwestern USA. *Forest Ecology and Management*, 264: 10–19.
- SUDACHKOVA N.E., MILYUTINA I.L., ROMANOVA L.I. (2009): Adaptive responses of scots pine to the impact of adverse abiotic factors on the rhizosphere. *Russian Journal of Ecology*, 40: 387–392.
- ULBRICHOVÁ I., JANEČEK V., VÍTÁMVÁS J., ČERNÝ T., BÍLEK L. (2018): Clonná obnova borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) ve vztahu ke stanovištním a porostním podmínkám. *Zprávy lesnického výzkumu*, 63: 3: 153–164.

- ÚRADNÍČEK L., MADĚRA P. et al. (2001): Dřeviny České republiky. Matice lesnická, Písek, 334 s.
- VACEK S., VACEK Z., BÍLEK L., SIMON J., REMEŠ J., HŮNOVÁ I. et al. (2016): Structure, regeneration and growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands with respect to changing climate and environmental pollution. *Silva Fennica*, 50: 1564.
- VACEK S., VACEK Z., REMEŠ J., BÍLEK L., HŮNOVÁ I., BULUŠEK D. et al. (2017): Sensitivity of unmanaged relict pine forest in the Czech Republic to climate change and air pollution. *Trees*, 31: 1599–1617.
- VACEK S., VACEK Z., BÍLEK L., REMEŠ J., HŮNOVÁ I., BULUŠEK D., KRÁL J. BRICHTA J. (2019): Stand dynamics in natural Scots pine forests as a model for adaptation management? *Dendrobiology*, 82: 24–42.
- VACEK S., MIKESKA M., BÍLEK L. (2022): Bory. In: Cílek, V., Polívka, M., Vacek, Z. (eds.), *Český a moravský les. Jeho počátky, současný stav a výhled do budoucnosti*. Praha, Nakladatelství Dokořán, s. 165–178.
- VACEK Z., VACEK S., CUKOR J. (2023): European forests under global climate change: review of tree growth processes, crises and management strategies. *Journal of Environmental Management*, 332: 117353.
- WALLENIS T.H., KAUKANEN H., HERVA H., PENNANEN J. (2010): Long fire cycle in northern boreal *Pinus* forests in Finnish Lapland. *Canadian Journal of Forest Research*, 40: 2027–2035.

## **Light response of beech and fir in the Carpathian and Dinaric Mountains**

MATJAZ ČATER<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Slovenian Forestry Institute, Department of Forest Yield and Silviculture, Večna pot 2, 1000 Ljubljana, Slovenia, matjaz.cater@gozdis.si

<sup>2</sup> Mendel University, Faculty of Forestry and Wood Technology, Department of Silviculture, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Czechia

### **Abstract**

*Global change mitigations based on environmental variables such as temperature and water availability lack the integration of current environmental responses. Physiological limits should be assessed to obtain a basic and updated representation of a species' fundamental niche. Detailed ecophysiological studies on the light response of trees have been performed during three consecutive growing seasons along the latitudinal gradients of Dinarides and the Carpathians.*

*In uneven-aged beech fir managed and old growth forests, all located above 800 m a.s.l., quantum yield ( $\Phi$ ) were measured for beech and fir in three predefined light intensity categories according to the indirect site factor (ISF%) obtained by the analysis of hemispherical photographs. The measurements were carried out under fixed environmental conditions and compared with the last 50-year average period from the CRU TS 4.01 dataset.*

*The highest  $\Phi$  for beech were observed in the central part of the Dinaric Mountains and in the southwesternmost and northwesternmost part of the Carpathians for both beech and fir, while they were highest for fir in the Dinarides in the northwesternmost part of the study area. The  $\Phi$ -value of beech decreased in both complexes with increasing mean annual temperature and was highest in the open landscape. For fir in the Carpathians,  $\Phi$  decreased with increasing mean annual temperature, while in the Dinarides it increased with higher temperature and showed a more scattered response compared to the Carpathians. Ecophysiological responses of beech and fir were consistent to long-term radial growth observations observed on same locations. Results may serve as a basis for the future response of two tree species in terms of competitiveness, existence, and forest management praxis.*

**Keywords:** silver fir; beech; light response; Carpathians; Dinarides

### **INTRODUCTION**

Mixed fir-beech forests are an essential component of Central and South-Eastern European Forest ecosystems and landscapes (BLEDY et al. 2024). Vegetation in the Carpathian forests is changing in different intensities and directions, which can be attributed to various processes (ŠAMONIL, VRŠKA 2007), such as air pollution and the competitive influence of tree seedlings (ŁYSIK 2009). Of particular interest is how silver fir will cope with recent climate trends (MAIORANO et al. 2013; TINNER et al. 2013). ADAMIČ et al. (2023) already confirmed different stem radial growth in beech and fir since 1950s and their response to climate conditions along

the Carpathians, while DARENOVA et al. (2024) related soil respiration spatial variability with soil water content, soil carbon and nitrogen content with no significant affect connected with canopy gaps.

Geographical gradient might provide valuable reference to predict future limitations of these tree species (WEITHMANN et al. 2022), also comparing responses in managed and old-growth forests. Global change impacts rely on theoretical specifications of temperature and precipitation requirements and do not consider the actual response to conditions in the natural environment. Physiological limits should be assessed to obtain a complete representation of a species' fundamental niche and then constrain it with biotic interactions and effects of dispersal limitation (MEIER et al. 2011).

On the Balkan Peninsula, the response of beech and fir from the southern, sites already served as a future prediction for less extreme sites in the north (ČATER, LEVANIČ 2019), while Carpathian Mountains are more complex and exhibit a sufficient latitudinal and longitudinal gradient associated with significant differences in temperature/precipitation as well as differences in seasonal patterns (MICU et al. 2016). Quantum yield ( $\Phi$ ) in various light microsites proved beech as more efficient in exploiting direct radiation in sun exposed parts of the gap, compared to silver fir (ČATER et al. 2014).

Our aim was to compare the light responses of beech and fir in the Carpathian and Dinaric Mountains (1), to assess differences of both species between managed and old forests (2) and to verify the relationship between climatic parameters and light response along both complexes (3).

## MATERIAL AND METHODS

19 permanent research plots were located above an altitude of 800 m a.s.l., with abundant natural regeneration of both tree species. Eight plots were established in the Carpathians, and eleven in the Dinarides. Two old growth reserves were selected in the Carpathians (plots 3 and 8) and three in the Dinarides (plots 3, 7 and 8) (Tab. 1).

- Three light intensity categories were defined on each plot based on the analysis of hemispherical photographs (ČATER et al. 2024).
- Monthly mean temperatures ( $^{\circ}\text{C}$ ) and monthly total precipitation data were interpolated for the  $0.5^{\circ}$  grids from the 'Climate Explorer' website (<http://cliexp.knmi.nl>). Data from the last 50-year average period (1981–2020) were used (Fig. 1).
- Total leaf nitrogen concentration ( $N_{\text{tot}}$ ) [ $\text{mg/g}$ ] was determined from leaves and needles taken from the upper canopy position (ČATER et al. 2014). Leaves were dried to constant weight at  $105^{\circ}\text{C}$  for 24 hours and weighed in the laboratory to determine leaf mass per area (LMA) [ $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ].
- Light saturation measurements were carried out in June and July in three consecutive growing seasons, at least 8 young trees with a portable LI-6400 (Li-Cor, USA) system. Values were recorded after the coefficient of variability (CV%) dropped below 5%. All assimilation measurements were performed in the field at a constant temperature of the measurement block ( $20^{\circ}\text{C}$ ), a  $\text{CO}_2$  concentration of  $420\ \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ , an air flow of  $500\ \mu\text{mol}\cdot\text{s}^{-1}$  and different light intensities: 0, 50, 250, 600 and  $1500\ \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ .

- The maximum quantum yield ( $\Phi$ ), defined as the maximum amount of fixed  $\text{CO}_2$  per amount of absorbed light quanta (LAMBERS et al. 1998) measured as the initial slope of the light response curve of  $\text{CO}_2$  fixation, were determined for each light category, species and plot, as described in ČATER et al. (2024).
- Differences between the same years for the LMA,  $N_{\text{tot}}$ ,  $A_{\text{max}}$  and  $\Phi$  were tested using two-way ANOVA with tree species (beech and fir) and light (open, edge, canopy) as dependent variables. Analyses of variance (ANOVA) and the HSD Tuckey post-hoc tests were performed after testing data to meet conditions of normality. Probability values of  $p < 0.05$  (\*),  $p < 0.01$  (\*\*) and  $p < 0.001$  (\*\*\*) were considered significant. Data analysis, correlation between the measured variables and multiple regression were performed using Statistica Data Analysis Software System (2011).

**Tab. 1:** Research plot characteristics; the meteo-data were obtained from the "Climate Explorer" website (<http://climexp.knmi.nl>).

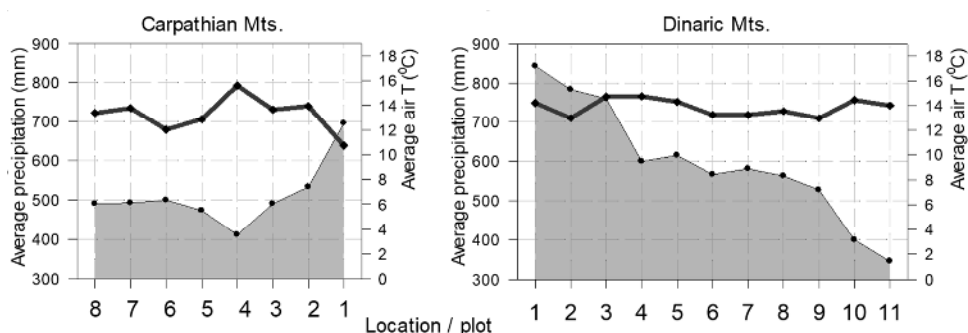
Plot No./ Region	Altitude m a.s. l.	Long. [°]	Latit. [°]	Annual precipitation [mm]	Average annual air T [°C]	
Carpathian Mts.	1	985	22.9°	45.2°	1073	4.7
	2	995	24.7°	45.5°	812	7.4
	3	1038	26.2°	45.6°	744	6.8
	4	830	26.6°	46.0°	603	8.3
	5	950	26.2°	46.9°	704	5.8
	6	850	25.7°	47.5°	738	5.4
	7	880	21.0°	49.3°	758	7.2
	8	820	18.4°	49.4°	744	7.1
Dinaric Mts.	1	814	13.8°	46.0°	1619	11.3
	2	807	14.5°	45.676°	1573	8.4
	3	871	15.0°	45.7°	1465	9.0
	4	1190	14.8°	45.3°	1108	9.3
	5	928	16.3°	44.307°	1349	8.6
	6	1204	18.3°	43.8°	1192	7.6
	7	1313	18.7°	43.30°	1229	7.7
	8	1408	18.7°	43.0°	1278	8.2
	9	1402	19.9°	42.6°	1163	6.6
	10	1410	20.9°	42.3°	850	8.6
	11	1315	20.7°	41.7°	836	8.4

## RESULTS

Long-term average temperatures show homogeneous conditions over Dinarides and more variable conditions in Carpathians. The average annual precipitation in the Carpathians is lower (Fig. 1).

Foliar nitrogen ( $N_{\text{tot}}$ ) in all plots was highest for both beech and fir in the open and lowest in the closed canopy, without significant differences between light categories and years. On all studied plots  $N_{\text{tot}}$  was within the optimal thresholds (GRASSI, BAGNARESI 2001; MELLERT, GÖTTLEIN 2012; YANG et al. 2022; BACHOFEN et al. 2020). The same trend was observed for LMA.  $N_{\text{tot}}$  and LMA were non significantly lower in all categories of Carpathians compared to Dinarides.





**Fig 1:** Average air temperature and precipitation (period 1951–2020) for studied plots.

**Tab. 2:** Foliar nitrogen ( $N_{tot}$ ) and leaf mass per area (LMA) with ANOVA in both regions.

		Beech		Fir	
Trait		Dinarides	Carpathians	Dinarides	Carpathians
$N_{tot}$	Canopy	19.61 ± 3.09	18.56 ± 2.89	14.22 ± 1.95	13.43 ± 1.35
	Edge	20.41 ± 2.46	19.41 ± 2.56	14.69 ± 1.13	13.99 ± 1.63
	Open	21.27 ± 2.40	20.25 ± 2.30	14.70 ± 1.68	14.25 ± 1.78
LMA	Canopy	32.54 ± 12.97	28.17 ± 11.97	91.71 ± 10.80	88.71 ± 9.80
	Edge	41.58 ± 10.52	37.42 ± 8.52	105.64 ± 16.29	95.64 ± 16.29
	Open	53.24 ± 12.94	52.24 ± 10.94	122.64 ± 17.24	112.64 ± 17.24

Region	Trait	Df 1;2	Species		Df 1;2	Light category		Df 1;2	Species X Light category	
			F	p		F	p		F	p
Carpathians	$N_{tot}$	1; 47	176.2	2e-17***	2; 43	4.2	0,0278*	2; 43	1.8	0.5731 <sup>NS</sup>
	LMA	1; 47	3215.4	2e-17***	2; 43	345.4	2e-17***	2; 43	28.2	2e-17***
Dinarides	$N_{tot}$	1; 65	193.2	2e-16***	2; 60	3.6	0,0336*	2; 60	0.7	0.5197 <sup>NS</sup>
	LMA	1; 65	5859.9	2e-16***	2; 60	415.1	2e-16***	2; 60	46.0	7.6e-13***

Quantum yield ( $\Phi$ ) followed the pattern of precipitation and temperature; it was highest for beech in the open light and under closed canopies for fir. In old growth reserves of the Dinarides,  $\Phi$  was shifted towards the response of open light and the absolute values were higher in all light categories than in the neighbouring managed forest stands (data not shown). Areas with highest  $\Phi$  for both species and complexes were defined for beech in the central Dinarides and western Carpathians and for fir in Northern Dinarides and also western Carpathians. With post-hoc analyses significant differences between light categories for  $\Phi$  in Dinarides were confirmed (data not shown). In Carpathians differences between light categories were not so pronounced.

**Tab. 3:** ANOVA for beech and fir in different light conditions and complexes.

Complex	Df 1;2	Species		Df 1;2	Light category		Df 1;2	Species X Light category	
		F	p		F	p		F	p
Carpathians	1; 1096	622.2	2e-17***	2; 1096	214.9	2e-17***	2; 1096	2869.5	2e-17***
Dinarides	1; 1578	73.0	2e-16***	2; 1578	231.0	2e-16***	2; 1578	775.4	2e-15***

Positive correlation between  $\Phi$  and annual precipitation increased with the light intensity for beech in all light categories in Carpathians and Dinarides. The correlation for fir decreased with increasing light and was highest when the canopy was closed.  $\Phi$  of beech in both complexes decreased with increasing annual temperature.  $\Phi$  for fir in the Carpathians decreased with increasing annual temperature, while in the Dinarides, it increased (Fig. 2).

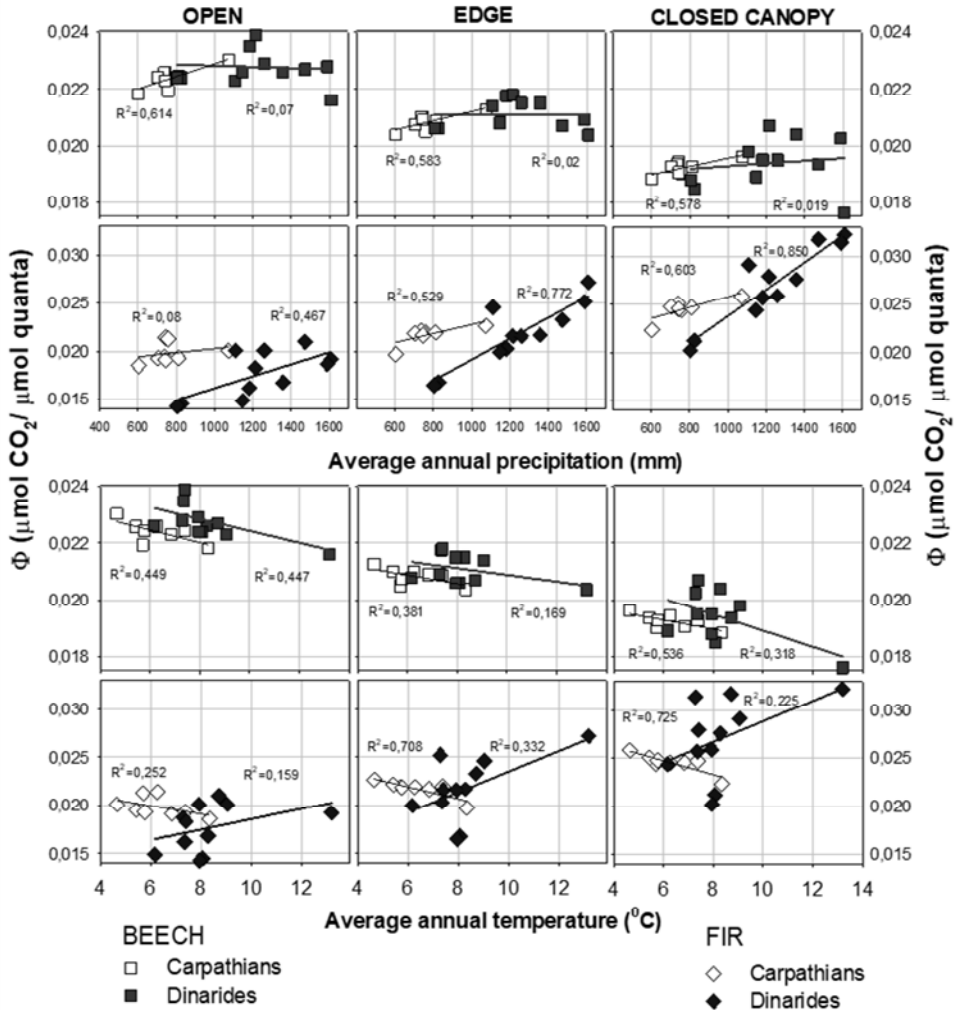


Fig. 2: Quantum yield ( $\Phi$ ) vs. precipitation and temperature.

## DISCUSSION

The average annual temperatures at the selected Carpathian sites ranged between 12 and 14  $^{\circ}\text{C}$  with the exception of sites 4 and 1, while the average annual temperatures at the Dinaric sites showed more homogeneous conditions (13 to 14  $^{\circ}\text{C}$ ). The average precipitation in the Dinarides decreased evenly from the north-west to south-east, while the amount of precipitation in the Carpathians decreased from west to east.

$\Phi$  in Dinarides was highest for beech in the central area, for fir in the north-western part, while in the Carpathians it was highest at the beginning and end of the studied transect. In both complexes,  $\Phi$  were higher for beech in the open, and for fir highest under shaded conditions. Differences between old-growth forests and neighbouring managed forests were less pronounced in the Carpathians than in the Dinarides (Fig. 4) (ČATER et al. 2024).

Variability of  $\Phi$  and between light categories were higher for both species in the Dinarides (Tab. 3), possibly reflecting the more diverse growing conditions (and more abundant water availability?) compared to the Carpathians (MICU et al. 2016). We believe water to be the most important limiting parameter, as the response of both species at all study sites in the Carpathians, except the first two, corresponded to sites in Dinarides with annual precipitation below 500 mm (Fig. 2).

$\Phi$  increased for both fir and beech with increasing precipitation, in both complexes, especially for fir. The correlation between  $\Phi$  and mean annual temperature was negative at all sites for beech and fir in the Carpathians, while in the Dinaric Mountains the correlation was reversed for fir (Fig. 3). The main reason for the negative correlation between  $\Phi$  and increasing mean temperature in all light categories for fir could be the lower precipitation in the Carpathians.

The multiple regression correlation coefficient increased with increasing number of independent variables for beech in the Carpathians and remained the same for the Dinarides. Fir, on the other hand, showed similar dependence in both complexes.

The comparison of the assimilation response in young beech and fir trees was in good agreement with the growth response in adult trees (ČATER, LEVANIČ 2019); study of ADAMIČ et al. (2023) confirmed clear differences in the growth response to climate (temperature and precipitation) between southern, eastern and northern locations on the same study plots: a significant correlation between tree growth of both species and seasonal variables (temperature, precipitation) was observed on the eastern Carpathian sites (plots 4, 5 and 6), and a less or non-significant correlation in the southern sites (plots 1, 2 and 3). The fir in the north (plot 7) showed even less significant correlations than those at the southern sites, while the beech in the north showed more significant correlations than at the southern sites, but less than at the eastern sites. Beech and fir showed the same significant correlations at the eastern sites, while fir showed slightly more significant correlations in the south (ADAMIČ et al. 2023). Accordingly, the quantum yield of beech and fir showed the lowest values in the eastern part and the highest values in the west.

Our research in the Dinaric Mountains confirmed that the growth of fir responded more strongly to climate than that of beech in the same study plots, as shown in this. Both temperature and precipitation had a stronger influence on the growth of fir than on that of beech. The climate signal of fir became weaker from NW to SE, with only the drought indices remaining significant, while the response of beech to climate was weaker in all plots and decreased from NW to SE, similar to fir (ČATER, LEVANIČ 2019).

Above-average summer temperatures and the absence of summer precipitation (July) are expected to become more frequent (ADAMIČ et al. 2023), which could influence the future demography of fir towards the north and higher altitudes (TINNER et al. 2013).

## CONCLUSION

Short-term ecophysiological responses of beech and fir provided information on the behaviour at three different light intensity categories compared to long-term radial growth observations, which were consistent. The main difference between the two larger areas was the response of young fir to increasing temperatures, which correlated positively with increasing temperatures in the Dinarides and negatively in the Carpathians. In our opinion, this difference is related to the high precipitation in the Dinaric Mountains and the low precipitation in the Carpathians.

### Funding and Acknowledgement

The author acknowledges the financial support from the Slovenian Research Agency (research core funding P4-0107 Program research at the Slovenian Forestry Institute), project grant No. J4-3086, by the Young Researcher program of the Slovenian Research Agency and by the Czech Science Foundation GAČR No. 21-47163L.

Sincere thanks to Dr. J. Kermavnar, R. Krajnc, Dr. S. Poljanšek, Dr. N. Potočić, BSc. Ing. D. Mioć, Prof. Dr. D. Ballian, Prof. Dr. O. Huseinović, BSc. Ing. Z. Čančar, Mr. G. Damjanović, Mr. R. Orbović, Mr. E. Pupović, BSc. Ing. N. Kryeziu, Prof. Dr. M. Karadelev, BSc. Ing. S. Hanko and Dr. M. Hanzu. No plants or animals (including human) were harmed during this study.

## LITERATURE

- ADAMIČ P.C., LEVANIČ T., HANZU M., ČATER M. (2023): Growth response of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and Silver Fir (*Abies alba* Mill.) to climate factors along the Carpathian massive. *Forests*, 14: 1318.
- BACHOFEN C., D'ODORICO P., BUCHMANN N. (2020): Light and VPD gradients drive foliar nitrogen partitioning and photosynthesis in the canopy of European beech and silver fir. *Oecologia*, 192: 323–339.
- BLEDÝ M., VACEK S., BRABEC P., VACEK Z., CUKOR J., ČERNÝ J., ŠEVČÍK R., BRYNYCHOVÁ K. (2024): Silver Fir (*Abies alba* Mill.): Review of Ecological Insights, Forest Management Strategies, and Climate Change Impact on European Forests. *Forests*, in press.
- ČATER M., DIACI J., ROŽENBERGAR D. (2014): Gap size and position influence variable response of *Fagus sylvatica* L. and *Abies alba* Mill. *Forest Ecology and Management*, 325: 128–135.
- ČATER M., LEVANIČ T. (2019): Beech and silver fir's response along the Balkan's latitudinal gradient. *Scientific Reports*, 9: 16269.
- ČATER M., ADAMIČ P.C., DAŘENOVA E. (2024): Response of beech and fir to different light intensities along the Carpathian and Dinaric Mountains. *Front. Plant Sci.* 15:1380275. doi: 10.3389/fpls.2024.1380275
- DAŘENOVA E., ADAMIČ P.C., ČATER M. (2024): Effect of temperature, water availability, and soil properties on soil CO<sub>2</sub> efflux in beech-fir forests along the Carpathian Mts. *Catena*, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.107974>
- GRASSI G., BAGNARESI U. (2001): Foliar morphological and physiological plasticity in *Picea abies* and *Abies alba* saplings along a natural light gradient. *Tree Physiology*, 21: 959–967.
- LAMBERS H., CHAPIN F.S., PONS T.L. (1998): *Plant Physiological Ecology*. Springer, New York, 540 p.

- ŁYSIK M. (2009): A 13-year change in ground-layer vegetation of Carpathian beech forests. *Polish Journal of Ecology*, 57: 47–61.
- MAIORANO L., CHEDDADI R., ZIMMERMANN N., PELLISSIER L., PETITPIERRE B., POTTIER J., LABORDE H., HURDU B., PEARMAN P., PSOMAS A. (2013): Building the niche through time: using 13,000 years of data to predict the effects of climate change on three tree species in Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 302–317.
- MELLERT K.H., GÖTTLEIN A. (2012): Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. *European Journal of Forest Research*, 131: 1461–1472.
- MICU D.M., DUMITRESCU A., CHEVAL S., BIRSAN M.-V. (2016): *Climate of the Romanian Carpathians*. Springer, 213 p.
- ŠAMONIL P., VRŠKA T. (2007): Trends and cyclical changes in natural fir-beech forests at the north-western edge of the Carpathians. *Folia Geobotanica*, 42: 337–361.
- TINNER W., COLOMBAROLI D., HEIRI O., HENNE P.D., STEINACHER M., UNTENECKER J., VESCOVI E., ALLEN J.R., CARRARO G., CONEDERA M. (2013): The past ecology of *Abies alba* provides new perspectives on future responses of silver fir forests to global warming. *Ecological Monographs*, 83: 419–439.
- YANG F., BURZLAFF T., RENNENBERG H. (2022): Drought hardening of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) seedlings in mixed cultivation. *Forests*, 13: 1386.
- WEITHMANN G., PALIGI S.S., SCHULDT B., LEUSCHNER C. (2022): Branch xylem vascular adjustments in European beech in response to decreasing water availability across a precipitation gradient. *Tree Physiology*, 42: 11: 2224–2238.

## Vliv drobných savců na síje žaludů

### *Small rodents impact on sowed acorns*

LADISLAV ČEPELKA<sup>✉</sup>, ONDŘEJ ŠPULÁK

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady, Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, 517 73, Opočno, ČR, <sup>✉</sup>cepelka@vulhmop.cz

#### Abstrakt

Studie zkoumá vliv drobných hlodavců na síje žaludů při obnově lesa na holinách. Aplikace sítí mohou být cestou k druhově a strukturně bohatším lesům, s výhodou přirozeného vývoje kořenového systému stromů. Takto založené lesy mohou být i odolnější vůči aktuálním limitujícím faktorům klimatu, zejména suchu. Mezi největší výzvy při aplikaci sítí dubů patří predace žaludů hlodavci, která zásadně ovlivňuje jejich časovou i ekonomickou efektivitu. Výzkum proběhl v PLO Polabí, kde byly do jamek vysety žaludy dubu zimního (*Quercus petraea*) a dubu červeného (*Quercus rubra*). Výsledky ukázaly, že zatímco žádné žaludy dubu červeného vyhrabány nebyly, 54,7 % jamek s dubem zimním bylo narušeno hlodavci, patrně zejména myšicemi (*Apodemus* spp.) a norníkem rudým (*Clethrionomys glareolus*). Tato predace významně snížila počet vyklíčivších semenáčků. Větší a těžší žaludy, které mají větší šanci na úspěšné klíčení, byly hlodavci odstraňovány přednostně. Výsledky naznačují, že síje žaludů dubu zimního mohou být úspěšnou strategií při obnově lesů za předpokladu nalezení účinných strategií zmírňujících rozsah predace semen hlodavci.

**Klíčová slova:** obnova lesa; predace; hlodavci; dub; *Quercus*

#### Abstract

*The study investigates the effect of small rodents on sown acorns during forest regeneration in clearings. Sowing can be a way to species and structurally richer forests, with advantage of the natural development of the root system of trees. Forests established in this way could also be more resistant to current limiting climate factors, especially drought. Among the biggest challenges in the application of sowing of oaks is the predation of acorns by rodents, which fundamentally affects the time and economic efficiency of the seeding. The research took place in Natural Forest District Polabí, where acorns of sessile oak (*Quercus petraea*) and northern red oak (*Quercus rubra*) were sown into holes (pits). The results showed that while no northern red oak acorns were excavated, 54.7% of sessile oak pits were disturbed by rodents, probably mainly mice (*Apodemus* spp.) and red voles (*Clethrionomys glareolus*). This predation significantly reduced the number of germinating seedlings. Larger and heavier acorns, which have a greater chance of successful germination, were preferentially removed by rodents. The results suggest that seeding can be a successful strategy in forest regeneration of sessile oak. However, finding effective strategies to mitigate seed predation by rodents is a condition.*

**Key words:** forest regeneration; predation; rodents; Oak; *Quercus*

## ÚVOD

V nedávných letech došlo ve střední Evropě během několika let k rozsáhlým rozpadům převážně smrkových lesních porostů. Vzniklé holiny nebylo reálně zalesnit dosud běžně využívanými metodami. Navíc je žádoucí pozměnit druhovou skladbu ve prospěch druhů, které budou lépe adaptovány vůči hlavním aktuálním limitujícím faktorům, zejména suchu (ZADWORNÝ et al. 2014). Duby patří mezi dřeviny, které mohou tyto požadavky optimálně splňovat (LÖF et al. 2010; METTE et al. 2013).

Mezi méně obvyklé způsoby zakládání a obnovy lesních porostů, které v této situaci nacházejí častější uplatnění, patří i síše (LÖF et al. 2019). Síše přinášejí výhodu z hlediska nižších nákladů na pořízení reprodukčního materiálu na jednotku plochy i nižších nákladů na samotný výsev (LÖF et al. 2021). Semenáček rozvíjí svůj kořenový systém v cílových podmínkách. Nedochází k riziku poškození kořenů a kořenových deformací vlivem výsadby, šoku z přesazení apod. Takto obnovené stromy by měly lépe odolávat většině stresů (PRETZSCH 2020). Na druhou stranu je semeno vystaveno řadě faktorů přírodního prostředí, které jsou v rámci lesní školky kontrolovatelné. A tak je úspěšnost přímých výsevů při obnově lesa zatížena zvýšeným rizikem neúspěchu (LÖF et al. 2021).

Semena vysetá do jamky a překrytá zeminou jsou ohrožována hlavně hlodavci (ENGMAN 2020). Míra predace hlodavci závisí zejména na aktuálním druhovém spektru a početnosti drobných savců, atraktivitě semen, termínu výsevu a stavu prostředí (PÉREZ-RAMOS et al. 2008). V lesích střední Evropy jde zejména o myšiči lesní (*Apodemus flavicollis*), myšiči křovinnou (*A. sylvaticus*) a normíka rudého (*Clethrionomys glareolus*) (JENSEN 1982; ČEPELKA et al. 2020), kteří dovedou v některých případech eliminovat i 100 % semen ať už z přirozené obnovy (HEROLDOVÁ et al. 2013), nebo síše (VILLALOBOS et al. 2020). Větší žaludy klíčí lépe (TILKI 2010), ale jsou i atraktivnější pro predátory (BARTLOW et al. 2018). Preference hlodavců vůči velikosti semen ve vztahu k prostředí (hustotě podrostu, vzdálenosti od nory) je zatím nejasná; co naopak jisté je, že vyšší míra predace semen je tam, kde jsou lepší možnosti krytu, tzn. hustší podrost či porost přizemní vegetace na holině (PÉREZ-RAMOS, MARAÑÓN 2008; PEREA et al. 2011).

Hlodavci tedy mohou snahy o založení lesa sítí zásadně ovlivnit (VILLALOBOS et al. 2020). Abychom ověřili rozsah, obsah a význam, resp. dopad tohoto jevu v konkrétních podmínkách, rozhodli jsme se jej sledovat podrobněji, a to na žaludech dubu zimního v porovnání s dubem červeným.

## MATERIÁL A METODIKA

Vliv drobných hlodavců na síše žaludů dubu zimního a dubu červeného byl sledován na holinách v PLO 17 – Polabí, na majetku spravovaném Městskými lesy Hradec Králové, a. s. (MLHK). Pro výzkum byla vybrána stanoviště 1M, 2K a 2P. Po těžbě byly holiny o minimální výměře cca 0,15 ha vyklizeny od těžebních zbytků a na jaře 2021 byla provedena příprava půdy frézováním a orbou brázd v rozestupu cca 1 m a následné oplocení lesnickým uzlovým pletivem.

Z důvodu jen velice výjimečné tohoroční plodivosti dubu zimního v rámci celé republiky bylo využito osivo pocházející z PLO 33, a to surovinový odpad po čištění plavením. S ohledem na předpokládanou nižší klíčivost a snížené zásoby živin pro počáteční odrůstání semenáčků z tohoto osiva byla upravena (navýšena) výsevová dávka: do každé jamky byla

vyseta hrst suroviny (tzn. cca 20 žaludů). Kontrolní výsev v areálu VS Opočno následně ukázal, že při tomto způsobu výsevu byla obsazenost jamek semenáčky 97 % a průměrně v jamce vyklíčilo 6,3 semenáček (až 15).

Žaludy dubu červeného pocházely ze sběru uskutečněného MLHK v místních porostech. Na základě zkušeností praxe byly do jamek vysety vždy 3 žaludy. Z kontrolního výsevu vyplynula 70% obsazenost jamek, s průměrem 1,4 semenáčky na jamku.

Výsev dubu zimního metodou „pod motyku“ v hustotě cca 11 tis. jamek na hektar byl realizován v listopadu roku 2021. Dub červený byl vysetý stejným způsobem koncem února roku 2022. Jamky byly hluboké 2 až 5 cm, žaludy byly překryty zeminou. Síje byla přednostně umísťována do brázd s průměrným rozestupem jamek 0,9 m.

Během první zimy po založení pokusu byly na povrchu půdy ploch osetých dubem zimním pozorovány výhrabky vysetých žaludů. U některých jamek se objevily i nory.

Na každé z pokusných ploch s dubem zimním byly v březnu 2022 pomocí kolíků vytyčeny 3 čtverce o hraně 6 m, vždy jeden na jednom okraji plochy, druhý vprostřed a třetí na protilehlém okraji. V každém čtverci byl spočítán počet vyhrabaných a nevyhrabaných vysetých jamek. U vyhrabaných jamek byly zjišťovány počty žaludů vyhrabaných na povrch půdy. Na každé ploše byla vybrána dvojice částečně vyhrabaných jamek, ze kterých byla vysbírána semena ležící na povrchu půdy a vyzvednuta ta, která zůstala pod povrchem, aby mohly být porovnány jejich vlastnosti (zdravotní stav, velikost a hmotnost v čerstvém stavu, a nakonec zastoupení sušiny po vysušení). Vyhrabání žaludů dubu červeného během první zimy po výsevu nebylo pozorováno.

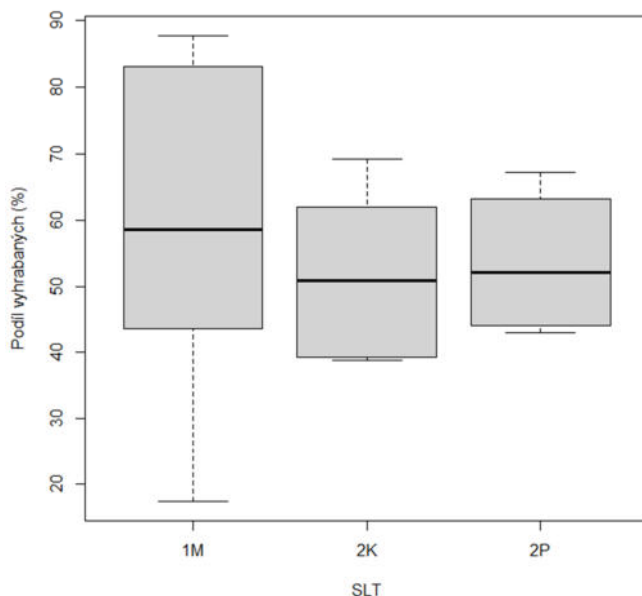
Data byla porovnáвана v závislosti na charakteru řešené úlohy pomocí metod t-test, ANOVA nebo lineární regrese v statistickém prostředí R (R Core Team 2023). Rozdíly byly považovány za významné na hladině  $\alpha = 0,05$ .

## VÝSLEDKY A DISKUSE

Zatímco u jamek osetých žaludy dubu červeného vyhrabání pozorováno nebylo, z jamek osetých dubem zimním byly nějaké žaludy (tzn. bez ohledu na počet) vyhrabány v 54,7 % případů. Podle charakteru a místa škod je jisté, že hlavním původcem byli drobní zemní savci. S ohledem na potravní preference (BUTET, DELETTRE 2011) a olfaktorickou i motorickou výbavu drobných zemních savců (ENGMAN 2020) šlo s nejvyšší pravděpodobností o norníky rudé (*Clethrionomys glareolus*), myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) a/nebo křovinné (*A. sylvaticus*). Bohužel na základě našich dat nelze určit míru zapojení konkrétního druhu hlodavce, ani jistě stanovit, čím byla způsobena rozdílná intenzita predace žaludů odlišných druhů dubů. Důvodem mohla být nižší atraktivita žaludů dubu červeného pro hlodavce, což se však na základě předchozích prací (BIEBERICH et al. 2016) zdá málo pravděpodobné. Dále nižší počet semen v jamce, nebo pozdější termín výsevu, při kterém dub červený již první zimní období překonal ve formě semenáček. Výsledky jiných autorů umožňují všechny tři interpretace (TAKAHASHI, SHIMADA 2008; WANG, CHEN 2009; BIRKEDAL et al. 2010; VILLALOBOS et al. 2020; SUZUKI, KAJIMURA 2023). Jako nejpravděpodobnější zdůvodnění jevu se nám jeví termín výsevu. Žaludy dubu červeného, na rozdíl od dubu zimního, zvláště pokud jsou jeho žaludy menších rozměrů (TILKI 2010), dlouhodobě udržují svou klíčivost (NOLAND et al. 2013), proto je pro něj jarní výsev příznivý. Pro jednoznačné zodpovězení těchto otázek bude nicméně nutné provést cílené experimenty.



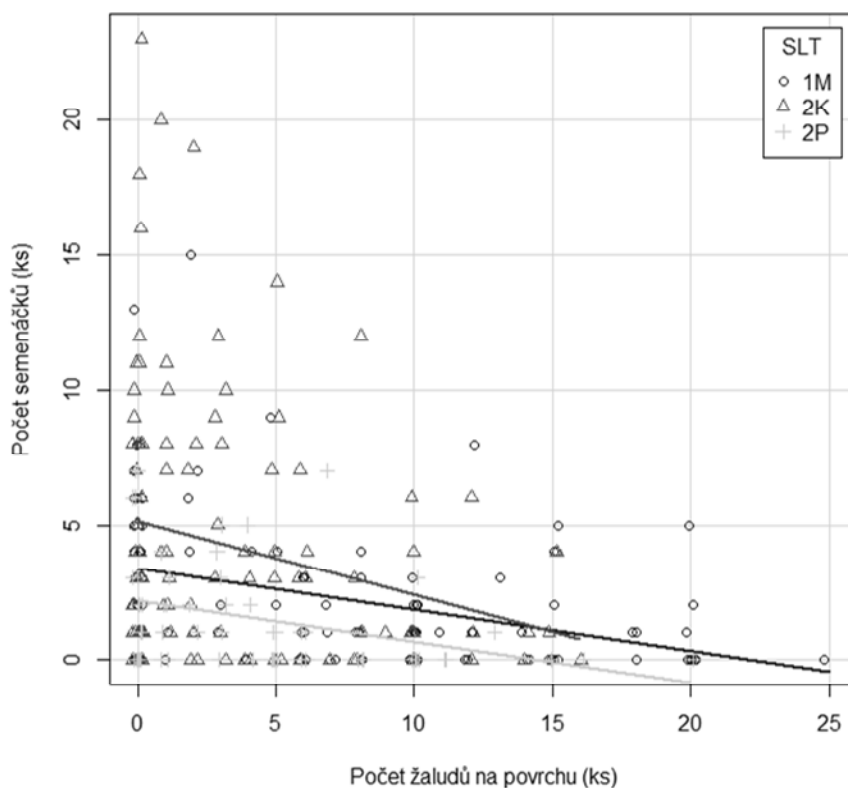
Rozdíl v počtu jamek s vyhrabanými žaludy dubu zimního mezi stanovišti reprezentovanými soubory lesních typů (dále jen SLT) zjištěn nebyl, nicméně na SLT 1M měl podíl vyhrabaných jamek širší rozptyl (viz Obr. 1).



**Obr. 1:** Podíl vyhrabaných jamek (%) podle souboru lesních typů.

**Fig. 1:** Proportion of cleared pits (Podíl vyhrabaných %) according to the forest type series (SLT). For SLT introduction see VIEWEGH et al. 2003.

Přes velkou variabilitu dat bylo prokázáno, že počet semenáčků dubu zimního v jamce negativně koreloval s počtem vyhrabaných semen na povrchu jamky ( $p < 0,001$ ); jinými slovy čím více žaludů bylo z jamky vyhrabáno na povrch, tím méně vzešlo semenáčků. Trendy byly obdobné na všech hodnocených SLT (Obr. 2). Vyhrabání jamky hlodavci tedy mělo na počet semenáčků negativní vliv. Nejpravděpodobnějším důvodem je, že hlodavci vyhrabali semena a následně vybrali ta atraktivnější, což jsou obvykle ta větší a těžší (a tedy životaschopnější). Vybraná semena pak buď zkonsumovali přímo, nebo přenesli do zásob jinde. Pokud byla některá vyhrabaná plná semena zachována na povrchu půdy, měla podstatně horší podmínky pro klíčení a zároveň mohla být také po vyhrabání predována jinými organismy (např. ptáky). Jisté je, že hlodavci ke konzumaci/odnosu nepreferovali semena neschopná klíčení, která jsou obvykle lehčí (TILKI 2010).



**Obr. 2:** Lineární regrese vztahu mezi počtem vyhrabaných žaludů na povrchu jamky a počtem vzrostlých semenáčků podle souboru lesních typů (SLT).

**Fig. 2:** Linear regression of the relationship between the number of acorns dug up to the surface of the pit (Počet žaludů na povrchu) and the number of grown seedlings (Počet semenáčků) according to the forest type series (SLT). For SLT introduction see VIEWEGH et al. 2003.

Průměrný počet semenáčků dubu zimního v jamkách, v kterých vyklíčil alespoň jeden semenáček, se lišil mezi stanovišti ( $p < 0,001$ ): průkazně více semenáčků na jamku vzešlo na SLT 2K (5,4 ks), než na 1M (3,4) a 2P (2,0). Výsledky by naznačovaly příznivější podmínky pro klíčení dubu zimního na tomto stanovišti, avšak celkový podíl jamek s klíčovými semenáčky (průměr 69 % jamek) mezi plochami významně kolísal (40 až 83 %) a právě na stanovišti 2K měl největší rozpětí (40 až 76 %). U dubu červeného se podíl jamek s klíčovými semenáčky po první zimě pohyboval mezi 55 a 93 % a největší rozpětí hodnot měl opět na plochách na stanovišti 2K. Mezi druhy dubu zde však byla zjištěna nepřímá úměra tohoto parametru (tzn. na ploše s vyšším podílem úspěšných jamek DBC byl nižší podíl úspěšných jamek DBZ a obráceně).

Živé žaludy dubu zimního, včetně těch s poškozenými děložními listky, měly dle očekávání průkazně vyšší hmotnost než žaludy odumřelé ( $p < 0,001$ ). Vyhrabané žaludy, bez ohledu na jejich stav, měly průkazně nižší obsah sušiny (průměrně 0,6 g) než žaludy zachované v zemi (1,1 g;  $p < 0,001$ ). Svými rozměry se však nelišily ( $p \geq 0,5$ ). To vede k závěru, že hlodavci vyhrabali všechna semena, která v jamce objevili, ale konzumovali nebo

odnášeli přednostně ta těžší, tedy s vyšší perspektivou vyklíčení (a vyšší nutriční hodnotou). To je v souladu se zjištěními ohledně preferencí hlodavců vůči semenům obecně (PÉREZ-RAMOS et al. 2008; SUZUKI, KAJIMURA 2023) a je to patrně i hlavní důvod, proč ve vyhrabaných jamkách vzešlo méně semenáčků.

Z detailně analyzovaných jamek vyplynulo, že 84 % z celkového počtu živých žaludů se na jaře vyskytovalo v jamce. Hmotností sušiny ani rozměry se však živé žaludy vyhrabané od živých žaludů, které zůstaly v jamce, nelišily. Toto zjištění naznačuje, že hlodavci konzumovali či odnášeli živé žaludy bez ohledu na jejich hmotnost a velikost. Z celkové hmotnosti vyzvednuté semenné suroviny zůstal větší hmotnostní podíl sušiny žaludů v jamkách (62 %) a v souladu s předpokladem měly žaludy v jamce také vyšší obsah vody než žaludy na povrchu (průměrně 59 % oproti 32 %).

## ZÁVĚR

Výzkum v daných podmínkách holin a způsobu výsevu prokázal významnou predaci žaludů dubu zimního spojenou s jejich vyhrabáváním, u které nebyl zjištěn vliv stanoviště a která ovlivnila počty vyklíčených semenáčků. Přes vyšší úspěšnost dubu zimního oproti dubu červenému u kontrolní výsadby byl na holinách celkový podíl jamek s klíčovými semenáčky v porovnání s dubem červeným nižší. Hlodavci vyhrabávali semena bez ohledu na jejich velikost, na povrchu půdy však ponechávali pouze semena lehčí, tzn. častěji odumřelá nebo poškozená. K vyhrabávání žaludů dubu červeného nedošlo.

Výzkum potvrdil, že hlodavci mohou být zásadním faktorem ovlivňujícím obnovu lesa sítí, a otevřel řadu dalších souvisejících otázek. Pokud by se síje měly dočkat širšího uplatnění, bylo by vhodné riziko predace semen minimalizovat a zde je široké pole pro výzkum. Nejdůležitější směry jsou stanovení faktorů pro výběr suroviny (jaká kvalita a velikost, fenologický stav, druhová podmíněnost), přípravu místa (příprava půdy, podrost, okolní prostředí) a optimálního času výsevu, případně další opatření (např. znalost aktuálních populací hlodavců, aplikace mechanických či pachových repelentů, rodenticidů, podpora šelem a dravců atp.). Všechny uvedené metody by ale potřebovaly metodické doladění, neboť některé z nich nelze použít plošně z důvodů ekonomických či legislativních (tj. hlavně odpovědi na otázky kdy, kde a jak opatření aplikovat).

## Poděkování

Příspěvek vznikl díky podpoře Ministerstva zemědělství České republiky v rámci institucionální podpory MZE-RO0123 a projektu NAZV QK22020045 „Potenciál geograficky nepůvodních druhů dřevin v lesním hospodářství ČR“.

## LITERATURA

- BARTLOW A.W., AGOSTA S.J., CURTIS R., XIANFENG Y.I., STEELE M.A. (2018): Acorn size and tolerance to seed predators: the multiple roles of acorns as food for seed predators, fruit for dispersal and fuel for growth. *Integrative Zoology*, 13: 251–266.
- BIEBERICH J., LAUERER M., AAS G. (2016): Acorns of introduced *Quercus rubra* are neglected by European Jay but spread by mice. *Annals of Forest Research*, 59: 249–258.
- BIRKEDAL M., LÖF M., OLSSON G.E., BERGSTEN U. (2010): Effects of granivorous rodents on direct seeding of oak and beech in relation to site preparation and sowing date. *Forest Ecology and Management*, 259: 2382–2389.

- BUTET A., DELETTRE Y.R. (2011): Diet differentiation between European arvicoline and murinae rodents. *Acta Theriologica* (Warszawa), 56: 297–304.
- ČEPELKA L., ŠIPOŠ J., SUCHOMEL J., HEROLDOVÁ M. (2020): Can we detect response differences among dominant rodent species to climate and acorn crop in a Central European forest environment? *European Journal of Forest Research*, 139: 539–548.
- ENGMAN M. (2020): Odour guided predation on acorns by small rodents during direct seeding. *Distertační práce*. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forest Sciences, 55 s.
- HEROLDOVÁ M., SUCHOMEL J., PURCHART L., ČEPELKA L. (2013): Beech-mast crop evaluation in Knehyne forest complex (Beskydy Mts. Czech Republic) as a food supply for granivorous rodents. *Beskydy*, 6: 27–32.
- JENSEN T.S. (1982): Seed Production and Outbreaks of Non-Cyclic Rodent Populations in Deciduous Forests. *Oecologia* (Berlin), 54: 184–192.
- LÖF M., BARRERE J., ENGMAN M., PETERSSON L.K., VILLALOBOS A. (2021): The influence of fencing on seedling establishment during reforestation of oak stands: a comparison of artificial and natural regeneration techniques including costs. *European Journal of Forest Research*, 140: 807–817.
- LÖF M., BERGQUIST J., BRUNET J., KARLSSON M., WELANDER N.T. (2010): Conversion of Norway spruce stands to broadleaved woodland – regeneration systems, fencing and performance of planted seedlings. *Ecological Bulletins*, 53: 165–173.
- LÖF M., CASTRO J., ENGMAN M., LEVERKUS A.B., MADSEN P., REQUE J.A., VILLALOBOS A., GARDINER E.S. (2019): Tamm Review: Direct seeding to restore oak (*Quercus* spp.) forests and woodlands. *Forest Ecology and Management*, 448: 474–489.
- METTE T., DOLOS K., MEINARDUS C., BRÄUNING A., REINEKING B., BLASCHKE M., PRETZSCH H., BEIERKUHNLEIN C., GOHLKE A., WELLSTEIN C. (2013): Climatic turning point for beech and oak under climate change in Central Europe. *Ecosphere*, 4: 12: 145.
- NOLAND T.L., MORNEAULT A.E., DEY D.C., DEUGO D. (2013): The effect of storage temperature and duration on northern red oak acorn viability and vigour. *Forest Chronicles*, 89: 769–776.
- PEREA R., SAN MIGUEL A., GIL L. (2011): Disentangling factors controlling fruit and seed removal by rodents in temperate forests. *Seed Science Research*, 21: 227–234.
- PÉREZ-RAMOS I.M., MARAÑÓN T. (2008): Factors affecting post-dispersal seed predation in two coexisting oak species: Microhabitat, burial and exclusion of large herbivores. *Forest Ecology and Management*, 255: 3506–3514.
- PÉREZ-RAMOS I.M., URBIETA I.R., MARAÑÓN T., ZAVALA M.A., KOBE R.K. (2008): Seed removal in two coexisting oak species: Ecological consequences of seed size, plant cover and seed-drop timing. *Oikos*, 117: 1386–1396.
- PRETZSCH H. (2020): Density and growth of forest stands revisited. Effect of the temporal scale of observation, site quality, and thinning. *Forest Ecology and Management*, 460: 117879.
- SUZUKI H., KAJIMURA H. (2023): Utilization of *Sasa borealis* seeds by Japanese field mouse: discovery of small-seed caching. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11: 1–7.
- TAKAHASHI A., SHIMADA T. (2008): Selective consumption of acorns by the Japanese wood mouse according to tannin content: A behavioral countermeasure against plant secondary metabolites. *Ecological Research*, 23: 1033–1038.

- TILKI F. (2010): Influence of acorn size and storage duration on moisture content, germination and survival of *Quercus petraea* (Mattuschka). *Journal of Environmental Biology*, 31, 325–328.
- VIEWEGH J., KUSBACH A., MIKESKA M. (2003): Czech forest ecosystem classification. *Journal of Forest Science*, 49: 85–93.
- VILLALOBOS A., SCHLYTER F., OLSSON G., WITZELL J., LÖF M. (2020): Direct seeding for restoration of mixed oak forests: Influence of distance to forest edge, predator-derived repellent and acorn size on seed removal by granivorous rodents. *Forest Ecology and Management*, 477: 118484.
- WANG B., CHEN J. (2009): Seed Size, More than Nutrient or Tannin Content, Affects Seed Caching Behavior of a Common Genus of Old World Rodents. *Ecology*, 90: 3023–3032.
- ZADWORNÝ M., JAGODZIŃSKI A.M., ŁAKOMY P., UFNALSKI K., OLEKSYN J. (2014): The silent shareholder in deterioration of oak growth: Common planting practices affect the long-term response of oaks to periodic drought. *Forest Ecology and Management*, 318: 133–141.

## Produkční potenciál borovice černé a vejmutovky na základě dat národní inventarizace lesů

*Production potential of black pine and Eastern white pine based on national forest inventory data*

DAVID DUŠEK<sup>✉</sup>, JIŘÍ NOVÁK, DUŠAN KACÁLEK

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady, Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, 517 73, Opočno, ČR, <sup>✉</sup>dusek@vulhmop.cz

### Abstrakt

V souvislosti s probíhající globální změnou klimatu opět aktuálně vyvstává otázka využití introdukovaných dřevin v lesním hospodářství České republiky. Jihoevropská borovice černá a severoamerická borovice vejmutovka jsou druhy historicky nejčastěji vysazované nepůvodní borovice v lesích ČR. Na základě dat národní inventarizace lesů porovnáváme parametry tloušťky středního kmene a průměrné porostní výšky domácí borovice lesní s parametry borovice černé nebo vejmutovky. Jsou srovnávány pouze inventarizační plochy se společným výskytem borovice lesní a borovice černé nebo vejmutovky. Byla zjištěna mírná převaha domácí borovice lesní nad oběma introdukovanými druhy. Tyto rozdíly však nebyly statisticky průkazné.

**Klíčová slova:** *Pinus nigra*; *Pinus strobus*; introdukované druhy lesních dřevin; lesní produkce

### Abstract

*In the context of the ongoing global climate change, the issue of utilizing introduced tree species in the forestry of the Czech Republic has once again become relevant. The Southern European black pine and the North American eastern white pine are historically the most commonly planted non-native pine species in Czech forests. Based on national forest inventory data, we compare the parameters of mean stem diameter and average stand height of the native Scots pine with those of the black pine or eastern white pine. Only inventory plots with the common occurrence of Scots pine and either black pine or eastern white pine are compared. A slight predominance of the native Scots pine over both introduced species was found. However, these differences were not statistically significant.*

**Key words:** *Pinus nigra*; *Pinus strobus*; introduction tree species; forest production

## ÚVOD

Introdukce nepůvodních druhů borovic do střední Evropy započala před více než 200 lety (BEDNÁŘ et al. 2016). Původní snaha o zvýšení objemové produkce našich lesních porostů zaváděním vysoce produktivních introdukovaných druhů s dobrým zpeněžením dříví se postupem času přesunula k hledání částečné náhrady porostů domácí borovice lesní

decimované sypavkou na přelomu 19. a 20. století. V současné době je zvýšený zájem o využití introdukovaných dřevin v souvislosti s globální změnou klimatu a kalamitním rozpadem současných smrkových a borových porostů (VACEK et al. 2023). Mezi nejčastěji vysazované introdukované druhy borovic v našich lesích patří jihoevropská borovice černá a severoamerická borovice vejmutovka.

Borovice černá (*Pinus nigra* Arnold) je považována za poměrně adaptivní druh s potenciálem využití v lesích střední Evropy v souvislosti s probíhající globální klimatickou změnou, především díky relativní odolnosti k suchu (VACEK et al. 2023).

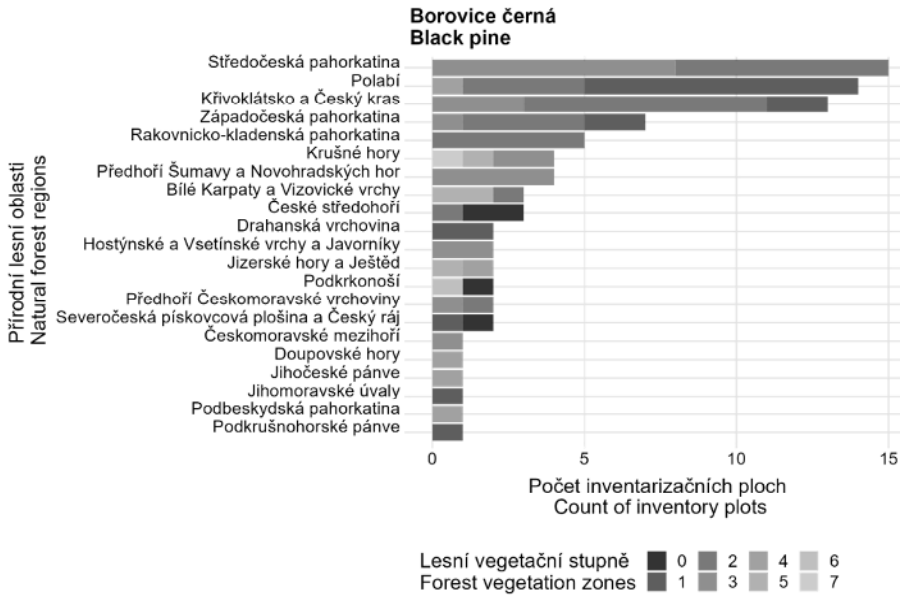
Borovice vejmutovka (*Pinus strobus* L.) byla do našich lesů vysazována jako dřevina schopná předčít svým růstem mnohé domácí hospodářské dřeviny. Byla považována za poměrně odolnou vůči poškození mrazem, imisemi a vysokými letními teplotami (VANĚK, BEDNÁŘ 2013). Její širokou ekologickou amplitudu naznačuje i rozsáhlý areál přirozeného výskytu v lesích Severní Ameriky, kde historicky představovala jednu z hospodářsky nejhodnotnějších dřevin (ABRAMS 2001). V současnosti je však v podmínkách střední Evropy považována za dřevinu se značným invazivním potenciálem (MANDÁK et al. 2013). Významným limitem pro její další úspěšné pěstování v podmínkách ČR a celé střední Evropy je častý výskyt rzi vejmutovkové (RADU 2013).

Cílem příspěvku je vyhodnotit produkční potenciál borovice černé a borovice vejmutovky v porovnání s borovicí lesní rostoucí na stejném stanovišti. Jsou hodnocena data národní inventarizace lesů, konkrétně údaje o výčetních tloušťkách a výškách stromů na inventarizačních plochách.

## MATERIÁL A METODIKA

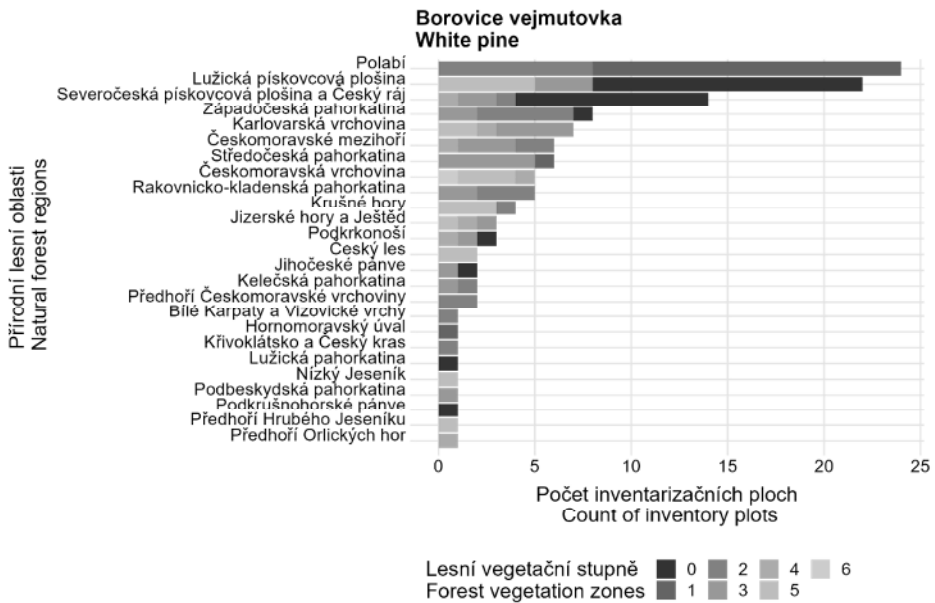
Jako zdroj dendrometrických údajů byla použita databáze prvního kola národní inventarizace lesů (NIL1). Analýza dat z prvního kola národní inventarizaci byla zvolena z důvodu výrazně vyšší frekvence zachycení individuálních výšek stromů oproti NIL2. Veškeré inventarizační plochy jsou kruhového tvaru s výměrou 500 m<sup>2</sup>. Byly vyfiltrovány všechny inventarizační plochy s výskytem borovice černé a borovice vejmutovky. V databázi NIL1 se nachází 86 inventarizačních ploch s výskytem borovice černé a 124 ploch s výskytem borovice vejmutovky. Těžiště výskytu borovice černé zachycené daty NIL je v přírodních lesních oblastech (PLO) Středočeská pahorkatina, Polabí a Křivoklátsko a Český kras (Obr. 1). Vejmutovka je nejvíce zastoupena v PLO Polabí, Lužická pískovcová plošina a Severočeská pískovcová plošina a Český ráj (Obr. 2). V rámci edafických kategorií (EK) se obě borovice nejčastěji nachází na kyselých a svěžích stanovištích (Obr. 3).

Za účelem porovnání s domácí borovicí lesní, byly následně vyfiltrovány pouze ty inventarizační plochy, kde se borovice černá nebo vejmutovka vyskytovala společně s borovicí lesní a věk obou druhů borovic na dané inventarizační ploše byl shodný. Počet ploch se společným výskytem borovice lesní a černé je 55 a počet ploch se společným výskytem borovice lesní a vejmutovky 66. Pro analýzu výšek je k dispozici pouze 21 inventarizačních ploch se společným výskytem borovice lesní a černé a 34 inventarizačních ploch se společným výskytem borovice lesní a vejmutovky.



**Obr. 1:** Výskyt borovice černé na inventarizačních plochách podle přírodních lesních oblastí a lesních vegetačních stupňů.

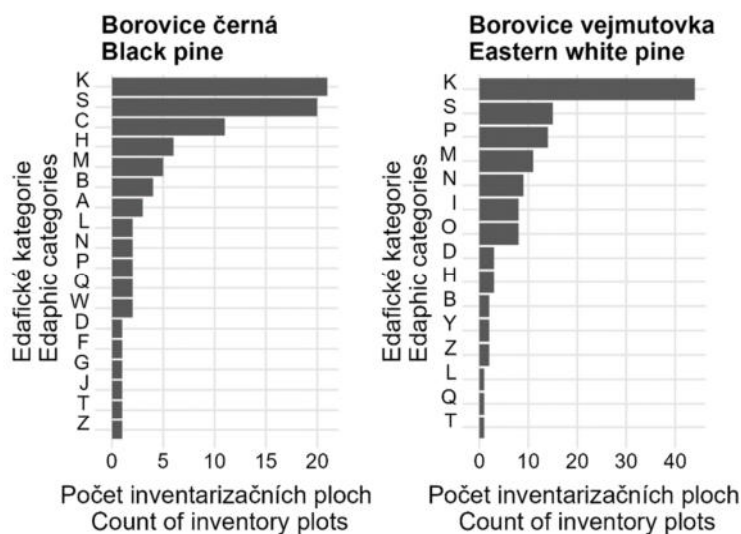
**Fig. 1:** Black pine occurrence in inventory plots by natural forest regions and forest vegetation zones.



**Obr. 2:** Výskyt borovice vejmutovky na inventarizačních plochách podle přírodních lesních oblastí a lesních vegetačních stupňů.

**Fig. 2:** White pine occurrence in inventory plots by natural forest regions and forest vegetation zones.





**Obr. 3:** Výskyt borovice černé a vejmutovky na inventarizačních plochách podle edafických kategorií.

**Fig. 3:** Black pine and white pine occurrence in inventory plots by edaphic categories.

Data na úrovni jednotlivých stromů byla agregována na úroveň inventarizační plochy v podobě tloušťky středního kmene a průměrné výšky.

Tloušťka středního kmene ( $Dg$ ) byla vypočtena jako kvadratický průměr výčetních tlouštěk ( $dbh$ ).

$$Dg = \sqrt{\frac{\sum dbh_i^2}{n}}$$

Průměrná výška ( $H$ ) byla vypočtena jako prostý aritmetický průměr výšek jednotlivých stromů ( $h$ ).

$$H = \frac{\sum h_i}{n}$$

Poměr střední tloušťky borovice lesní a střední tloušťky introdukované borovice na jednotlivých inventarizačních plochách byl vypočten podle vzorce:

$$qDg = \frac{Dg \text{ borovice lesní}}{Dg \text{ borovice černé (nebo vejmutovky)}}$$

Poměr průměrných výšek ( $qH$ ) byl vypočten analogicky jako poměr pro střední tloušťky.

Tyto poměry ( $qDg$  a  $qH$ ) byly statisticky vyhodnoceny pomocí zobecněného lineárního modelu s pouze absolutním členem bez závislé proměnné a s gamma distribucí a logaritmicou link funkcí:

$$\log(\mu_i) = \beta_0$$

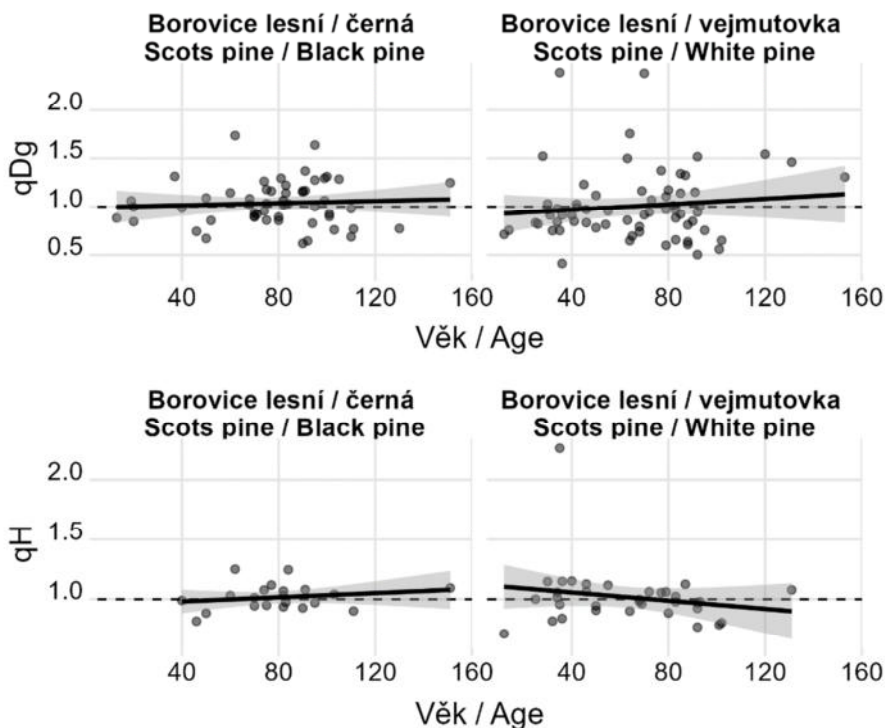
$$y_i \sim \text{Gamma}(\mu_i, \theta)$$

Kdy je předpokládána gamma distribuce vysvětlované proměnné  $y_i$  (tedy  $qDg$  a  $qH$ ) se střední hodnotou  $\mu_i$  a tvarovým parametrem  $\theta$ . Logaritmus střední hodnoty  $\mu_i$  je roven konstantě – absolutnímu členu  $\beta_0$ .

Analýza byla provedena v prostředí statistického jazyka R a do něj integrovaného jazyka STAN pro bayesovský statistický přístup za využití MCMC metod. Bayesovský přístup poskytuje plnou posteriorní distribuci parametrů, a tedy komplexnější obraz o nejistotách spojených s odhady parametrů na rozdíl od frekventistického přístupu, který poskytuje pouze bodový odhad a interval spolehlivosti. Bayesovský přístup umožňuje korektně vizualizovat a interpretovat, jak posteriorní pravděpodobnostní hustota pokrývá různé možné hodnoty parametru.

## VÝSLEDKY

První výsledky analýzy ukázaly, že poměr střední tloušťky ( $qDg$ ), resp průměrné výšky ( $qH$ ) borovice lesní a příslušné introdukované borovice nevykazuje jasný trend s věkem a směrnice lineárního modelu není statisticky významně odlišná od nuly (Obr. 4). Dále jsou tedy uvedeny výsledky zobecněného lineárního modelu s absolutním členem bez závisle proměnné.

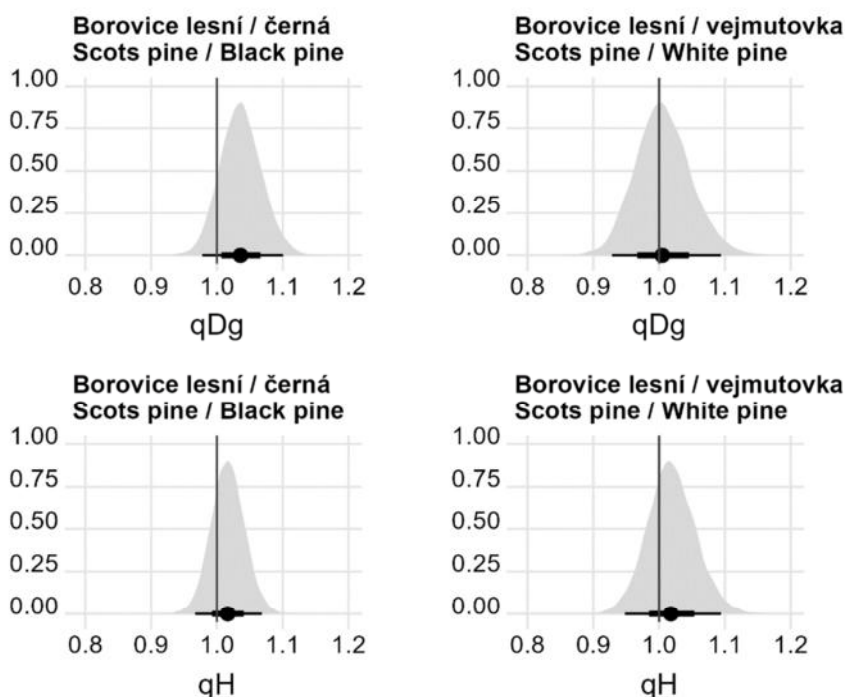


**Obr. 4:** Závislost poměru střední tloušťky ( $qDg$ ) a průměrné výšky ( $qH$ ) na věku.

**Fig. 4:** Relationship between age and quotient of mean stem diameter ( $qDg$ ) and average stand height ( $qH$ ).

Analýza 55 inventarizačních ploch se společným výskytem borovice lesní a černé ukázala na poměr tlouštěk středního kmene ( $qDg$ ) 1,04 (95% kredibilní interval [CI] pro střední hodnotu = 0,98–1,10), tedy o 4 % ve prospěch borovice lesní. Rozdíl však není na základě 95% kredibilního intervalu (analogie konfidenčního intervalu) statisticky průkazný, stejně jako ostatní rozdíly v rámci analýzy (Obr. 5). Analýza 66 inventarizačních ploch se společným výskytem borovice lesní a vejmutovky ukázala na poměr tlouštěk středního kmene 1,01 (95% CI = 0,93–1,09), tedy jen o 1 % vyšší ve prospěch domácí borovice. Také průměrné  $qH$  z 21 inventarizačních ploch u borovice černé 1,02 (95 % CI = 0,97–1,07) a z 34 inventarizačních ploch u vejmutovky 1,02 (95 % CI = 0,95–1,09) znamená mírně vyšší hodnotu průměrné výšky pro domácí borovici lesní.

Z výsledků je také patrné, že individuální hodnoty  $qDg$  a  $qH$  vykazují značnou variabilitu (Obr. 4). K objasnění této variability bude zapotřebí vyhodnocení dat z dalších provenienčních a experimentálních výsadeb v různých přírodních podmínkách, při známém způsobu založení, režimu porostní výchovy apod.



**Obr. 5:** Posteriorní hustota pravděpodobnosti střední hodnoty poměru střední tloušťky ( $qDg$ ) a střední výšky ( $qH$ ) borovice lesní vs. borovice černé nebo vejmutovky s 95% a 80% kredibilními intervaly.

**Fig. 5:** Posterior probability density of the mean ratio of mean stem diameter ( $qDg$ ) and average stand height ( $qH$ ) for Scots pine vs. black pine or eastern white pine with 95% and 80% credible intervals.

## DISKUSE

NOVOTNÝ et al. (2023) dokládají, že při výběru vhodných proveniencí borovice černé lze na sušších a teplejších lokalitách vypěstovat perspektivní porosty této dřeviny. (PODRÁZSKÝ et al. 2020) uvádí v rámci nereplikované porovnávací studie v arboretu v Kostelci nad Černými

lesy poměr tloušťky středního kmene borovice lesní a černé o ca 7 % vyšší ve prospěch domácí borovice lesní a v případě výšky dokonce o 15 % vyšší u borovice lesní.

VANĚK, BEDNÁŘ (2013) při porovnání borovice lesní a vejmutovky ve čtyřech smíšených porostech městských lesů Hradce Králové (SLT 1P, 2M a 2P) zjistili o 13 % vyšší průměrnou tloušťku kmene vejmutovky v porovnání s domácí borovicí lesní ( $p = 0,007$ ) a o 2 % vyšší průměrnou výšku vejmutovky ( $p = 0,46$ ). PODRÁZSKÝ et al. (2020) dokonce v rámci studie již výše zmíněné zjistili o 27 % vyšší střední porostní tloušťku, ale jen o 3 % vyšší výšku porostu vejmutovky v porovnání s porostem borovice lesní. Šlo však opět o porovnání dvou porostů bez opakování, a tedy hodnoty nijak nevybočující v rámci individuální variability zjištěné z dat NIL. Z literárních údajů je však pravděpodobné, že borovice vejmutovka je schopna na určitých typech stanovišť překonat svou produkci domácí borovicí lesní.

Data NIL pro borovici vejmutovku a černou bohužel nepokrývají škálu všech stanovišť v dostatečném počtu opakování, takže nejsme schopni rozšířit náš statistický model tak, aby citlivě zohlednil vliv stanoviště. Zřejmou nevýhodou analýzy dat z NIL je také absence údajů o způsobu založení a pěstební historii porostů, stejně jako absence informací o případném dřívějším poškození porostů abiotickými či biotickými škodlivými činiteli.

Je nutné zdůraznit, že při hodnocení vhodnosti pěstování introdukovaných dřevin je produkční potenciál pouze jedním z mnoha hodnocených parametrů. Pro komplexní vyhodnocení je nutné zvážit celou řadu dalších faktorů jako je vhodnost do různých typů stanovišť, vhodnost do porostních směsí, meliorační účinky, odolnost k biotickým a abiotickým škodlivým činitelům, riziko křížení s domácími druhy, invazivnost, schopnost přirozené obnovy (NOVOTNÝ et al. 2022; NOVOTNÝ et al. 2023).

## ZÁVĚR

Na základě analýzy dat z prvního kola národní inventarizace lesů (NIL) o výčetní tloušťce a výšce borovice lesní rostoucí společně s introdukovanou borovicí černou nebo vejmutovkou lze konstatovat:

- Při porovnání střední tloušťky a střední výšky borovice lesní se středními tloušťkami a výškami introdukované borovice černé a borovice vejmutovky byla zjištěna mírná převaha domácí borovice lesní nad oběma introdukovanými druhy. Tyto rozdíly však nebyly statisticky průkazné.
- Největší rozdíl byl zjištěn mezi střední tloušťkou borovice lesní a černé, kdy domácí borovice lesní vykazovala v průměru o cca 4 % vyšší střední tloušťku. Průměrný rozdíl ve střední tloušťce borovice lesní a vejmutovky byl pouze 1 %. Borovice lesní překonávala oba introdukované druhy ve střední výšce v průměru o cca 2 %.
- Výsledky založené na hodnocení dat NIL je třeba interpretovat obezřetně z důvodu absence informací o historii porostů, na nichž se inventarizační plochy nachází. Výsledky odráží průměrné hodnoty v rámci databáze NIL a je možné, že v rámci újeji vymezených přírodních podmínek lze dospět k odlišným závěrům.

### Poděkování

Příspěvek vznikl díky podpoře MZe České republiky v rámci grantové podpory NAZV QK22020045 „Potenciál geograficky nepůvodních druhů dřevin v lesním hospodářství ČR“ a institucionální podpory MZE-RO0123.

### LITERATURA

- ABRAMS M.D. (2001): Eastern White Pine Versatility in the Presettlement Forest: This eastern giant exhibited vast ecological breadth in the original forest but has been on the decline with subsequent land-use changes. *BioScience*, 51: 11: 967–979. DOI: 10.1641/0006-3568(2001)051[0967:Ewpvit]2.0.Co;2
- BEDNÁŘ P., VANĚK P., VÍTKOVÁ L. (2016): Eastern white pine in the Czech Republic. In: *Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges*. European Forest Institute: 423 s.
- MANDÁK B., HADINCOVÁ V., MAHELKA V., WILDOVÁ R. (2013): European invasion of North American *Pinus strobus* at large and fine scales: high genetic diversity and fine-scale genetic clustering over time in the adventive range. *PLoS One*, 8: 7: e68514. DOI: 10.1371/journal.pone.0068514
- NOVOTNÝ P., ČÁP J., FULÍN M., DOSTÁL J. (2023): Zhodnocení růstu proveniencí borovice černé (*Pinus nigra* ARNOLD) ve středních Čechách ve věku 51 let. *Zprávy lesnického výzkumu*, 68: 4: 217–225. DOI: 10.59269/zlv/2023/4/709
- NOVOTNÝ P., FULÍN M., BAŽANT V. 2022: Katalog taxonů introdukovaných dřevin s potenciálem lesnického využití na stanovištích s nižší dostupností vláhy. VÚLHM, Strnady.
- PODRÁZSKÝ V., VACEK Z., VACEK S., VÍTÁMVÁS J., GALLO J., PROKŮPKOVÁ A., D'ANDREA G. (2020): Production potential and structural variability of pine stands in the Czech Republic: Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) vs. introduced pines – case study and problem review. *Journal of Forest Science*, 66: 5: 197–207. DOI: 10.17221/42/2020-JFS
- RADU S. (2013): *Pinus strobus*: past and future in Europe. A page of silvicultural history and international scientific cooperation. *Annals of Forest Research*, 51. DOI: 10.15287/afr.2008.150
- VACEK Z., CUKOR J., VACEK S., GALLO J., BAŽANT V., ZEIDLER A. (2023): Role of black pine (*Pinus nigra* J. F. Arnold) in European forests modified by climate change. *European Journal of Forest Research*, 142: 6: 1–20. DOI: 10.1007/s10342-023-01605-5
- VANĚK P., BEDNÁŘ P. (2013): Comparison of stem volume of Eastern white pine (*Pinus strobus* L.) and Scotch pine (*Pinus sylvestris* L.). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 61: 1: 221–226. DOI: 10.11118/actaun201361010221

## Iniciální růst vybraných lesních dřevin na zalesněných zemědělských půdách – předběžné výsledky

*Initial growth of selected tree species at the afforested agricultural lands – preliminary results*

JOSEF GALLO, IVO KUPKA, ABUBAKAR YAHAYA TAMA, MIROSLAV ŠULITKA,  
SIMON ZWAAN, VILÉM PODRÁZSKÝ✉

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, Kamýčká 129, 165 00 Praha-Suchdol, ČR, ✉podrazsky@fld.czu.cz

### Abstract

Předkládaná studie je zaměřena na zhodnocení výsadeb širokého spektra dřevin na výzkumné ploše se stanovištními podmínkami typickými pro velkou část území České republiky. Studijní plocha byla založena na lokalitě Doubek ve středních Čechách, cca 20 km východně od Prahy, na rozhraní 2. a 3. lesního vegetačního stupně na orné půdě střední úrodnosti, odpovídající přirozeným středně bohatým bukodobovým a dubobukovým lesům (*Querceto fagetum* a *Fageto quercetum mesotrophicum*). Výsadby byly založeny na podzim roku 2019. Vedle kontrolních ploch byly založeny dvě varianty s meliorací půdy, představující povrchovou aplikaci a zaorání melioračních materiálů Humac (1,0 t.ha<sup>-1</sup>) a Alginit (1,5 t.ha<sup>-1</sup>). Byly vysazeny plochy platanu (*Platanus acerifolia*), kaštanovníku jedlého (*Castanea sativa*), lísky turecké (*Corylus colurna*), třešně ptačí (*Prunus avium*), jeřábu břeku (*Sorbus torminalis*), dubu letního (*Quercus robur*), lípy srdčité (*Tilia cordata*) a habru obecného (*Carpinus betulus*). V jednotlivých letech byl na konci každé vegetační sezóny měřen a vyhodnocován výškový přírůst. Do roku 2023 nebyly pozorovány žádné výrazné účinky melioračních materiálů. Lokalita je přirozeně poměrně bohatá, ke zlepšení úrodnosti půdy přispělo i dřívější využití zemědělské půdy, takže zlepšení půdy přidáním půdních kondicionérů se příliš neprojevovalo. Další výzkum v rámci představeného experimentu bude pokračovat.

**Klíčová slova:** zalesňování; prosperita; růst; meliorace; dřeviny; výzkumná plocha Doubek

### Abstract

*The presented study is aimed at evaluation of the plantations of wide range of tree species at a research plot with typical site conditions for a large proportion of the Czech territory. The study plot was established at the Doubek locality in the Central Bohemia, cca 20 km E of Prague, in edge of the 2<sup>nd</sup> and 3<sup>rd</sup> forest vegetation zone on the arable land of medium fertility, corresponding to natural medium rich beech-oak and oak-beech forests (*Querceto fagetum* and *Fageto quercetum mesotrophicum*). The plantations were established in the autumn 2019. Besides the control plot, two variants with soil improvement were established, representing the surface application and ploughing-in of ameliorative materials Humac (1.0 t.ha<sup>-1</sup>) and Alginit (1.5 t.ha<sup>-1</sup>). Plantations were evaluated of plane tree (*Platanus acerifolia*), sweet chestnut (*Castanea sativa*), Turkish hazel (*Corylus colurna*), wild*

cherry (*Prunus avium*), service tree (*Sorbus torminalis*), English oak (*Quercus robur*), lime tree, basswood (*Tilia cordata*) and hornbeam (*Carpinus betulus*). In particular years, at the end of each vegetation season, the height growth was measured and evaluated. To the year 2023, no obvious effects were observed of soil improving materials. The site is naturally relatively rich, as well as the former use of agricultural lands contributed to the soil fertility improvement, so the soil improving with adding soil conditioners did not show clear effects. The next research of the increment and soil effects must be applied.

**Keywords:** afforestation; prosperity; growth; soil improvement; tree species; Doubek research plot

## ÚVOD

Lesnictví v České republice, stejně jako v celé střední Evropě, čelí řadě výzev – klimatickým extrémům, častému přemnožení škůdců, změnám v průmyslu, požadavkům ekologů. Jedním z důsledků jsou rozsáhlé disturbance a následné velkoplošné holoseče (MZE 2020; NOVÁK et al. 2020). Změna druhového složení lesů je považována za jedno z nejvýznamnějších opatření zvyšujících stabilitu lesů (MODLINGER, TRGALA 2019). Využití listnatých dřevin, domácích i introdukovaných, představuje jednu z důležitých možností zvýšení stability našich lesů. Tento přístup však vyžaduje podrobnou předchozí analýzu a testování těchto dřevin na výzkumných plochách (PODRÁZSKÝ, REMEŠ 2008; BRUNDU et al. 2020; KUNEŠ, BALÁŠ 2020; PODRÁZSKÝ et al. 2020).

Dosavadní výsledky využití nepůvodních dřevin v českém lesnictví jsou rozporuplné. Například douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*) je již dobře zavedeným druhem ve smyslu svého legislativního ukotvení ve vyhlášce č. 298/2018 Sb., a tedy v jednotkách hospodaření a lesních hospodářských plánech (NOVÁK et al. 2019), a to i přes problémy s orgány ochrany přírody. To však neplatí pro dřeviny, jako je cedr atlaský (*Cedrus atlantica*), sekvojovec obrovský (*Sequoiadendron giganteum*), metasekvoje čínská (*Metasequoia glyptostroboides*), ořešák černý (*Juglans nigra*) nebo dub červený (*Quercus rubra*). V podmínkách oteplujícího se klimatu nabývají na významu další potenciálně perspektivní dřeviny: *Paulownia tomentosa* nebo duby z jižní části Evropy. Některé z nadějných dřevin již zdomácněly mimo lesní porosty, např. kaštanovník jedlý (*Castanea sativa*). Některé z nich je možno označovat jednoznačně za invazní – pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*) nebo akát (*Robinia pseudoacacia*) – (KUNEŠ et al. 2019; KUNEŠ, BALÁŠ 2020; NOVOTNÝ et al. 2022).

Výsadbu nepůvodních dřevin lze provádět bez větších administrativních nároků pouze na výzkumných plochách mimo lesní pozemky. Pro zhodnocení jejich vhodnosti a potenciálu přímo v praktickém lesnictví je nutné důkladně otestovat možnosti jejich přežití a růstu, stejně jako jejich invazní potenciál (KUNEŠ et al. 2019; VACEK et al. 2020). U mnoha z těchto druhů chybějí i základní informace o jejich růstovém a environmentálním potenciálu v českých podmínkách. Z těchto důvodů je nutný intenzivní a komplexní výzkum.

Cílem předkládané studie je zdokumentovat počáteční růst a prosperitu výsadeb širšího souboru dřevin, resp. původních a introdukovaných listnatých dřevin vysazovaných na zemědělské půdě a vliv vybraných melioračních materiálů na ně.

## METODIKA

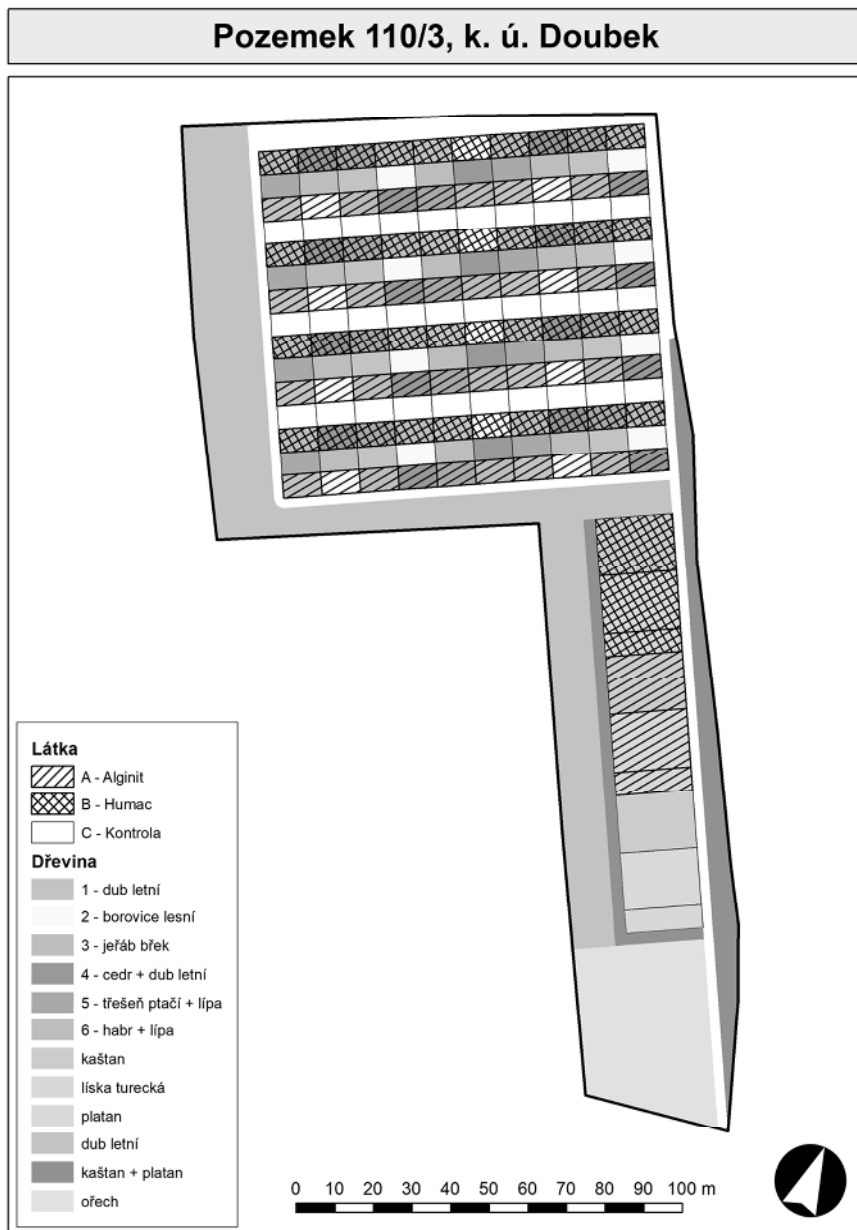
Výzkumná plocha Doubek byla založena na podzim roku 2019 na soukromých pozemcích, na zemědělské (orné) půdě. Výsadba většiny druhů dřevin proběhla ještě téhož roku. Oplocený areál má výměru 1,55 ha. Klimaticky spadá tato lokalita do oblasti mírně teplé a mírně vlhké s mírnými zimami (QUITT 1971). Nejbližší meteorologická stanice se nachází v Ondřejově, vzdáleném cca 13 km (a cca 110 m výše). Dlouhodobá průměrná roční teplota je 9,8 °C a dlouhodobý průměr ročních srážek se pohybuje kolem 550 mm. Území patří do přírodní lesní oblasti (PLO) 10 – České středohoří, na severu navazuje na PLO 17 – Polabí (ÚHÚL 2019). V této oblasti dochází často k periodám s vyššími průměrnými letními teplotami a také k obdobím sucha. Na studované lokalitě jsou půdy zastoupeny modálními kambizeměmi (KAm) a litickými kambizeměmi (KAs). Malá část vymezeného území pro zalesnění je částečně překryta tenkou vrstvou pleistocenních spraší. V této části pozemku se vyskytují luvické kambizemě (KA1). Mírná terénní deprese v okolí zalesněné části je následně typickým zástupcem půd s periodickým zamokřením a odpovídá zařazení půdního typu jako pseudoglej modální (PGm). Hodnocení půdních typů a druhů bylo provedeno podle klasifikace NĚMEČEK et al. (2011).

První část výsadeb proběhla na podzim 2019, další na jaře 2020. Plocha je rozdělena do dvou částí. V první části (část I) bylo území rozděleno na 150 parcelek o rozměrech 6 × 10 m, na kterých byly vysazeny sazenice lesních dřevin (Obr. 1) ve sponu 1 × 1 m, v případě sekvojovců obrovských 2 × 2 m a na parcelkách borovice ve směsi ve sponu 1 × 2 m. V případě smíšených variant se jednalo o liniové směsi. Území se skládá ze 4 bloků, v každém z nich byla zapracována 1 t.ha<sup>-1</sup> materiálu Humac nebo 1,5 t.ha<sup>-1</sup> materiálu Alginit na celé ploše pásu. Jeden pás v každém bloku byl bez použití melioračních materiálů (GALLO et al. 2022). Bloky byly odděleny 1 volným pásem o šířce 6 m, na kterém byl v sezóně 2019/2020 vysazen další sadební materiál: metasekvoje čínská, jeřáb oskeruše a cedr atlaský. K dispozici jsou další volné plochy pro testování dalších dřevin. Aplikace půdních kondicionérů a způsob opakování jsou znázorněny na Obr. 1.

Ve druhé části (část II) byly vysazeny: kaštanovník jedlý, platan a líska turecká ve sponu cca 1,5 × 1,5 m a dílčí plochy byly rovněž ošetřeny melioračními materiály ve stejné dávce. Další část plochy byla osázena ořešákem černým (zatím nehodnoceno). Celkové uspořádání území je zdokumentováno na Obr. 1 a podrobný popis uvádějí GALLO et al. (2022). Na podzim každého roku jsou měřeny výšky sazenic a jejich kvalita se popisuje podle jednoduché klasifikační stupnice (1 – vynikající, 2 – mírně deformované, 3 – vidlicovité, zkroucené, 4 – odumírající a mrtvé).

Pro statistické výpočty byl použit software STATISTICA. Nejprve byla posouzena povaha distribuce získaných dat, resp. jejich normalita. Po potvrzení normálního rozdělení dat byla použita jednofaktorová analýza rozptylu (ANOVA) následovaná post-hoc testem podle Tukeyho. Hladina významnosti byla zvolena na obvyklé hladině významnosti ( $\alpha = 0,05$ ). Byly posouzeny rozdíly jednotlivých parametrů (zejména výšky a přírůstku) mezi všemi třemi variantami experimentu, tj. která varianta měla největší vliv na výškový vývoj stejného dřevinného druhu (skupiny dřevin). Byly hodnoceny rozdíly v jednotlivých ročnicích. Hodnoty, které se od sebe výrazně lišily, byly ve výsledkových tabulkách označeny různými písmeny. Zároveň byly nejzákladnější výsledky vyjádřeny graficky. Mortalita byla hodnocena počtem uschlých a/nebo chybějících sazenic na konci vegetačního období 2023. V této studii jsou prezentovány vybrané výsledky, zaměřené na významné listnaté druhy.





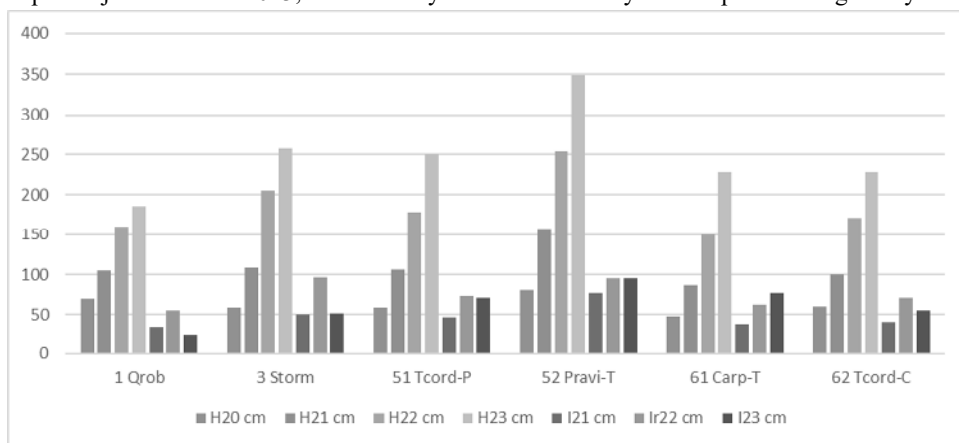
**Obr. 1:** Situace výzkumné plochy Doubek (půdní přípravky: A – Alginit, B – Humac, C – kontrola; dřeviny viz tree species).

**Fig. 1:** Situation of the research plot Doubek (Soil amendment: A – Alginit, B – Humac, C – Control)

Tree species: 1 – *Quercus robur*, 2 – *Pinus silvestris*, 3 – *Sorbus torminalis*, 4 – *Cedrus atlantica* + *Quercus robur*, 5 – *Prunus avium* + *Tilia cordata*, 6 – *Carpinus betulus* + *Tilia cordata*, kaštan – *Castanea sativa*, líska turecká – *Corylus colurna*, platan – *Platanus acerifolia*, dub letní – *Quercus robur* (buffer zone), kaštan + platan – *Castanea* + *Platanus* (buffer zone), ořech – *Juglans nigra* (buffer zone)

## VÝSLEDKY A DISKUSE

Vývoj výsadeb vybraných listnatých dřevin na lokalitě Doubek v ploše I je znázorněn na Obr. 2 a v Tab. 1. Je však třeba zdůraznit, že počáteční výšky (H2020) nepředstavují výšku výsadby, ale odrážejí růst ve vegetační sezóně v roce 2020. S výjimkou třešně byla výška vysazených jedinců v roce 2020 srovnatelná. V dalších letech vykazovaly jednotlivé druhy na kontrolní variantě specifickou dynamiku růstu. Nejpomalejší růst vykazuje dub. Mírně vyšší hodnoty byly dokumentovány u habru obecného, dále pak u lípy obecné (obojí ve směsi s habrem a třešní), břeku (*S. torminalis*) a nejvyšší hodnoty byly zjištěny u třešně ptačí. Takže průměrné výšky dosáhly v roce 2023 u dubu v jednotlivých variantách 183,6–195,0 cm, třešně u jednotlivých variant vykazovala výšky 328,5–353,5 cm. Jedinci lípy vysazení společně s třešní vykazovali intenzivnější růst než jedinci s habrem. U dubu a břeku byla patrná přírůstová deprese zjištěna v roce 2023, ostatní druhy v tomto roce ve výškovém přírůstu stagnovaly.



**Obr. 2:** Průměrná výška a průměrný výškový přírůst dřevin v kontrolní variantě na výzkumné ploše Doubek v letech 2020–2023 (v cm) – část I.

**Fig. 2:** Mean height and mean annual height increment of different tree species in control variant on the research plot Doubek between 2020–2023 (cm) – subplot I.

Poznámka: H – výška v příslušném roce, I – výškový přírůst v příslušném roce.

Notes: 1 Qrob – *Quercus robur* pure, 3 Storm – *Sorbus torminalis*, 51 Tcord-P – *Tilia cordata* mixture with cherry, 52 Pravi-T – *Prunus avium* in mixture with lime, 61 Carp-T – *Carpinus betulus* in mixture with lime, 62Tcord-C – *Tilia cordata* in mixture with hornbeam, H – height in respective year, I – height increment in respective year.

Na plochách ošetřených přípravkem Humac byl obecný trend ve výšce podobný, ale s nižšími rozdíly (Tab. 1). Dub vykazoval výrazně vyšší růst ve srovnání s kontrolní variantou (viz rok 2023). Jeřáb břek měl velmi podobnou dynamiku růstu u obou variant. Lípa vykazovala výrazně nižší výškový přírůst pro variantu Humac od roku 2022, u obou směsí byla situace podobná s výjimkou roku 2021, kdy byl přírůstek vyšší u varianty s aplikací Humacu. Třešň reagovala s výjimkou roku 2020 na aplikaci Humac negativně. Habr nevykazoval žádný viditelný trend.

Pokud jde o variantu Alginat, dub vykazoval nevýznamně nižší výšku, ale vyšší přírůst, který závisí na nižší počáteční výšce dané velikostí sadebního materiálu. Jeřáb břek vykazoval

u této varianty nižší dynamiku přírůstku oproti kontrole, opět nevýznamnou, což mělo za následek mírně nižší celkovou výšku v roce 2023. Lípa ve směsi s třešní vykazovala výrazně vyšší počáteční výšku, ale také vyšší vývoj přírůstu. Stejná dynamika u tohoto druhu, ale statisticky nevýznamná, byla u této dřeviny ve směsi s habrem. Třešeň reagovala na aplikaci Alginitu0075 od začátku výrazně pozitivně. Výšková dynamika habru vykazovala nevýznamně negativní vliv Alginitu. Obecně platí, že aplikace melioračních hmot neovlivnila pozitivně výškový přírůst studovaných druhů dřevin. To lze přičíst relativní úrodnosti zalesňované půdy, kde se půdní potenciál studovaných materiálů nemohl výrazněji prosadit.

**Tab. 1:** Vývoj výšek a přírůstů [cm] v letech 2020–2023 na lokalitě Doubek – část I.

**Tab. 1:** Dynamics of plantations [cm] of selected hardwoods at the Doubek locality – Subplot 1.

Varianta Variant	Proměnná Characteristics	Druh Species					
		1 Qrob	3 Storm	51 Tcord-P	52 Pravi-T	61 Carp-T	62 Tcord-C
Alginit 1	H <sub>20</sub> cm	59,9 a	59,0 a	63,4 b	88,8 c	48,5 a	60,9 a
Alginit 1	H <sub>21</sub> cm	98,1 a	109,1 b	120,5 b	160,9 c	89,1 a	105,1 a
Alginit 1	H <sub>22</sub> cm	153,3 a	200,7 a	193,5 c	258,0 c	143,5 a	175,5 a
Alginit 1	H <sub>23</sub> cm	183,6 a	244,6 b	266,9 b	353,5 a	201,0 b	238,3 b
Alginit 1	I <sub>21</sub> cm	38,2 a	50,1 c	57,1 b	72,2 b	40,6 a	44,2 b
Alginit 1	I <sub>22</sub> cm	55,2 a	91,6 c	73,0 a	97,0 c	54,4 a	70,4 a
Alginit 1	I <sub>23</sub> cm	30,3 b	43,9 a	73,4 a	95,5 a	57,5 a	62,8 a
Humac 2	H <sub>20</sub> cm	75,5 a	57,4 a	59,2 a	81,8 b	50,6 a	62,2 a
Humac 2	H <sub>21</sub> cm	110,9 a	111,6 a	102,7 a	153,1 b	88,9 a	106,2 a
Humac 2	H <sub>22</sub> cm	162,5 a	206,4 a	168,9 b	240,5 b	151,1 a	173,8 a
Humac 2	H <sub>23</sub> cm	195,0 b	258,9 a	231,7 a	328,5 a	222,7 a	230,2 a
Humac 2	I <sub>21</sub> cm	35,4 a	54,1 b	43,5 a	71,3 b	38,3 a	43,9 b
Humac 2	I <sub>22</sub> cm	51,6 a	94,8 b	66,2 b	87,4 b	62,2 a	67,6 a
Humac 2	I <sub>23</sub> cm	32,5 b	52,5 a	62,8 b	88,0 a	71,6 a	56,4 a
Control 3	H <sub>20</sub> cm	69,9 a	58,5 a	58,6 a	80,6 a	48,6 a	60,0 a
Control 3	H <sub>21</sub> cm	105,3 a	108,8 a	105,7 a	158,1 a	87,4 a	100,5 a
Control 3	H <sub>22</sub> cm	160,7 a	205,5 a	179,2 a	253,2 a	150,2 a	172,0 a
Control 3	H <sub>23</sub> cm	186,4 ab	257,6 a	250,2 a	348,6 a	227,8 a	227,7 a
Control 3	I <sub>21</sub> cm	35,5 a	50,3 b	47,1 a	77,5 a	38,8 a	40,6 a
Control 3	I <sub>22</sub> cm	55,4 a	96,7 b	73,5 a	95,1 a	62,7 a	71,4 a
Control 3	I <sub>23</sub> cm	25,7 a	52,1 a	71,0 a	95,4 a	77,6 a	55,7 a

Poznámka: H – výška v příslušném roce, I – přírůst v příslušném roce. Statistická významnost byla zjišťována v rámci každého dřevinného druhu mezi různými variantami půdní meliorace.

Notes: 1 Qrob – *Quercus robur* pure, 3 Storm – *Sorbus torminalis*, 51 Tcord-P – *Tilia cordata* mixture with cherry, 52 Pravi-T – *Prunus avium* in mixture with lime, 61Carp-T – *Carpinus betulus* in mixture with lime, 62 Tcord-C – *Tilia cordata* in mixture with hornbeam, H – height in respective year, I – height increment in respective year. The statistically significance was analysed within each species for different soil amendment variants.

Mortalita sledovaných druhů dřevin na ploše I a jejich zdravotní stav je uvedena v Tab. 2. Nebyla statisticky analyzována, pouze je hodnocen trend: nižší mortalita zejména při aplikaci

Alginitu u dubu, mírně vyšší mortalita při aplikaci Humacu u břeku a lípy ve směsi s třešní. Nižší mortalita byla zaznamenána při aplikaci Alginitu u třešně, vyšší mortalita u obou upravených variant s habrem a nižší mortalita při aplikaci Humacu u lípy ve směsi s habrem. Celkově je nutno konstatovat, že aplikace těchto přípravků v půdě nepřispěla ke snížení mortality vysazených dřevin a v tomto ohledu nelze očekávat pozitivní efekty.

**Tab. 2:** Celková mortalita a kvalita: stav v roce 2023 u sledovaných dřevin s aplikací obou přípravků (část plochy: I).

**Tab. 2:** *Total mortality and quality of individuals: 7 state in the year 2023 for particular species and amendment variants – block I.*

Druh / Species	Mortalita / Mortality [%]			Kvalita / Quality		
Var / Variant	Alg	Hum	Control	Alg	Hum	Control
<b>1 Qrob</b>	10,2	12,5	16,0	1,07	1,06	1,10
<b>3 Storm</b>	6,5	8,5	6,2	1,03	1,02	1,04
<b>51 Tcord + P</b>	1,7	7,6	3,3	1,02	1,07	1,06
<b>52 Pravi + T</b>	6,7	10,5	10,4	1,02	1,01	1,03
<b>61 Carp + T</b>	37,5	32,9	23,3	1,04	1,07 a	1,02 b
<b>62 Tcord + C</b>	5,0	1,7	3,3	1,02	1,03	1,04

Note: Alg. – Alginito, Hum. – Humac, Control, for species abb. see Tab. 1

Pokud jde o kvalitu sazenic, hodnoty byly u všech druhů velmi příznivé, zcela převažovali velmi dobře rostoucí jedinci. Jediným statisticky prokázaným důkazem byl horší stav jedinců habru u varianty Humac ve srovnání s variantou kontrola (Tab. 2).

Výšková dynamika a výškový přírůst druhů vysazených na části II, tj. u kaštanovníku, platanu a lísky turecké, jsou uvedeny v Tab. 3. Platan vykazoval nejvyšší dynamiku růstu ve srovnání s ostatními dvěma druhy. Výsledky nenaznačovaly statisticky významné rozdíly, přesto byla patrná tendence nejlepších výsledků u výšky a výškového přírůstu v posledním roce u kontrolní varianty.

Výškový přírůst byl výrazně snížen u varianty Humac u platanu a lísky turecké. Oba materiály pro úpravu půdy nevykazovaly ve studovaných podmínkách na relativně úrodné lokalitě žádné účinky, dokonce ani negativní růstové účinky. Nejvyšší mortalita byla zaznamenána v prvním roce růstu výsadeb; mezi variantami nebyly zjištěny velké rozdíly (Tab. 4). U platanu je patrná pouze mírná tendence k vyšší mortalitě pro kontrolní variantu a mortalita varianty Humac rovněž vykazuje nevýznamně nižší trend.

Introdukovaným listnatým dřevinám byla věnována v posledních letech menší pozornost, navzdory jejich použití v minulosti a potenciální relevanci (BRUNDU et al. 2020; NOVOTNÝ et al. 2022; WOHLGEMUTH et al. 2022). Větší pozornost byla věnována jehličnatým druhům (např. NOVÁK et al. 2019, 2020; PODRÁZSKÝ, REMEŠ 2008). Jejich širší využití v budoucnu vyžaduje podrobnější analýzu, která je v tuto chvíli na začátku.

**Tab. 3:** Průměrná výška a přírůst v posledním roce kaštanovníku, platanu a turecké lísky na části II.**Tab. 3:** Average heights and final increments of chestnut, plane tree and Turkish hazel – Subplot II.

Druh + Varianta <i>Species + Variant</i>	N 2023	H 2020 [cm]	H 2021 [cm]	H 2022 [cm]	H 2023 [cm]	Inc 2023 [cm]
Chest – Alginit	110	44,8	71,8	109,5	150,3	40,8
Chest – Humac	107	43,1	69,7	102,2	142,6	40,4
Chest – Control	113	46,2	73,7	117,1	164,3	47,2
Plane – Alginit	110	67,4	153,1	197,0	244,1	47,1
Plane – Humac	114	57,1	112,1	148,8	182,3	33,5 a
Plane – Control	104	57,5	111,2	166,0	221,2	55,2 b
Hazel – Alginit	45	32,0	70,3	112,5	154,6	42,1
Hazel – Humac	38	32,1	57,9	98,3	132,0	33,78 a
Hazel – Control	22	40,4	70,1	107,2	175,7	68,4 b

Poznámka: Rozdílná písmena označují statisticky významně rozdílné hodnoty. N – počet, H – výška, Inc. – výškový přírůst.

Notes: The different indexes mark statistically significantly different result. Chest – *Castanea sativa*, Plane – *Platanus acerifolia*, Hazel – *Corylus colurna*. Alginit, Humac, Control – variants. N – number, H – height, Inc. – height increment.

**Tab. 4:** Mortalita kaštanovníku, platanu a turecké lísky na části II.**Tab. 4:** Mortality of chestnut, plane tree and Turkish hazel, Subplot II.

Varianta / Variant	Počet uhynulých (či chybějících) jedinců v jednotlivých letech <i>Number of dead (or missing) individuals in particular years</i>				Celková mortalita <i>Total mortality</i>
	2020	2021	2022	2023	2020–2023
Kaštanovník ( <i>chestnut</i> ) – Alginit	16	0	1	1	13,8
Kaštanovník ( <i>chestnut</i> ) – Humac	21	0	1	1	17,7
Kaštanovník ( <i>chestnut</i> ) – Control	16	0	0	0	12,3
Platan ( <i>plane</i> ) – Alginit	15	0	5	0	15,4
Platan ( <i>plane</i> ) – Humac	16	0	0	0	12,3
Platan ( <i>plane</i> ) – Control	19	0	4	3	20,0
Líska ( <i>hazel</i> ) – Alginit	3	0	2	2	13,5
Líska ( <i>hazel</i> ) – Humac	10	0	2	2	26,9
Líska ( <i>hazel</i> ) – Control	3	0	0	1	16,0

Poznámka: V mortalitě jsou započtení i chybějící jedinci.

Note: Mortality includes missing trees. Species and Variants see Tab. 3.

Srovnání s jinými experimenty s hnojením a zlepšováním půdy ukazuje jasnou souvislost s úrodností lokality a úpravami půdy – na úrodnějších lokalitách jsou účinky malé (GALLO et al. 2021). Alginit měl menší význam, doložený i na dalších výzkumných plochách (KUPKA et al. 2015), některé menší efekty byly patrné až po několika prvních letech od založení výsadeb. Tyto výsledky jsou v souladu s našimi dosavadními poznatky. Aplikace podobných materiálů pro úpravu půd by měla být omezena na základě aktuálních zkušeností jen na místech

s extrémně chudou půdou s nízkou sorpční kapacitou či obecně se zhoršeným půdním chemismem.

## ZÁVĚR

Z výzkumu prováděného na lokalitě Doubek lze zatím vyvodit pouze předběžné výsledky. Účinky půdních přípravků zlepšujících půdu jsou jen nepatrné, počáteční růst a vitalitu výsadeb výrazně nezlepšily. Jejich použití má pravděpodobně větší význam na chudých a extrémních půdách. Naopak břek (*Sorbus torminalis*) a třešeň ptačí (*Prunus avium*) vykazovaly růstovou převahu nad dubem (*Quercus robur*). Lípa (*Tilia cordata*) by mohla být sázena s dubem, vykazuje rychlejší počáteční růst, ale má potenciál potlačovat dub ve směsi. Na podobných stanovištích jsou perspektivními druhy i kaštanovník jedlý (*Castanea sativa*), platan (*Platanus acerifolia*) a líska turecká (*Corylus colurna*). V každém případě je třeba věnovat listnatým dřevinám v budoucnu více pozornosti a podle toho zaměřit i výzkum.

### Poděkování

Příspěvek byl publikován v rámci řešení projektu NAZV QK 22020045: Potenciál geograficky nepůvodních druhů dřevin v lesním hospodářství ČR. V rámci řešení vznikly diplomové a bakalářské práce na KPL FLD ČZU v Praze: Jan Svoboda, Simon Zwaan, Iveta Mašková, Zuzana Zbořilová, Simona Žilovcová. Příspěvek vznikl s využitím zázemí Výzkumné stanice Truba, Kostelec nad Černými lesy.

## LITERATURA

- BRUNDU G., PAUCHARD A., PYŠEK P., PERGL J., BINDEWALD A.M., BRUNORI A., CANAVAN S., CAMPAGNARO T., CELESTI-GRAPPO L., DE SÁ DECHOUM M., DUFOUR-DROR J.M., ESSL F., FLORY S.L., GENOVESI P., GUARINO F., GUANGZHE L., HULME P., JÄGER H., KETTLE J.C., KRUMM F., LANGDON B., LAPIN K., LOZANO V., LE ROUX J.J., NOVOA A., NUÑEZ M.A., PORTÉ A.J., SILVA J.S., SCHAFFNER U., SITZIA T., TANNER R., TSHIDADA N., VÍTKOVÁ M., WESTERGREN M., WILSON J.R.U., RICHARDSON D. (2020): Global guidelines for the sustainable use of non-native trees to prevent tree invasions and mitigate their negative impacts. *NeoBiota*, 61: 65–116.
- GALLO J., ZÁRUBA J., BALÁŠ M., PODRÁZSKÝ V. (2022): Research plot Doubek – introduced tree species on the agricultural land (Výzkumná plocha Doubek – introdukované dřeviny na zemědělské půdě). In: *Nové poznatky ve výzkumu introdukovaných dřevin. Sborník příspěvků, Česká lesnická společnost*, s. 45–18. ISBN 978-80-02-02981-6 (In Czech)
- GALLO J., VACEK Z., VACEK S. (2021): Quarter of century of forest fertilization and liming research at the Department of Silviculture in Prague, Czech Republic. *Central European Forestry Journal*, 67: 2: 123-134
- KUNEŠ I., BALÁŠ M., GALLO J., ŠULITKA M., PINIDIYA ARACHCHILAGE C. (2019): Black locust (*Robinia pseudoacacia*) and its role in Czech and Central European space: review (Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) a jeho role ve středoevropském a českém prostoru: review). *Zprávy lesnického výzkumu*, 64: 4: 181–190.
- KUNEŠ I., BALÁŠ M. (2020): Black locust (*Robinia pseudoacacia*) – its propagation, silviculture and eradication: review (Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) – jeho množení, pěstování a likvidace: review). *Zprávy lesnického výzkumu*, 65: 1: 11–19. ISSN 0322-9688, eISSN 1805-9872.

- KUPKA I., PRKNOVÁ H., HOLUBÍK O., TUŽINSKÝ M. (2015): Algae-based materials effect on mortality and initial growth of plantations of the forest tree species (Účinek přípravku na bázi řas na ujímavost a odrůstání výsadeb lesních dřevin). *Zprávy lesnického výzkumu* 60: 1: 24–28.
- MODLINGER R., TRGALA K. (2019): Possible causes and consequences of the bark-beetle calamity in Czech Forests owing to specific calamity timber management (Možné příčiny a důsledky kůrovcové kalamity v lesích Česka s ohledem na specifika při zpracování kalamitního dříví). Praha: ČZU v Praze, 41 s. ISBN 978-80-213-2942-3
- MZe (2020): Report on forests and forestry sector state in the Czech Republic in year 2019 (Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství v České republice v roce 2019). Praha. 128 s. ISBN: 978-80-7434-571-5
- NĚMEČEK J., MÜHLHANSELOVÁ M., MACKŮ J., VOKOUN J., VAVŘÍČEK D., NOVÁK P. (2011): Taxonomic classification system of soils in the Czech Republic. 2nd edition (Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. 2. upravené vydání). Česká zemědělská univerzita Praha. 94 s. ISBN 978-80-213-2155-7.
- NOVÁK J., DUŠEK D., KACÁLEK D. (2019): Growth of plantations of Douglas-fir in mixture with native species at different forest sites (Růst kultur douglasky ve směsi s domácími dřevinami na různých lesních stanovištích). *Zprávy lesnického výzkumu*, 64: 3: 133–139.
- NOVÁK J., KACÁLEK D., DUŠEK D. (2020): Litterfall nutrient return in thinned young stands with Douglas fir. *Central European Forestry Journal* 66: 2: 78–84. <https://doi.org/10.2478/Forj-2020-0006>
- NOVOTNÝ P., FULÍN M., BAŽANT V. (2022): Catalogue of introduced tree species taxons with potential of forestry use on sites with lower moisture availability. Certified methodic (Katalog taxonů introdukovaných dřevin s potenciálem lesnického využití na stanovištích s nižší dostupností vláhy. Certifikovaná metodika). *Lesnický průvodce 1/2022*. VÚLHM, 196 p. ISSN 0862-7657
- PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J. (2008): Soil forming role of important introduced tree species – Douglas-fir, grand fir and Eastern white fir (Půdotvorná role významných introdukovaných jehličnanů – douglasky tisolisté, jedle obrovské a vejmutovky). *Zprávy lesnického výzkumu* 53: 1: 27–34. ISSN 0862-7657
- PODRÁZSKÝ V., VACEK Z., VACEK S., VÍTÁMVÁS J., GALLO J., PROKŮPKOVÁ A., D'ANDREA G. (2020): Production potential and structural variability of pine stands in the Czech Republic: Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) vs. introduced pines—case study and problem review. *Journal of Forest Science*, 66: 5: 197–207. <https://doi.org/10.17221/42/2020-JFS>
- QUITT E. (1971): Climatic regions of the Czechoslovakia (Klimatické oblasti Československa). Praha, Academia.
- VACEK Z., VACEK S., EŞEN D., YILDIZ O., KRÁL J., GALLO J. (2020): Effect of Invasive *Rhododendron ponticum* L. on Natural Regeneration and Structure of *Fagus orientalis* Lipsky Forests in the Black Sea Region. *Forests*, 11: 5: 603.
- WOHLGEMUTH T., GOSSNER M.M., CAMPAGNARO T., MARCHANTE H., VAN LOO M., VACCHIANO G., CASTRO-DIEZ P., DOBROWOLSKA D., GAZDA A., KEREN S., KESERU Z., KOPROWSKI M., LA PORTA N., MAROZAS V., NYGAARD P.H., PODRÁZSKÝ V., PUCHALKA R., REISMAN-BERMAN O., STRAIGYTE L., YLIOJA T., POTZELSBERGER E., SILVA J.S. (2022): Impact of non-native tree species in Europe on soil properties and biodiversity: a review. *NeoBiota*, 78: 45–69.

## Přírodě blízké hospodaření na náhorním platu Krušných hor

*Close to nature silviculture on the plateau of the Ore mountains*

VERONIKA HAMMEROVÁ<sup>1</sup>, ZDENĚK VACEK<sup>1</sup>✉, STANISLAV VACEK<sup>1</sup>,  
JOSEF GALLO<sup>1</sup>, JAN CUKOR<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, Kamýcká 129, 165 00 Praha-Suchdol, ČR, ✉vacekz@fld.czu.cz

<sup>2</sup>Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, ČR

### Abstrakt

S rozvojem středověkého hutnictví a sklářství došlo k úbytku původních bukových (*Fagus sylvatica* L.) porostů. To v minulosti vedlo ke změně druhové skladby Krušných hor a k následnému zalesnění technicky využitelnou dřevinou – smrkem ztepilým (*Picea abies* [L.] Karst.). Důsledkem byl vznik smrkových jednoetážových monokultur, které sice měly velké množství levné spotřebitelské hmoty, avšak jako biotop tvořily zranitelný celek. Článek se na příkladech zabývá přeměnou druhové a prostorové skladby lesa v Krušných horách společně se změnou způsobu hospodaření. Částečně zohledňuje možnosti při zakládání nových přírodě blízkých porostů. Naznačuje tak možné směry zejména v prostorové skladbě porostů společně s dlouhodobým lesnickým plánováním. Výsledkem by pak měl být lesní ekosystém vyžadující minimální náklady na jeho obnovu při současně zachovaných produkčních funkcích. Předností tohoto způsobu hospodaření je zachování všech ostatních funkcí lesa. Příklady uvedené v tomto článku jsou pouze jedny z mnoha možných způsobů hospodaření s výhledem na jejich možné využití v budoucí lesnické praxi až budou dostatečně experimentálně propracovány a ověřeny.

**Klíčová slova:** obnovní postupy; přeměna skladby; diferenciované porosty; mimoprodukční funkce lesa

### Abstract

*With the development of medieval glassmaking, the original European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands were reduced. In the past, this led to a change in the species composition of the Ore Mountains and the subsequent reforestation with a technically useful tree species, Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). The consequence was the emergence of spruce monocultures, which had a large amount of cheap consumer wood, but as a biotope formed a vulnerable complex. This article focuses on the transformation of the species and spatial composition of the forest in the Ore Mountains together with the management change using examples. It partially considers the possibilities of establishing new close to nature forest stands. It suggests possible directions especially in spatial composition of stands together with long-term forest planning. The outcome should be a forest ecosystem that does not require costs for its reforestation while maintaining its production functions. The priority of this type of management is the maintenance of all other*



*functions of the forest. The examples given in this article are only one of many ways of management with a perspective of potential use in future forest practice when they will be sufficiently experimentally elaborated and verified.*

**Keywords:** restoration procedures; composition transformation; differentiated stands; non-production functions of forest

## ÚVOD

Náhorní plošina Krušných hor má za sebou plošný rozpad lesů vlivem imisní a kůrovcové kalamity ze 60. až 80. let 20. století (MATERNA 1999; ŠRÁMEK et al. 2008). V tomto období došlo k prakticky kompletnímu smýcení starších smrkových porostů a jejich nahrazení porosty náhradních dřevin (BALCAR, NAVRÁTIL 2006; BALCAR et al. 2008). V posledních dvaceti letech probíhá intenzivní přeměna rozpadajících se náhradních porostů břízy, a v posledních letech i smrku pichlavého, na porosty cílových dřevin (NOVÁK, SLODIČÁK 2006; BALCAR et al. 2007). Mladší porosty smrku a bučiny na svazích hor tolik postiženy imisně-ekologickými stresy nebyly (MAUER, TESAŘ 2005). Na velké části území již několik desetiletí probíhá celoplošné vápnění s cílem upravit chemické vlastnosti půd změněné imisemi (JIRGLE 1986; LOCHMAN 1986; PODRÁZSKÝ, ULBRICHOVÁ 2004). Holiny byly zalesněny a jak nové kultury odrůstají, tak se zvýšená péče věnuje přeměnám a přírodě blízkým způsobům obhospodařování těchto porostů (BALCAR et al. 2007; POLENO et al. 2009). Současnou hrozbou pro další existenci dosud zachovalých smrkových porostů představuje rychle se šířící kůrovcová kalamita v podhůří jako důsledek probíhající klimatické změny a s ní spojených period sucha (MZe 2022). Cílem příspěvku je nastínění možných přírodě blízkých způsobů obhospodařování porostů na náhorní plošině Krušných hor pomocí dvou vybraných příkladů z celého spektra možných pěstebních přístupů.

## ROZBOR PROBLEMATIKY

Z historie vývoje lesa Krušných hor jednoznačně vyplývá převaha porostů tvořených tzv. hercynskou směsí, porosty tvořené převážně smrkem ztepilým (*Picea abies* [L.] Karst.) a bukem lesním (*Fagus sylvatica* L.), na vlhčích a bohatších stanovištích doplněných výskytem jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.), případně i javoru klenu (*Acer pseudoplatanus* L.) a modřínu opadavého (*Larix decidua* Mill.) – (KUBELKA ed. 1992; ÚHÚL 2021; Ekoles-Projekt 2021). Na výskyt modřínu v původních porostech nyní není zcela jednotný názor. Přestože historické prameny uvádějí, že obchod s modřínovým dřevem v této lokalitě probíhal již v 16. století, část odborné veřejnosti dosud pohlíží na modřín jako na dřevinu introdukovanou. DA RONCH et al. (2016) odkazuje na původnost modřínu v oblasti Jeseníku a východních Čech. Poslední paleobotanický výzkum však uvádí, že jeho areál rozšíření je významně větší, včetně výskytu na několika lokalitách v severních Čechách (POKORNÝ et al. 2023).

Mnoho původních bukových a smrkobukových porostů bylo vytěženo v 15. století v důsledku rozvoje středověkého sklářství (ÚHÚL 1969). Bukové dřevo se masivně používalo jako zdroj energie a z bukového popelu se získávala potaš (uhličitán draselný  $K_2CO_3$ ), nezbytná k jeho výrobě (CÍLOVÁ, WOITSCH 2012). Na výrobu 1 kg potaše bylo potřeba spálit asi 1 t bukového dřeva ( $1 m^3$ ) – (ČERNÁ, FRÝDA 2010). Vytěžené plochy pak byly postupně zalesněny a přeměněny v porosty monokultur, tvořené převážně smrkem (OULEHLE et al. 2007). Potřeba smrkového (důlního) dřeva pak byla prioritní nejméně dalších 400 let. Vysoká

potřeba důlního a technicky zpracovatelného dřeva (řeziva) vedla ke způsobu hospodaření s cílem nasytit trh žádanými sortimenty při vynaložení minimálních nákladů (REINHARDT-IMJELA et al. 2018). Výsledkem byl často vznik jednoetážových smrkových monokultur (KRIEDEL 2002). Tyto porosty měly sice vysoký podíl technicky využitelných sortimentů, ovšem na druhé straně vytvořily rozsáhlé snadno zranitelné celky. Následné epizody vyvolané ať již biotickými, nebo abiotickými činiteli pak vedly k rozpadu těchto porostů (MATERNA 1999).

Největší z těchto epizod byl pak kalamitní rozpad celého náhorního plata Krušných hor v 60. až zejména 80. letech 20. století (KUBELKA ed. 1992; MATERNA 1999; SLODIČÁK et al. 2008b), obdobně jako v ostatních pohořích Sudet (KRÁL et al. 2015; PUTALOVÁ et al. 2019; VACEK et al. 2020). Důsledkem byla těžba a zpracování hnědého uhlí v podkrušnohorské uhelné pánvi, resp. imisní kalamita (ŠRÁMEK et al. 2008). Kompletní rozpad lesních porostů byl doprovázen zakyselením půdy (pH 3–2,1), zahuštěním stanovišť (zejména *Calamagrostis* spp.), totálním vyčerpáním zásob surového humusu a degradací půdy často doprovázenou druhotným zamokřením vytěžených ploch (PODRÁZSKÝ, ULBRICOVÁ 2004). Následné velké investice do porostů náhradních dřevin měly hlavně zmírnit probíhající degradace půd na dobu, než dojde ke snížení imisního tlaku na přijatelnou mez (BALCAR et al. 2007). Rozhodujícím rokem pro snížení emisí (zejména SO<sub>2</sub>) byl pak rok 1994 a následné období. Po roce 1996 došlo k dalšímu celoplošnému rozpadu lesa, tentokrát porostů náhradních dřevin, vyvolanému zejména houbovými patogeny a nevhodností některých zvolených dřevin pro dané stanoviště (ČERNÝ et al. 1995; VACEK et al. 2003; SHETTI et al. 2024).

Následné obnovy těchto novodobých, velkoplošných kalamitních ploch jsou již prováděny stanoviště vhodnými „cílovými dřevinami“ ve smyslu stávající legislativy (SLODIČÁK et al. 2008a). Vedle velmi vysokých nákladů (1 ha přeměny ± 400 tis. Kč – dle údajů LS Litvínov) je nutno zvážit budoucnost těchto nově založených porostů. Například PULKRAB (2008) uvádí přímé náklady na přeměnu těchto porostů v rozmezí 225 až 269 tisíc Kč. Jako nejzranitelnější místo nově založených porostů se jeví skutečnost stejnověkosti na obrovských plochách při absenci dalších etází (jednoetážovost) – (KUBELKA ed. 1992; BALCAR et al. 2007; BALCAR, SLODIČÁK 2008). Tyto porosty, byť složeny z více druhů cílových dřevin, tak v budoucnu opět vytvoří (pokud se dožijí) obrovský stejnověký jednoetážový porost, navíc s potřebou umístění obnovy současně na velmi rozsáhlých plochách (vysoké těžební procento v relativně velmi krátké obnovní době). Tato rizika lze ještě částečně snížit vhodným prostorovým rozmístěním jednotlivých druhů dřevin, intenzitou výchovy, zařazením klasických zpevňujících prvků (rozluky, odluky, závory) apod. (LOKVENC 1988; VACEK et al. 1994b; POLENO et al. 2009). I v případě fyzického dožití, se však vždy bude jednat o plochy ohrožené ve vysoké míře předčasným rozpadem (Ekoles-Projekt 2021).

## PŘÍKLADY

Ve světle výše uvedeného je zřejmé, že je potřeba změnit obnovní postupy včetně způsobů hospodaření. Pokud již jednou vznikne velkoplošná holina, pochopitelně nelze zpochybnit nutnost jejího zalesnění, ať již vhodnou sadbou, nebo sítí. Lze však kombinovat obnovní postupy, respektovat nároky jednotlivých dřevin, fyziologické možnosti dřevin a konečně i jejich ekonomické využití. Přestavba těchto porostů na náhorní plošině je však nezbytná, což potvrzuje řada prací (např. BALCAR et al. 2007; SLODIČÁK et al. 2008b). Možné směry obhospodařování těchto porostů jsou nastíněny pomocí dvou příkladů.

### **Příklad č. 1: Velkoplošná holina (Obr. 1)**

1. Velkoplošná holina po kvalitní přípravě půdy je obnovena sítí pionýrskou dřevinou, např. břízou bělokorou (*Betula pendula* Roth) či pýřitou (*Betula pubescens* Ehrh.) (náklady cca do 20 tis. Kč/ha – dle údajů LS Litvínov).
2. Porost odrůstá bez potřeb nákladů na ochranu proti buřeni (v normálních podmínkách bez ochrany proti zvěři), což vyplývá např. z prací (VACEK et al. 1987, 1994a).
3. Porost vhodného druhu a ekotypu pionýrské břízy nepotřebuje téměř žádné výchovné zásahy jelikož nám nejde o kvalitu produkce (VACEK et al. 1994a, 2007b). Výchovné zásahy na těchto stanovištích zvyšují kvalitu produkce (SLODIČÁK et al. 2008b), ale i pěstební náklady (PULKRAB 2008). Intenzita a síla výchovných zásahů v porostech břízy na kyselých stanovištích 6.–7. LVS bude nižší než např. na živných stanovištích středních poloh.
4. Ve 40 letech se porost břízy rozpracuje malými náseky (cca 20–30 % plochy) – dřevní produkce dosahuje 15–20 % podíl vlákniny a zbytek je štěpka – dle údajů LS Litvínov. Následuje vnos vhodných klimaxových dřevin umělou obnovou diferencovaně dle typologické klasifikace, která vychází ze současných zlepšených imisně klimatických podmínek projevujících se revitalizací cílových dřevin a lokálně i nastupující přirozenou obnovou (BALCAR et al. 2007; SLODIČÁK et al. 2008a). Po obnově cílových dřevin je stanoviště nadále obohacováno zejména listnatým opadem cílových dřevin (KULHAVÝ et al. 2008; PODRÁZSKÝ et al. 2010).
5. Po zajištění kultur cílových dřevin se přiřazují další obnovní prvky. V porostu ve věku 50–60 let by se měla obnova přiblížit 80 % plochy. Produkce dosahuje poměr 50–60 % vlákniny a 40–50 % štěpky – dle údajů LS Litvínov. Obnova je zaměřena na hlavní cílové dřeviny diferencovaně dle konkrétních stanovištních a porostních poměrů (cf. MAUER, TESAŘ 2005; BALCAR et al. 2007).
6. Domýcení porostu optimálně směřuje k věku porostu 70–80 let. Produkce tvoří následující podíl: 60–80 % vláknina a 20–40 % štěpka – dle údajů LS Litvínov. Porost je možné doplnit o další rezistentní cílové dřeviny (např. buk, klen, jilm, olše) pro druhovou pestrost a stabilitu nového porostu. Lze pracovat (téměř beznákladově) s přirozenou obnovou původní břízy včetně přirozené obnovy z prvních obnovních prvků. Na počátku obnovního cyklu je nezbytné dbát na vložení vhodné rozčleňovací sítě tak, aby byla dobrá orientace v těchto porostech.

Porost je obnoven za přijatelných nákladů, a navíc je druhově pestrý, věkově a prostorově diferencovaný. Přirozená obnova umožňuje založit spodní etáž a porost dosahuje hluboký vertikální zápoj. Tento porost je připraven odolávat široké škále jak biotických, tak i abiotických činitelů. Vložená rozčleňovací síť usnadní přístup do porostu, zlevní náklady příštích zásahů (těžeb) a svými krajovými stromy dále zpevní porost zejména proti abiotickým činitelům (CHROUST 1997). V takovémto porostu již hospodář může postupně přistoupit k přechodu na les bohatě strukturovaný a využitím výběrných principů (VACEK et al. 2007a).



**Obr. 1:** Velkoplošná holina smrkového porostu následně obnovena sjíjí břízou bělokorou (vlevo), rozpracované náseky břízy ve fázi tyčoviny s obnovou klimaxových dřevin (uprostřed), bohatě strukturovaný smíšený les (vpravo). Ilustrace vygenerovány pomocí CHATGPT 4.0.

**Fig. 1:** Large-scale clear cut of Norway spruce stand subsequently restored by silver birch (left), elaborated birch cuttings in the rod stage with the regeneration of climax tree species (middle), richly structured mixed forest (right). Images generated with CHATGPT 4.0.

## **Příklad č. 2: Hospodaření ve zbytkových porostech převážně původních cílových dřevin**

1. I když těchto porostů je relativně málo, tak jsou z genetického hlediska velmi cenné, a proto je jim potřeba věnovat řádnou pěstební péči.
2. Po ověření jejich genetické vhodnosti využití zbytkového porostu, pro založení nové generace lesa v dané lokalitě, jsou odstraněny stanovištně nevhodné domácí a introdukované druhy dřevin negativně ovlivňující stanovištní poměry (cf. VACEK et al. 2007b).
3. Vybrané části porostu (popř. celý zbytkový porost) proředit dle dřeviny, stanoviště a hydrologických poměrů na zakmenění kolem hodnoty 0,6 až 0,7 s ponecháním všech vtroušených dřevin.
4. Provést přípravy půdy zpravidla v době očekávání semenného roku. Tyto přípravy dle typu buňeně a stanoviště lze libovolně kombinovat – např. 2krát chemická příprava nebo kombinace mechanické přípravy s chemickou, popř. různé typy mechanických příprav (fréza, mini bagr apod.). Přípravě půdy vždy věnovat maximální pozornost. Případné zmlazení je vždy náročné ochránit proti tlaku buňeně. V případě neúspěchu semenného roku (pozdní mrazy apod.) je nezbytné opakovat mechanickou nebo chemickou přípravu. U mechanické přípravy půdy ji vždy provádět v předstihu nejméně 4 měsíců (nepočítá se zimní období – teploty +10 °C a více). Pozor na sji semene na čerstvě připravenou půdu, kdy často dochází k přežžení semene. Buňeně tak získá časový náskok, se kterým se prakticky nedá soupeřit. Proto se většinou jeví jako výhodné semeno mělce zapravit do půdy (POLENO et al. 2009).
5. Po úspěšném zmlazení se v době zajištěného nárůstu postupně odcloňuje plocha.

6. Při prvním výchovném zásahu uvolnit vybrané jedince ve skupinách zmlazení (1–2 jedinci na 1–5 m<sup>2</sup> dle dřeviny a stanoviště). Část zmlazení časem sama odumře autoredučnými procesy, část vytvoří hned několik spodních pater „náhradníků – čekatelů“. Tím je docílen hluboký vertikální zápoj a budoucí zpevnění porostu při ušetřených nákladech na výchovu. Je však důležité nešetřit náklady na rozčlenění porostu (cf. POLENO et al. 2009; DOBROVOLNÝ 2014; dle dat z LS Litvínov).
7. Domýtit zbytkový porost (možno ponechat i vybrané jedince do příštího obmýtí). Pokračuje se ve výchovných opatřeních, tj. prořezávkách/probírkách (uvolňují se pouze naděvní a cíloví jedinci – ostatní je na přírodě). Hmota z výchovných zásahů je zpravidla, zejména ve vyšších polohách, ponechána v porostu, jelikož se jí ekonomicky nevyplatí dále zpracovávat a z porostů vyvážet (dle dat z LS Litvínov). Výška horní vychovávané etáže kolísá okolo  $\pm 1/4$  výšky zbytkového mateřského porostu. Výškovou diferenciaci porostu je třeba držet po celou dobu jeho existence (cf. POLENO et al. 2009).
8. V době, když se v horní etáži začínají těžít vybraní cíloví jedinci s ohledem na příští obnovu, tak se již hospodář dostává na úroveň možného hospodaření v lese bohatě strukturovaném (cf. VACEK et al. 2007a). V těchto podmínkách je to dlouhodobý proces trvající až 60 let.
9. Pokud to okolnosti dovolují, tak lze zařadit takto obhospodařované prvky vytvořené ze zbytkové populace stávajících porostů do zpevňujících obnovních pásů při velkoplošných obnovách na kalamitních plochách (cf. VACEK et al. 2007b).
10. Po celou dobu tohoto postupu trvajících až 60 let lze do porostu vnášet další vhodné dřeviny včetně dřevin klimaxových, jak doporučují např. BALCAR et al. (1999, 2007).

## ZÁVĚR

Pokud hovoříme o přírodě blízkém hospodaření, musí si lesní hospodář přirozeně položit i otázku: jak by vypadal přirozený či přírodě blízký les na konkrétním stanovišti a v daném lesním vegetačním stupni bez lidských zásahů? Příroda totiž během sukcesního vývoje společenstev na daném stanovišti často pracuje i prakticky „monokulturním způsobem“. A zatímco ve čtvrtém lesním vegetačním stupni je čistě buková stráň naprosto přirozeným společenstvem, v 7. a 8. lesním vegetačním stupni neradi připouštíme možnost smrkové monokultury. Často je „čistá smrčina“ komentována jako nestabilní, umělá apod. Přesto je pro 7. a 8. lesní vegetační stupeň naprosto přirozeně vyselektovaným společenstvem, které mnohdy splňuje nejpřísnější kritéria přirozeného výběru. I přirozená smrčina na vhodném stanovišti může být za určitých podmínek nejstabilnějším a nevitálnějším tvarem vysokého lesa. Například VACEK et al. (2007b) uvádějí, že bohatě strukturovaná autochtonní smrčina byla vůči imisnímu stresu až 4krát odolnější než alochtonní stejnorodý smrkový porost. To, co čisté smrkové porosty zařadilo mezi tzv. nevhodné kultury, není druhová jednotvárnost, nýbrž nevhodné hospodaření na daném stanovišti, které probíhalo v minulosti. Pomineme-li vhodnost dřeviny a stanoviště, dostáváme se skutečně ke způsobu hospodaření na dané lokalitě. Na prvním místě jsou to často v praxi naprosto nevhodné způsoby výchovy porostů, které nerespektují vědecky podložené zásady (cf. SLODIČÁK et al. 2008b; POLENO et al. 2009; TESAŘ et al. 2011). Právě kvůli nevhodným způsobům výchovy se totiž z přirozených náletů nestávají věkově, výškově a tloušťkově diferenciované porosty schopné čelit (přes svoji častou druhovou jednotvárnost) biotickým i abiotickým činitelům. Je proto třeba se oprostit od

ekologicky neopodstatněných výchovných zásahů směřujících k tvorbě nepřírozených, labilních a biotopově chudých a hustých společenstev jednoetážových a stejnověkových monokultur. Skutečným nebezpečím zde není malá druhová pestrost, nýbrž právě „stejnověková jednoetážovost“, která činní porost na daném stanovišti nestabilní.

## LITERATURA

- BALCAR V., NAVRÁTIL P. (2006): Význam, postavení a druhové složení porostů náhradních dřevin v Krušných horách. In: Slodičák M., Novák J. (eds.): Lesnický výzkum v Krušných horách. Teplice, 20. 4. 2006. VÚLHM Jíloviště-Strnady, VS Opočno, s. 91–100.
- BALCAR V., PĚNIČKA L., SLODIČÁK M., NAVRÁTIL P., SMEJKAL J. (2008): Zakládání porostů náhradních dřevin a jejich současný stav. In: Slodičák M. et al. (eds.): Lesnické hospodaření v Krušných horách, 480 s. Edice grantové služby LČR, Teplice a VÚLHM, Strnady, s. 121–141.
- BALCAR V., SLODIČÁK M. (2008): Přeměny porostů náhradních dřevin. In: Slodičák M. et al. (eds.): Lesnické hospodaření v Krušných horách, 480 s. Edice grantové služby LČR, Teplice a VÚLHM, Strnady, s. 341–357.
- BALCAR V., SLODIČÁK M., KACÁLEK D., NAVRÁTIL P. (2007): Metodika postupů přeměn porostů náhradních dřevin v imisních oblastech. Lesnický průvodce – Recenzované metodiky pro praxi, 34 s.
- BALCAR V., KACÁLEK D., VACEK S. (1999): Rekonstrukce porostů náhradních dřevin prosadbami buku lesního *Fagus sylvatica* L. In: Slodičák M. (ed): Obnova a stabilizace horských lesů. Sborník z celostátní konference s mezinárodní účastí. Bedřichov v Jizerských horách, 12.–13. 10. 1999. VÚLHM, Jíloviště-Strnady, s. 135–140.
- CÍLOVÁ Z., WOITSCH J. (2012): Potash – a key raw material of glass batch for Bohemian glasses from 14<sup>th</sup>–17<sup>th</sup> centuries? *Journal of Archaeological Science*, 39: 371–380.
- ČERNÁ E., FRÝDA F. (2010): Sklo vrcholného středověku – současný stav a perspektivy studia historických technologií. *Archaeologia Historica*, 35: 1–2.
- ČERNÝ J. (1995): Recovery of acidified catchments in the extremely polluted Krusne Hory Mountains, Czech Republic. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85: 589–594.
- DA RONCH F., CAUDULLO G., TINNER W. (2016): Larix decidua and other larches in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz J. et al. (eds.): European atlas of forest tree species. Publication Office of the European Union, Luxembourg, 200 s.
- DOBROVOLNÝ L. (2014): Postupy zvyšování diverzity smrkových porostů využitím reprodukční schopnosti vtoušených jedinců buku. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště-Strnady, 28 s.
- Ekoles-Projekt (2021): Textová část LHP: LHC Litvínov Platnost 1. 1. 2021 – 31. 12. 2030 Kniha I. Jablonec n. N.
- CHROUST L. (1997): Ekologie výchovy lesních porostů. VÚLHM, VS Opočno, 277 s.
- JIRGLE J. (1986): Význam vápnění lesních půd pro obnovu lesa v Krušných horách. Sborník ČSVTS, Ústí nad Labem, s. 45–54.
- KRÁL J., VACEK S., VACEK Z., PUTALOVÁ T., BULUŠEK D., ŠTEFANČÍK I. (2015): Structure, development and health status of spruce forests affected by air pollution in the western Krkonoše Mts. in 1979–2014. *Central European Forestry Journal*, 61: 175–187.
- KRIEGEL H. (2002): Přeměny porostů náhradních dřevin v Krušných horách. Zprávy lesnického výzkumu, 47: 3: 119–124.

- KUBELKA L. (ed.), (1992): Obnova lesa v imisemi poškozované oblasti severovýchodního Krušnohoří. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR, 133 s.
- KULHAVÝ J., ŠRÁMEK V., LOMSKÝ B., FIALA P., MATĚJKA K., BORŮVKA L., MENŠÍK L. (2008): Stav lesních půd zájmové oblasti. In: Slodičák M. et al. (eds.): Lesnické hospodaření v Krušných horách, 480 s. Edice grantové služby LČR, Teplice a VÚLHM, Strnady, s. 71–98.
- LOCHMAN V. (1986): Vliv imisních spadů do lesních ekosystémů u Moldavy v Krušných horách na chemismus vody odtékajících do zdrojů. Lesnictví–Forestry, 42: 438–448.
- LOKVENEC T. (1988): Možnost využití autochtonních dřevin pro zalesňování v horských oblastech. In: Možnosti obnovy a zvýšení stability porostů v oblastech pod vlivem imisí. Sborník z celostátní konference. Dům techniky ČSVTS, Ústí nad Labem, 13.–14. 10. 1988, s. 46–54.
- MATERNA J. (1999): Development and causes of forest damage in the Ore Mts. Journal of Forest Science, 45: 147–152.
- MAUER O., TESAŘ V. (2005): Východiska a návrh postupů obnovy lesních porostů v imisní oblasti východního Krušnohoří. In: Obnova lesních porostů v imisní oblasti východního Krušnohoří. Sborník referátů z konference. Hora Svatého Šebestiána, 2. 6. 2005. Ústav zakládání lesů, LDF MZLU v Brně, s. 77–90.
- MZE (2023): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství 2022. Ministerstvo zemědělství, Praha, 134 s.
- NOVÁK J., SLODIČÁK M. (2006): Možnosti ovlivnění stability náhradních porostů smrku pichlavého (*Picea pungens* Engelm.). In: Slodičák M., Novák J. (eds.): Lesnický výzkum v Krušných horách. Teplice, 20. 4. 2006, VÚLHM Jíloviště–Strnady, VS Opočno, s. 347–357.
- OULEHLE F., HOFMEISTER J., HRUŠKA J. (2007): Modeling of the long-term effect of tree species (Norway spruce and European beech) on soil acidification in the Ore Mountains. Ecological Modelling, 204: 359–371.
- PETERS N.E., ČERNÝ J., HAVEL M., KREJČÍ R. (1999): Temporal trends of bulk precipitation and stream water chemistry (1977–1997) in a small forested area, Krušné hory, northern Bohemia, Czech Republic. Hydrological Processes, 13: 2721–2741.
- PODRÁZSKÝ V., ULBRICOVÁ I. (2004): Restoration of forest soils on reforested abandoned agricultural lands. Journal of Forest Science, 50: 249–255.
- PODRÁZSKÝ V., VACEK S., VACEK Z., RAJ A., MIKESKA M., BOČEK M., SCHWARZ O., HOŠEK J., ŠACH F., ČERNOHOUS V. et al. (2010): Půdy lesů a ekosystémů nad horní hranicí lesa v národních parcích Krkonoš. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 304 s
- POKORNÝ P., HOŠKOVÁ K., PRACH J., ŠÍDA P., BEDNÁŘ P. (2023): Nová paleobotanická data prokazují původní status modřínu opadavého (*Larix decidua* Mill.) v Severních Čechách. Zprávy lesnického výzkumu, 68: 197–205.
- POLENO, Z., VACEK, S., PODRÁZSKÝ, V., REMEŠ, J., ŠTEFANČÍK, I., MIKESKA, M., KOBLIHA, J., KUPKA, I., MALÍK, V., TURČANI, M., DVOŘÁK, J., ZATLOUKAL, V., BÍLEK, L., BALÁŠ, M., SIMON, J. (2009): Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 952 s.
- PULKRAB K. (2008): Posouzení jednotlivých variant navržených hospodářských opatření. In: Lesnické hospodaření v Krušných horách. Edice grantové služby LČR, Teplice, s. 369–389.
- POTALOVÁ T., VACEK Z., VACEK S., ŠTEFANČÍK I., BULUŠEK D., KRÁL J. (2019): Tree-ring widths as an indicator of air pollution stress and climate conditions in different Norway spruce forest stands in the Krkonoše Mts. Central European Forestry Journal, 65: 21–33.

- REINHARDT-IMJELA CH., IMJELA R., BÖLSCHER J., SULTE A. (2018): The impact of late medieval deforestation and 20<sup>th</sup> century forest decline on extreme flood magnitudes in the Ore Mountains (Southeastern Germany). *Quaternary International*, 475: 42–53.
- SHETTI R., BOONEN K., SMILJANIĆ M., TEJNECKÝ V., DRÁBEK O., LEHEJČEK J. (2024): Do trees respond to pollution? A network study of the impact of pollution on spruce growth from Europe. *Environmental Pollution*, 350: 124012.
- SLODIČÁK M., BALCAR V., NOVÁK J., ŠRÁMEK V. (2008a): Lesnické hospodaření v Krušných horách. 480 s., Edice grantové služby LČR, Teplice a VÚLHM, Strnady, s. 121–141.
- SLODIČÁK M., NOVÁK J., NAVRÁTIL P. (2008b): Výchova lesních porostů v Krušných horách. In: Lesnické hospodaření v Krušných horách. Edice grantové služby LČR, Teplice, s. 317–340.
- ŠRÁMEK V., HADAŠ P., LACHMANOVÁ Z., FADRHOŇSOVÁ V., VORTELOVÁ L., LOMSKÝ B., KULHAVÝ J. (2008): Imisní zatížení Krušných hor. In: Lesnické hospodaření v Krušných horách. In: Slodičák M. et al. (eds.): Lesnické hospodaření v Krušných horách, 480 s. Edice grantové služby LČR, Teplice a VÚLHM, Strnady, s. 45–70.
- TESAŘ V., BALCAR V., LOCHMAN V., NEHYBA J. (2011): Přestavba lesa zasaženého imisemi na Trutnovsku. Mendelova univerzita, Brno, 176 s.
- ÚHÚL (1969): Historický průzkum lesa v oblasti Děčínský Sněžník a Krušné hory. Jablonec nad Nisou.
- VACEK S. et al. (2003): Horské lesy České republiky. Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha, 313 s.
- VACEK S., LEPŠ J., TESAŘ V. (1987): Skladba mladých březových porostů na Trutnovsku. *Lesnictví*, 33: 4: 343–360.
- VACEK S., TESAŘ V., LEPŠ J. (1994a): The composition and development of young mountain ash and birch stands. In: Tesař V. (ed.), Management of Forests Damaged by Air Pollution. Proceedings of the Workshop IUFRO, 5.–9. 6. 1994, Trutnov. Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha, s. 87–96.
- VACEK S., LOKVENC T., BALCAR V., HENŽLÍK V. (1994b): Strategie obnovy a stabilizace lesa v horských oblastech. In: Stav horských lesů Sudet v České republice. VÚLHM VS Opočno, s. 25–50.
- VACEK S., SIMON J., REMEŠ J., PODRÁZSKÝ V., MINX T., MIKESKA M. et al. (2007a): Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. *Lesnická práce*, Kostelec nad Černými lesy, 447 s.
- VACEK S., MATĚJKA K., SIMON J., MALÍK V., SCHWARZ O., PODRÁZSKÝ V., MINX T., TESAŘ V., ANDĚL P., JANKOVSKÝ L., MIKESKA M. (2007b): Zdravotní stav a dynamika lesních ekosystémů Krkonoš pod stresem vyvolaným znečištěním ovzduší. *Folia Forestalia Bohemica*, vol. 4. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 216 s.
- VACEK Z., VACEK S., PROKŮPKOVÁ A., BULUŠEK D., PODRÁZSKÝ V., HŮNOVÁ I. et al. (2020): Long-term effect of climate and air pollution on health status and growth of *Picea abies* (L.) Karst. peaty forests in the Black Triangle region. *Dendrobiology*, 8: 1–9.
- VACEK S., REMEŠ J., VACEK Z., BÍLEK L., ŠTEFANČÍK I., BALÁŠ M., PODRÁZSKÝ V. (2022): Pěstování lesů. Česká zemědělská univerzita v Praze, FLD, 343 s.



## Vliv pěstebního managementu na odolnost smrkových porostů vůči klimatické změně na lokalitách Železná Ruda a Blaník

*The effect of the silviculture management on the resistance of Norway spruce stands to climate change on Železná Ruda and Blaník sites*

PETRA JABLONICKÁ<sup>1</sup>✉, PAVEL HORÁK<sup>2</sup>, JAKUB ČERNÝ<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav zakládání a pěstění lesů, Zemědělská 3, 613 00 Brno, ČR ✉petra.jablonicka97@seznam.cz

<sup>2</sup>Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie, Zemědělská 3, 613 00 Brno, ČR

<sup>3</sup>Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady, Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, 517 73 Opočno, ČR

### Abstrakt

V posledních desetiletích se smrkové porosty rozpadaly v důsledku častých období sucha a následně sekundárních biotických škůdců, kteří tyto ekosystémy vážně poškozovali. Změny poškodily celý přírodní ekosystém. Z tohoto důvodu je nutné, aby si současné porosty smrku ztepilého ve středních a horských polohách zachovaly alespoň částečně dřevoprodukční funkci se snížením rizika jejich rozpadu, aby se do budoucna předešlo stejné situaci. Otázkou však zůstává, jaký lesnický přístup je nejvhodnější pro dosud se vyskytující nesmíšené porosty smrku ztepilého v ČR. Jsou smrkové monokultury při adekvátním lesním hospodaření v ČR v následujících desetiletích udržitelné, nebo bude smrk ztepilý pouze přimícháván do lesních porostů středních nadmořských výšek?

**Klíčová slova:** klimatický signál; dendrochronologie; klimatická změna; letokruhová analýza

### Abstract

*In the last decades, Norway spruce stands have been disintegrated due to frequent drought periods followed by secondary biotic pests, causing severe damage to these ecosystems. The changes have harmed the whole natural ecosystem. For this reason, it is necessary to maintain at least partially the wood-producing function of the current Norway spruce stands at middle and mountainous altitudes, reducing the risks of their disintegration to avoid the same situation in the future. However, the question remains: What is the most appropriate silvicultural approach for the remaining pure Norway spruce stands in the Czech Republic? Will pure Norway spruce stands be sustainable in the CR in the upcoming decades under adequate silvicultural management, or will Norway spruce only be admixed in forest stands in the middle altitudinal zones?*

**Keywords:** climate signal; dendrochronology; climate change; tree ring analysis

## ÚVOD

Jednou z nejaktuálnějších otázek současného lesního hospodářství je klimatická funkce a vliv měnícího se klimatu na lesní ekosystémy (VACEK et al. 2023). Vzhledem k tomu, že lesní ekosystémy zabírají rozsáhlou plochu zemského povrchu a představují rozhraní mezi vegetací a atmosférou, kde probíhají zásadní fyziologické procesy (např. fotosyntéza, transpirace, dýchání; ASNER et al. 2003), mohou lesníci ovlivnit pomocí vhodných zásahů fungování krajiny jako celku (POLENO 2011).

Smrk ztepilý byl v posledních 200 letech vysazován napříč střední Evropou často na lokalitách nevhodných pro tuto dřevinu (ÚRADNÍČEK 2014). Porosty na nevhodných stanovištích proto enormně trpí suchem, což má za následek vznik rozsáhlých ohnisek sekundárních biotických škůdců (HLÁSNY et al. 2021).

Globální klimatická změna (GKZ) je charakterizována zvyšujícími se teplotami vzduchu a změnami v rozložení srážek během vegetačního období (CAVIN et al. 2013), což jen zesiluje rizika snížení přírůstu a zvýšení mortality jedinců v ekosystému (ADAMS et al. 2012). Odolnost lesních porostů proti nepříznivým vlivům GKZ může být pozitivně ovlivněna vhodnými pěstebními úpravami (COŞOFREŢ, BOURIAUD 2019). KULIEŠIS a SALADIS (1998) hodnotili experiment v mladých porostech smrku ztepilého (9–11letých) s různě intenzivním hospodařením v Litvě. Zjistili, že intenzivní zásahy vedly k výrazně vyšší stabilitě studovaných porostů. DUŠEK et al. (2014) považují za nutné včasné zásahy s vhodnou intenzitou v upadajících smrkových porostech ke zlepšení jejich odolnosti. Pozdní zásah nebo jeho vynechání v mladých smrkových porostech pouze odsunují problém do pozdějších růstových fází, kdy jsou téměř jistě tyto porosty dezintegrovány abiotickými faktory. Například ŠTEFANČÍK (2013) také doporučuje provádět pouze selektivní pěstební zásahy v tyčovinách a tyčovinách smrku ztepilého k eliminaci produkčních ztrát.

Na základě cílů obnovy a typů lesních porostů je vhodné uplatňovat zásady přírodě blízkého lesního hospodaření. Tato metoda využívá produkční potenciál porostu v období regenerace. Dává tak předpoklad úspěšné přirozené obnově. Základními hospodářskými způsoby, které tyto zásady uplatňují jsou maloplošné clonné seče nebo výběrné hospodářství (POLENO 2009). Cílem výzkumu je prokázání vlivu výchovných zásahů na stabilitu porostu a zjistit, která z probírek je pro smrkové porosty vhodnější.

## MATERIÁL A METODIKA

Pro daný výzkum byly použity dlouhodobé výzkumné plochy provozované Výzkumným ústavem lesního hospodářství a myslivosti (VÚLHM, Oddělení pěstování lesů – Výzkumná stanice Opočno). Konkrétně byly zkoumány lokality Blaník II a Železná Ruda II, popis lokalit viz Tab. 1. Na každé lokalitě byly původně založeny tři dílčí plochy: 1 – bez výchovy, kde zde se provádí pouze zdravotní výběr, 3 – zde byla provedena slabá podúrovňová probírka s negativním výběrem a na ploše 5 – byla provedena silná podúrovňová probírka s negativním výběrem, dále v textu označovány jako BL1, BL3, BL5, ZR1, ZR3 a ZR5. Plochy jsou o velikosti 50 × 50 m (s ochranným pásmem o šířce 10–15 m pro oddělení jednotlivých pěstebních variant a pro zamezení okrajového efektu). Vzhledem k nahodilé těžbě na lokalitě Blaník chybí kontrolní varianta. Na Železně Rudě byla kontrola zachována, ale vzhledem k tomu, že k ní není srovnávací dílčí plocha, není v tomto příspěvku hodnocena.

**Tab. 1:** Informace o lokalitách.**Tab. 1:** *Information about locations.*

Lokalita <i>Location</i>	Nadmořská výška <i>Altitude</i>	Roční srážky <i>Annual precipitation</i>	Průměrná roční teplota <i>Average annual temperature</i>	Půdní typ <i>Soil type</i>	SLT <i>Site classification</i>	Rok založení <i>Year of foundation</i>
Blaník	410 m n. m.	650,6 mm	10 °C	Kambizem modální	4S1	1966
Železná Ruda	930 m n. m.	1 199,7 mm	6,3 °C	Kambizem rankerová	5K1	1969

Výzkumné plochy jsou sledovány od 60. let 20. století v rámci pravidelných 5letých inventarizací. Jsou zde pravidelně měřeny parametry stromů, např. DBH, výšky stromů a výšky nasazení koruny. Podrobný popis pěstební historie studovaných smrkových porostů, design měření a způsob stabilizace výzkumných ploch v terénu je uveden v SLODIČÁK, NOVÁK (2007).

Pro účely výzkumu bylo odebráno 20 vývrtů z každé dílčí plochy na dané lokalitě. Odběr byl proveden Presslerovým přírůstovým nebozezem ve výšce 1,3 m nad povrchem terénu ve dvou protilehlých směrech (od západu a východu); v případě svahu byly vzorky odebírány ze vzájemně opačných směrů po směru vrstevnice, aby byl vyloučen efekt reakčního dřeva (STECKEL et al. 2020). Připravené (zbroušené) vzorky byly skenovány a následně měřeny a datovány v softwaru Coorecorder a CDendro, následně vyexportovány ve formátu rwl. Poté byla data zpracována v softwaru R studio (R Core Team 2020), kde se nejprve provedl výpočet základních statistických parametrů (např. délka letokruhových sérií, počet stromů, EPS, SNR). Následně byl vypočítán přírůst kruhové základny (BAI; BUNN 2010). Poté byla data detrendována pomocí spline funkce o vlnové délce 30 let (BUNN et al. 2010). Nakonec byly vypočítány chronologie, které byly využity pro analýzy klimatických signálů mezi přírůsty a klimatickými proměnnými: měsíční srážky, průměrné měsíční teploty vzduchu. Poté byly identifikovány tzv. pointer years (tj. roky s významnou růstovou reakcí dřevin vyvolanou extrémními klimatickými podmínkami; SCHWEINGRUBER et al. 1990). V těchto letech byly vypočítány a následně porovnány indexy rezilience (resistance – schopnost odolávat disturbanci, recovery – schopnost návratu do původního stavu růstu po disturbanci, resilience – o kolik se vrátí růst po disturbanci, viz LLORET et al. 2011).

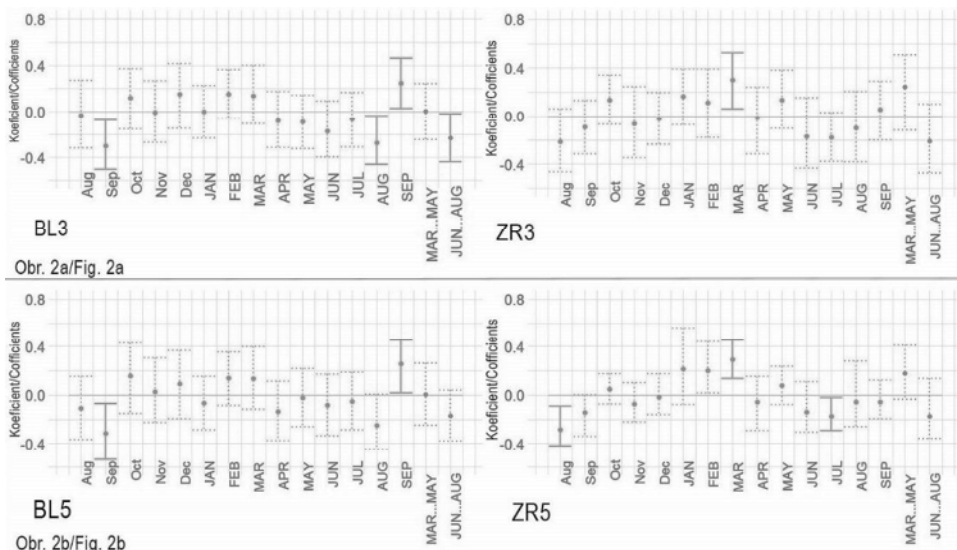
Pro výše uvedené analýzy byla využita veřejně dostupná klimatická data zaznamenaná nejbližšími meteorologickými stanicemi (Český hydrometeorologický ústav) pro období 1961–2023.

Analýzy dat byly provedeny prostřednictvím balíčku dplR (BUNN 2018), treeclim (ZANG, BIONDI 2015) a pointRes (VAN DER MAATEN-THEUNISSEN et al. 2021).

## VÝSLEDKY

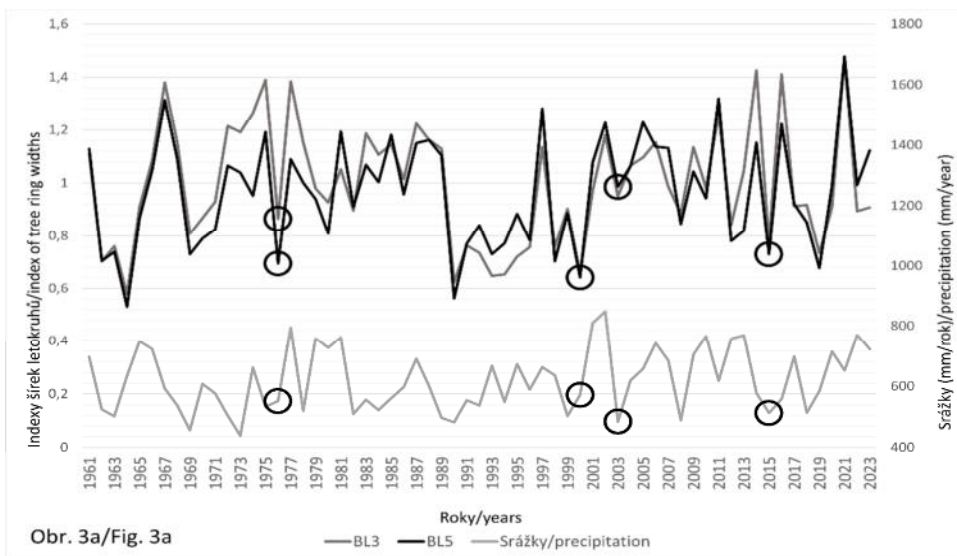
Z grafů na Obr. 1–2 je patrná při srovnání jednotlivých lokalit vyšší korelace ročních přírůstů s průměrnými měsíčními srážkami na lokalitě BL (Blaník) než na lokalitě ZR (Železná ruda). V případě průměrných měsíčních teplot lze hovořit o pozitivním vlivu na růst v jarních měsících na lokalitě ZR (Železná Ruda). Mezi jednotlivými dílčími plochami v rámci lokalit nejsou pozorovány výrazné rozdíly.



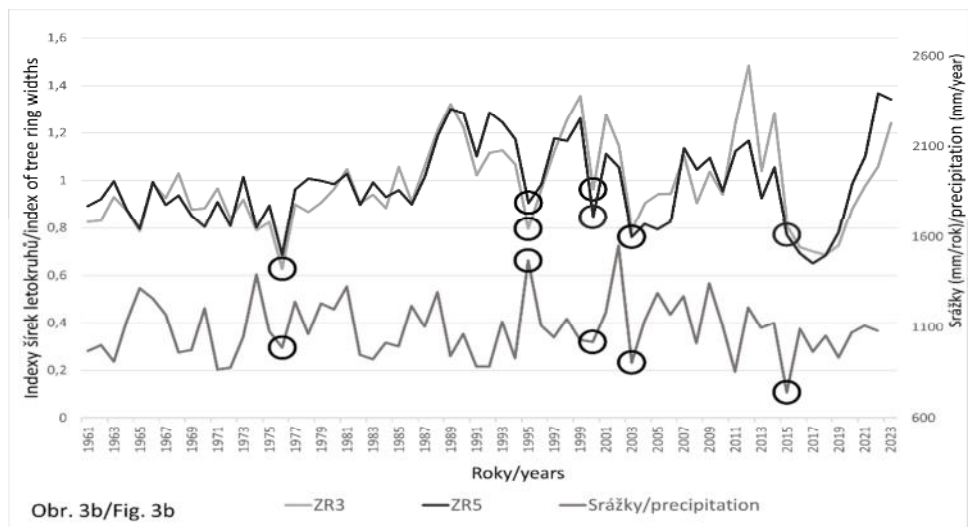


**Obr. 2:** Míra korelace měsíčních průměrných teplot s indexy šířek letokruhů reziduální chronologie pro dílčí plochy BL3, ZR3 (Obr. 2a) a BL 5, ZR 5 (Obr. 2b) za období 1961–2023. Měsíce, které jsou napsané malými písmeny, jsou z roku předcházejícího tvorbě letokruhu. Měsíce, které jsou napsané verzálkami, jsou z roku tvorby letokruhu. Měsíce se statisticky významným vlivem na indexovanou šířku letokruhu, jsou znázorněny plnou čarou.

**Fig. 2:** Correlation rate between month air temperatures and tree-ring width indices from residual chronology for subplots BL3, ZR3 (Fig. 2a) and BL 5, ZR 5 (Fig. 2b) in 1961–2023. The months written by lowercase letters belong to the year prior to the tree-ring development, capital letters belong to the year of tree-ring development. Significant influence on indexed tree-ring width marked red full line.



Obr. 3a/ Fig. 3a



**Obr. 3:** Vztah indexů šířek letokruhů (standartní chronologie, křivky standardizované negativní exponenciálou) BL (Obr. 3a) a ZR (Obr. 3b) a srážek. Tyto grafy prezentují výběr roků (znázorněno kruhy), kdy docházelo k redukci růstu v důsledku nedostatku srážek. Růstová data z vybraných let byla využita pro výpočet indexů rezilience.

**Fig. 3:** Tree-ring width (standard chronology, curves standardised by negative exponential) BL (Fig. 3a) a ZR (Fig. 3b) and precipitation. Selected years with reduced growth because of precipitation lack are marked by circles. Growing data were used to calculate resilience indices in selected years.

**Tab. 2:** Hodnoty indexů rezistence, recovery a rezilience a jejich srovnání mezi výzkumnými plochami se slabou probírkou prostřednictvím t-testů. Tučně vyjádřené hodnoty t-testů znázorňují statisticky významné rozdíly mezi pěstebními variantami.

**Tab. 2:** Resistance, resilience, recovery indices values, and their intercomparison among research plots with weak thinning through t-tests. Bold values signify significant differences between observed silviculture treatments.

	Resilience			Recovery			Rezistence		
	BL3	ZR3	t-test	BL3	ZR3	t-test	BL3	ZR3	t-test
1976	1,20	1,17	0,447	1,44	1,54	0,197	0,79	0,77	0,431
2000	1,27	0,90	<b>0,000</b>	1,67	1,10	<b>0,000</b>	0,77	0,84	0,102
2003	1,20	0,83	<b>0,000</b>	1,13	1,27	0,092	1,18	0,69	<b>0,002</b>
2015	0,88	0,56	<b>0,000</b>	1,34	0,89	<b>0,000</b>	0,69	0,64	0,246
	BL5	ZR5	t-test	BL5	ZR5	t-test	BL5	ZR5	t-test
1976	1,11	1,42	<b>0,006</b>	1,60	1,60	0,480	0,71	0,88	<b>0,007</b>
2000	1,31	0,89	<b>0,002</b>	2,09	1,16	<b>0,001</b>	0,68	0,78	0,062
2003	1,37	0,87	<b>0,002</b>	1,30	1,19	0,130	1,06	0,74	<b>0,000</b>
2015	0,92	0,70	<b>0,019</b>	1,28	0,98	<b>0,005</b>	0,77	0,73	0,362

## DISKUSE

Z dendroklimatologických analýz je na lokalitě Blaník zřejmá pozitivní korelace radiálního růstu se srážkami v roce předcházejícím tvorbu letokruhu v měsíci srpnu. Na lokalitě Železná Ruda byla zaznamenána pouze negativní korelace u plochy ZR5 v měsíci listopadu. Tyto srážky neovlivňují růst v následujícím roce přímo, ale zřejmě zvyšují míru nasycení půdního profilu před začátkem dalšího vegetačního období. V těchto měsících také dochází ukládání zásobních látek a tvorbě pupenů pro další vegetační období (PALLARDY 2008). V roce tvorby letokruhu jsou přírůsty statisticky významně korelovány v měsících květen a červenec, resp. červenec na lokalitě Blaník. Na lokalitě Železná Ruda byla pozorována pozitivní korelace se zářijovými srážkami pouze u varianty silné probírky.

Nedostatek srážek během vegetačního období je jedním z limitujících faktorů rozšíření smrku (LEBOURGEOIS et al. 2010). Dendroklimatologické analýzy související s teplotami vzduchu (Obr. 2a a 2b) vykazují významnou pozitivní korelaci se zářím roku předcházejícího tvorbě letokruhu v případě lokality Blaník, zatímco na lokalitě Železná Ruda byla zaznamenána pouze negativní korelace se srpnem roku předcházejícího. V roce tvorby letokruhu byly zaznamenány významné pozitivní korelace na obou plochách lokality Blaník v měsíci září. Dílčí plocha BL3 navíc vyazuje významnou negativní korelaci v měsíci srpnu. Na lokalitě Železná Ruda je na rozdíl od lokality Blaník zřejmá pozitivní korelace s jarními teplotami vzduchu, zejména v měsíci březnu na obou plochách s diferencovanou porostní výchovou. Možným důvodem je to, že smrk ve vyšších polohách těží z nárůstu teplot v jarních měsících a s tím spojeným prodloužením vegetačního období při zajištěné vláze (BERGH et al. 1998). Oproti tomu byla zaznamenána negativní korelace s červencovými teplotami ve variantě silné probírky (ZR5). To může být způsobeno ztrátou mikroklimatu porostu po uvolnění a tím pádem stresem vysokými teplotami. Tuto myšlenku podporuje i studie MÁKINEN et al. (2001).

Z hlediska reakcí k tzv. pointer years byly porovnány jednotlivé typy probírek mezi stanovišti. Z pohledu rezilience u variant slabých probírek (BL3 a ZR3) vykazovala vyšší hodnoty lokalita Blaník. Této skutečnosti odpovídají i zjištěné hodnoty recovery indexu, kdy byly vyšší pro lokalitu Blaník při statisticky významných rozdílech mezi lokalitami. U rezistence byl zjištěn statisticky významný rozdíl pouze v roce 2003, kdy opět lokalita Blaník vykazovala vyšší rezistenci. Z tohoto zjištění lze konstatovat, že nižší intenzita výchovných zásahů je efektivnější pro porosty smrku ve středních polohách. K podobnému závěru došel i SEIDL et al. (2017) na území Rakouska. Podobné výsledky byly zjištěny i po porovnání silné varianty probírek mezi stanovišti. Jedinou výjimkou je rok 1976, kdy porost ZR5 vyazuje vyšší rezilienci i rezistenci než u lokality Blaník. Příznivější hodnoty indexů byly všeobecně pozorovány na lokalitě Blaník. Tento fakt je způsoben pravděpodobně charakterem stanoviště, kdy lokalita Blaník je situována na vododržnějších a živnějších substrátech než lokalita Železná ruda (VESTERDAL et al. 1995). Mezi jednotlivými typy probírek na daných stanovištích nebyly zaznamenány významné rozdíly z hlediska odezvy k tzv. pointer years.

## ZÁVĚR

Z pohledu klimatického signálu (průměrné měsíční teploty, měsíční úhrny srážek) obou kategorií je patrné, že odezva byla podobná napříč lokalitami i variantami porostní výchovy. U srážek lze pozorovat vyšší závislost na jejich výši během vegetačního období na lokalitě

Blaník pro obě varianty. Z pohledu průměrných teplot byl zjištěn zřejmý pozitivní vliv jarních teplot vzduchu na lokalitě ve vyšší nadmořské výšce (Železná Ruda). Z hlediska indexů rezistence dosáhla vyšších hodnot lokalita Blaník v obou sledovaných variantách. Mezi typy probírek na jednotlivých stanovištích nebyly zaznamenány statisticky významné rozdíly.

### Poděkování

Výsledek vznikl za finanční podpory projektu Interní grantové agentury č. IGA-LDF-23-IP-032 a institucionální podpory MZE-RO0123.

### LITERATURA

- ADAMS H.D., LUCE C.H., BRESHEARS D.D., ALLEN C.D., WEILER M., HALE V.C., SMITH A.M.S., HUXMAN T.E. (2012): Ecohydrological consequences of drought- and infestation-triggered tree die-off: insights and hypotheses. *Ecohydrology*, 5: 145–159.
- ASNER G.P., SCURLOCK J.M.O., HICKE J.A. (2003): Global synthesis of leaf area index observations: implications for ecological and remote sensing studies. *Global Ecology and Biogeography*, 12: 191–205.
- BERGH J., MCMURTRIE R. E., LINDER S. (1998): Climatic factors controlling the productivity of Norway spruce: a model-based analysis. *Forest Ecology and Management*, 110: 1–3: 127–139.
- BUNN A. G. (2010): Statistical and visual cross-dating in R using the *dplR* library. *Dendrochronologia*, 28: 4: 251–258. ISSN 1125-7865.
- CAVIN L., MOUNTFORD E.P., PETERKEN G.F., JUMP A.S. (2013) Extreme drought alters competitive dominance within and between tree species in a mixed forest stand. *Functional Ecology*, 27: 6: 1424–1435.
- COȘOFREȚ C., BOURIAUD L. (2019): Which silvicultural measures are recommended to adapt forests to climate change? A literature review. *Bulletin of the Transilvania University of Brasov. Series II: Forestry, Wood Industry, Agricultural Food Engineering*, 12(61): 1: 13–34. <https://doi.org/10.31926/but.fwiafe.2019.12.61.1.2>
- DUŠEK D., NOVÁK J., SLODIČÁK M. (2014): Reakce mladých smrkových porostů na výchovné zásahy v oblastech chronického chřadnutí smrku. *Zprávy lesnického výzkumu*, 59: 2: 104–108.
- HLÁSNÝ T. et al. (2021): Devastating outbreak of bark beetles in the Czech Republic: Drivers, impacts, and management implications. *Forest Ecology and Management*, 490: 119075.
- KULIEŠIS A., SALADIS J. (1998): The effect of early thinning on the growth of pine and spruce stands. *Baltic Forestry*, 4: 1: 8–16.
- LEBOURGEOIS F., RATHGEBER C.B.K., ULRICH E. (2010): Sensitivity of French temperate coniferous forests to climate variability and extreme events (*Abies alba*, *Picea abies* and *Pinus sylvestris*). *Journal of Vegetation Science*, 21: 364–376.
- LLORET F., KEELING E.G., SALA A. (2011): Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos*, 120: 12: 1909–1920.
- MÄKINEN H., NÖJD P., MIELIKÄINEN K. (2001): Climatic signal in annual growth variation in damaged and healthy stands of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] in southern Finland. *Trees*, 15: 177–185.
- POLENO Z., VACEK S., PODRÁZSKÝ V. (2009): Pěstování lesů. III., Praktické postupy pěstování lesů. *Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*, ISBN 978-80-87154-34-2.
- POLENO Z., VACEK S. (2011): Pěstování lesů. I., Ekologické základy pěstování lesů. 2., upr. a dopl. vyd. *Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*, ISBN 978-80-87154-99-1.



- R Core Team (2020): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- SEIDL R., VIGL R., RÖSSLER G., NEUMANN M., RAMMER W. (2017): Assessing the resilience of Norway spruce forests through a model-based reanalysis of thinning trials. *Forest Ecology and Management*, 388: 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.030>
- SCHWEINGRUBER F.H. (1990): *Tree Rings and Environment. Dendroecology*. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf. Paul Haupt Publishers, Berne, Stuttgart, Vienna, 609 s.
- ŠLODIČÁK M., NOVÁK J. (2007): Growth, Structure and Static Stability of Norway spruce Stands with Different Thinning Regime – New Results from the Long-term Experiments. *Lesnická práce*, 1<sup>st</sup> edition, 145 s., ISBN: 978-80-86386-91-1
- STECKEL M., DEL RÍO M., HEYM M., ALDEA J., BIELAK K., BRAZAITIS G., ČERNÝ J., COLL L., COLLET C., EHBRECHT M., JANSONS A., NOTHDURFT A., PACH M., PARDOS M., PONNETE Q., REVENTLOW D.O.J., SITKO R., SVOBODA M., VALLET P., WOLFF B., PRETZSCH H. (2020): Species mixing reduces drought susceptibility of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) – Site water supply and fertility modify the mixing effect. *Forest Ecology and Management*, 461: 117908.
- ŠTEFANČÍK I. (2013): Vývoj kvalitatívnej produkcie smrekového porastu s rozdielnym východiskovým počtom sadeníc a spôsobom výchovy. *Zprávy lesnického výzkumu*, 58: 1: 37–49.
- ÚRADNÍČEK L. (2014): *Dendrologie: (společenstva a významné dřeviny ČR)*. Mendelova univerzita v Brně. ISBN 978-80-7509-181-9.
- VACEK Z., VACEK S., CUKOR J. (2023): European forests under global climate change: Review of tree growth processes, crises and management strategies. *Journal of Environmental Management*, 332: 117353.
- VAN DER MAATEN-THEUNISSEN M. et al. (2021): pointRes 2.0: new functions to describe tree resilience. *Dendrochronologia*, 70: 125899.
- VESTERDAL L. DALSGAARD M., FELBY C., RAULUND-RASMUSSEN K., JØRGENSEN B.B. (1995): Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 77: 1–3: 1–10.
- ZANG CH., BIONDI F. (2015): treeclim: an R package for the numerical calibration of proxy-climate relationships. *Ecography*, 38: 4: 431–436.

## Perspektivy přestavb a produkční potenciál smíšených jedlo-smrkových porostů v Moravskoslezských Beskydech – demonstrační plocha Pod Vjadačkou

*Perspective of forest transformation and production potential of mixed fir-spruce stands in the region of Moravian-Silesian Beskids – demonstration plot Pod Vjadačkou*

PETR KADÉRKA<sup>1</sup>, JIŘÍ REMEŠ<sup>3</sup>, ZDENĚK ADAMEC<sup>2</sup>, MARKÉTA JÍLKOVÁ<sup>3</sup>, JIŘÍ KRÁSENSKÝ<sup>1</sup>, JIŘÍ ZAHRADNÍČEK<sup>1</sup>, ANTONÍN MARTINÍK<sup>1</sup>✉

<sup>1</sup>Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav zakládání a pěstění lesů, Zemědělská 3, 613 00 Brno, ČR, ✉antonin.martinik@mendelu.cz

<sup>2</sup>Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav aplikované geoinformatiky a hospodářské úpravy, Zemědělská 3, 613 00 Brno, ČR

<sup>3</sup>Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, Kamýčká 129, 165 00 Praha-Suchdol, ČR

### Abstrakt

Příspěvek se zabývá produkčním potenciálem a perspektivami převodu (přestavb) smíšených pasečně obhospodařovaných jedlo-smrkových porostů na revíru Baraní. Zájmový revír se nachází v Moravskoslezských Beskydech, převažující typologickou jednotkou je zde SLT 5B. V rámci jednohektarové plochy umístěné ve smíšeném demonstračním porostu (DP) jsou zjišťovány jeho základní strukturální a produkční parametry ve věku 74 a 79 let. Pro vybrané vzorníky jedle a smrku byla dále provedena dendrochronologická analýza včetně posouzení vlivu klimatických faktorů na radiální růst obou dřevin. Smíšené jedlo-smrkové porosty tvoří přibližně čtvrtinu revíru, převažuje zde smrk. Tloušťková struktura DP má normální rozdělení, chybí dorost, v nadbytku jsou stromy s tloušťkou nad 26 cm. Porostní zásoba v 79 letech ( $592 \text{ m}^3$ ) je nižší než zásoby tabelární pro smrk a jedli, ale výrazně vyšší než modelová rovnovážná zásoba výběrného lesa na tomto stanovišti – kolem  $350 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ . CBP za sledované období byl pouze  $6,23 \text{ m}^3/\text{rok}$ , více přirůstala jedle, u níž bylo zaznamenáno v posledních 10 letech významné zlepšení přirůstavosti. K úspěšnému převodu lze doporučit cílenou těžbu (smrk, případně nepřirůstavá jedle) a aktivní podporu jedle, případně buku (vnos) v následné obnově.

**Klíčová slova:** výběrné hospodaření; struktura porostu; přírůst

### Abstract

*The contribution deals with production potential and silvicultural perspective of forest conversion of silver fir-Norway spruce stands in the region of Moravian-Silesian Beskids. The area of target district Baraní is about 1 600 ha and the prevailing forest type is Abieto-fagetum mesotrophicum. Structure, growth and production parameters were analysed in one-hectare experimental plots (DP) located in mixed silver fir and Norway spruce stands at the age of 74 and 79 years. The diameter structure in the DP showed normal distribution, there is a lack of trees*

*with the diameter lower than 22 cm and conversely trees with diameter higher than 26 cm are in excess. The total cubic volume – 592 m<sup>3</sup> in the age of 79 years is lower compared to table volume for spruce or fir monoculture, but higher in comparison to the model volume for selection forest for this site – around 350 m<sup>3</sup>. The volume of total annual increment was only 6.23 m<sup>3</sup>. Fir grew faster compared to spruce. The success of forest conversion lies in selection thinning (spruce and non-vital fir) and support of fir in additional regeneration, eventually in the enrichment of species composition by beech.*

**Key words:** selection silviculture; forest structure; increment

## ÚVOD A CÍL

Chřadnutí a následný rozpad smrkových porostů již postihly převážnou část České republiky (MZe 2023). Doposud relativně odolávající se jeví porosty ve vyšších a horských polohách, resp. v některých jejich částech. Jednou z méně postižených oblastí jsou západní části Moravskoslezských Beskyd (DOBEČKA 2022). Historicky se přitom jedná o oblasti s vyšším podílem jedle ve dřevinné skladbě. Tyto smíšené porosty lze považovat, vzhledem ke stanovištním podmínkám a dřevinné skladbě, za vysoce produktivní. Optimální rozšíření jedle bělokoré v České republice je v rozmezí 500–900 m n. m. (MUSIL, HAMERNÍK 2003). V tomto převážně 5. LVS, do kterého Moravskoslezské Beskydy spadají, je třeba zastoupení jedle výrazně navýšit (s ohledem na typologii stanoviště). Jedle bělokora (*Abies alba* Mill.) patří mezi významné klimaxové dřeviny, její podíl v přirozených lesích České republiky je odhadován na cca 20 %, což znamená, že v minulosti byla nejrozšířenější jehličnatou dřevinou na našem území. V důsledku intenzivního pasečného hospodaření, škodami zvěří, upřednostňováním smrku a ostatními vlivy kleslo zastoupení jedle v ČR na 1,3 % (MZe 2023). Její význam především na vodou ovlivněných stanovištích je přitom mimo diskusi a s tím, jak se na mnoha místech zhoršuje zdravotní stav a snižuje stabilita smrkových porostů, se její potenciál ještě dále zvyšuje (REMEŠ 2019). Významným pěstebním opatřením, jak udržet anebo zvýšit produkci, jakož i stabilitu těchto porostů, je změna hospodaření z pasečného na výběrné (FERKL 2020). Přestavba na lesy s bohatou strukturou, které jedli vyhovuje, je zcela odlišný způsob hospodaření, než v ČR obvyklý pasečný hospodářský způsob lesa věkových tříd. Jedle by mohla na mnoha stanovištích nemalou měrou nahrazovat smrk. Ve směsi s ostatními stanoviště vhodnými dřevinami, včetně určitého zastoupení smrku, vytvořit stabilnější lesy nejen v Beskydech.

Cílem předkládané studie je: a) na základě dat z LHE zjistit rozsah a popsat strukturu smíšených jedlo-smrkových porostů; b) na základě podrobných terénních šetření ve vybraném dospělém porostu analyzovat růstový, resp. produkční potenciál smrku a jedle ve smíšených porostech, jakož i perspektivy přestavby těchto porostů.

## MATERIÁL A METODY

### Revír Baraní

Revír Baraní je součástí Biskupských lesů jako jeden z 11 revírů Lesní správy Ostravice, která spadá pod vedení Biskupských lesů v Ostravě. Většina revírů Lesní správy Ostravice je rozprostřena v Chráněné krajinné oblasti Beskydy.

Nejvyšší vrchol revíru je Sulov 903 m n. m., nejnižší bod revíru se nachází na soutoku řek Černé Ostravice a Bílé Ostravice 540 m n. m.

Revír Baraní s výměrou 1635 ha se nachází v přírodní lesní oblasti 40 – Moravskoslezské Beskydy, téměř celý v 5. lesním vegetačním stupni (převažuje SLT 5B a 5H – živná stanoviště se nacházejí na 90 % plochy revíru). Na revíru převládá les hospodářský 86 %, les zvláštního určení zaujímá 14 % plochy. K 1. 1. 2015 je na revíru zastoupen SM 87 %, JD 4 %, BK 9 % (LHP 2015–2024). Při druhém hospodářsko-úpravnickém zařízení z roku 1812 bylo na revíru Baraní zastoupení dřevin SM 25 %, JD 50 %, BK 25 %. Na sousedním revíru Kavalčanky bylo k tomuto datu zastoupení SM 12 %, JD 50 %, BK 38 % (PEŠL 2001). Na revíru Kavalčanky se nachází NPR Salajka, která byla vyhlášena rezervací v roce 1956. Při zpracování LHP v roce 1937 ji nazývá prof. Konšel lesní rezervací. Porosty jsou zde ponechány bez úmyslných zásahů. Jedle je i při zařízení prof. Konšelem zastoupena na Salajce okolo 50 % (MŽP 2015).

Z důvodu současného enormního zastoupení smrku, historického poškozování veškerých dřevin zvěří (převážně jelení) a pasečného hospodaření, byly v posledních desetiletích na revíru Baraní, ale i na ostatních revírech v oblasti zadních hor (jižní část LS Ostravice) živelní kalamity význačného rozsahu (nad 100 000 m<sup>3</sup>/rok). Významným škodlivým činitelem na otevřených porostních stěnách je bořivý vítr a těžký sníh v hustěji zapojených (přeštíhlených) částech porostů. Na počátku nového tisíciletí se k živelním kalamitám přidaly dopady klimatické změny na chřadnutí smrku (oteplení, nevyrovnané srážky), které umocňuje václavka a kůrovci. V minulém decenálním hospodaření 2005–2014 naplnily kalamity těžební etát revíru na 78 % (TC 157 000 m<sup>3</sup>). Díky výše uvedeným důsledkům dosavadního hospodaření došlo na revíru Baraní ke změně hospodaření z pasečného na nepasečné. Tato změna probíhá formou přestavby a jedle patří k významným dřevinám v jejím naplňování. Řeší se nejen její vnos, ale péče o její zdárné pěstování (především ochrana proti zvěři). V tomto decenálním hospodaření (2015–2024), při těžbě celkové 200 000 m<sup>3</sup>, naplňuje etát těžba nahodilá na 50 % (Kaděrka – osobní sdělení).

### **Demonstrační plocha – Pod Vjadačkou 201802A**

Demonstrační plocha Pod Vjadačkou jako hektarová reprezentativní plocha nepasečného hospodářství PSB byla na revíru Baraní zřízena v r. 2018 z popudu vlastníka (PSB 2018). Plocha je součástí porostu 237 G 08; stanovištně zde převažuje SLT 5B, 10 % je na ploše vylišen SLT 6G. Důvodem založení plochy byla vhodná dřevinná skladba a potenciál k možnostem převodu na les výběrný.

### **Evidenční šetření**

Z lesní hospodářské evidence (platný LHP k 1. 1. 2015) byla získána data zastoupení dřevin v lesních porostech na revíru Baraní. Z těchto dat byl vytvořen soubor položek (porostů) se zastoupením jak jedle, tak smrku; přítomnost ostatních dřevin nebyla rozhodující. Takto získaný datový soubor byl dále roztríděn dle věku porostu: 1–40, 41–80, 81–120, +120 (Tab. 2).

### **Terénní šetření**

Na DO Pod Vjadačkou byly v letech 2018 a 2023 změřeny výčetní tloušťky všech jedinců s dbh nad 7 cm. Při obou šetřeních byly dále změřeny výšky u cca 20 jedinců smrku a jedle. V roce 2022 byly odebrány vývrty ze 30 úrovnových stromů (13 jedlí a 17 smrků), aby byla provedena dendrochronologická analýza. Vývrty byly sbroušeny a následně byly změřeny

roční radiální přírůsty s přesností na 0,01 mm na měřicím stole LINTAB, s využitím binokulární lupy a softwaru TsapWin (Rinntech).

### Analýza dat

Ze zjištěných tlouštěk byla pro obě období graficky vyjádřena četnost dřevin ve čtyřcentimetrových tloušťkových stupních. Tyto histogramy byly proloženy Liocourtovou křivkou se zvoleným parametrem počtu stromů v tloušťkovém stupni 10 cm – 178. Pro obě zájmové dřeviny a sledovaná období byla dále vytvořena výšková křivka (Tab. 1), na základě které byly stanoveny modelové výšky. Ty sloužily společně se zjištěnými hodnotami dbh k výpočtu objemu stromů (PETRÁŠ, PAJTIK 1991). Díky opakovanému měření bylo možné zjistit přírůst, a to jak na úrovni jednoho stromu (tloušťky i centimetry) tak porostu (vyjádřeno v  $m^2$  a  $m^3$ ).

**Tab. 1:** Parametry výškových křivek pro smrk a jedli v roce 2018 a 2023.

**Tab. 1:** *Parameters of height-diameter models for spruce and fir 2018 a 2023.*

Parametry Parameters	SM_18	SM_23	JD_18	JD_23
<b>a</b>	52.92309	52.29334	45.17603	46.29979
<b>b</b>	18.57241	18.91659	15.82443	17.93762

Letokruhové křivky vzorníků byly následně detrendovány (FRITTS 1976) a převedeny do bezrozměrného indexu šířky letokruhu RWI (ring width index). Průměrné roční indexy pro každou dřevinu pak byly vyhodnoceny ve vztahu ke klimatickým údajům získaným z meteorologické stanice ČHMÚ Bílá, Konečná (720 m n. m.). Posuzována byla průměrná roční teplota, průměrná teplota ve vegetačním období (duben–září), roční úhrn srážek a úhrn srážek za vegetační období (duben–září), nakonec pak úhrn srážek a teploty v jednotlivých měsících pomocí programu DendroClim 2004.

### VÝSLEDKY

Jedlo-smrkové porosty jsou na revíru zastoupeny ve 156 porostních skupinách s výměrou 404,94 ha. Nejvíce těchto porostů najdeme ve věku 1–40 let, kde je i největší plocha jedle. Naopak s rostoucím věkem porostu klesá jak plocha smíšených porostů, tak i plocha jedle samotné (Tab. 2).

V době založení objektu, tedy ve věku porostu 74 let bylo na hektarové ploše zjištěno celkem 450 stromů s výčetní tloušťkou nad 7 cm. Po pěti letech se zvýšil počet stromů na 458, přičemž 7 smrků bylo vytěženo a 15 nových stromů překročilo hranici 7 cm (6 smrků, 2 buky, 6 olší a jedna bříza) (Tab. 3). Početně tvořily smrk s jedlí celkem 98 %, resp. 96 % všech stromů, z čehož na smrk připadlo 62 %, resp. 61 %.

Za sledované období byl zaznamenán nárůst hodnoty výčetní základny ze 42,76 na 45,56  $m^2$  (Tab. 3). Hodnota výčetní základny vytěžených stromů přitom činila 0,50  $m^2$  a dorost tvořil 0,01  $m^2$  z konečné hodnoty. Celkový roční běžný přírůst výčetní základny porostu tak dosáhl 0,6409  $m^2$ . Zastoupení smrku dle výčetní základny, za sledované období pokleslo z 66 % na 65 %, naopak jednoprocenní nárůst byl zaznamenán u jedle z 33,5 na 34,6 %. Podíl ostatních dřevin (olše, buk, bříza) na výčetní základně nedosahoval 1 % (Tab. 3).

**Tab. 2:** Zastoupení jedlo-smrkových (smrko-jedlových) porostů dle věkových skupin na revíru Baraní.**Tab. 2:** Composition of mixed fir–spruce (spruce–fir) stands according to age groups in the district Baraní.

Věk Age	Plocha / Area [ha / %]					Počet porostních skupin Number of stand groups
	jedle silver fir	smrk spruce	ostatní* others*	celkem total	%	
1–40	41,49	64,6	39,45	145,54	36	115
41–80	14,49	121,4	4,38	140,27	35	21
81–120	5,21	88,74	1,1	95,05	23	13
121 +	1,06	14,77	8,25	24,08	6	7
<b>Celkem</b> total	62,25	289,51	53,18	404,94	100	156

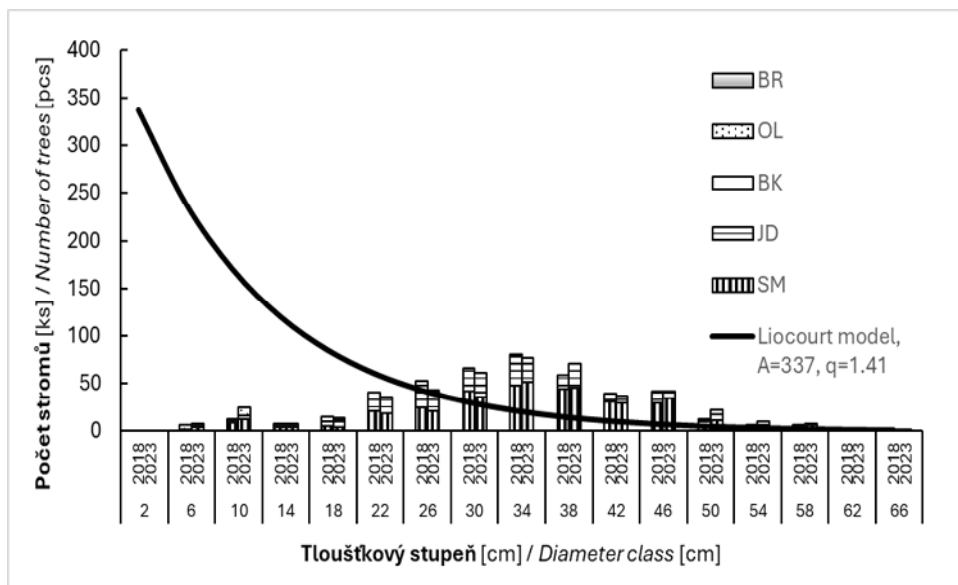
\*olše, buk, bříza (*alder, beech, silver birch*)**Tab. 3:** Základní dendrometrické parametry DO Pod Vjadačkou pro roky 2018 a 2023.**Tab. 3:** Basic parameters of Pod Vjadačkou demonstration plots for years 2018 and 2023.

Rok Year	Dřevina Species	N [ks.ha <sup>-1</sup> ] N [pcs.ha <sup>-1</sup> ]	DBH [cm]	G [m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> ]	V [m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> ]
2018	smrk / spruce	279	33,8	28,32829	390,03
	jedle / silver fir	161	32,3	14,35611	176,15
	ostatní / others	10	9,6	0,076172	0,27
	celkem / total	450	-	42,76057	566,45
2023	smrk / spruce	278	34,8	29,59344	402,29
	jedle / silver fir	161	33,6	15,77525	188,83
	ostatní / others	19	12,6	0,19143	0,93
	celkem / total	458	-	45,56013	592,05

\*olše, buk, bříza (*alder, beech, silver birch*)

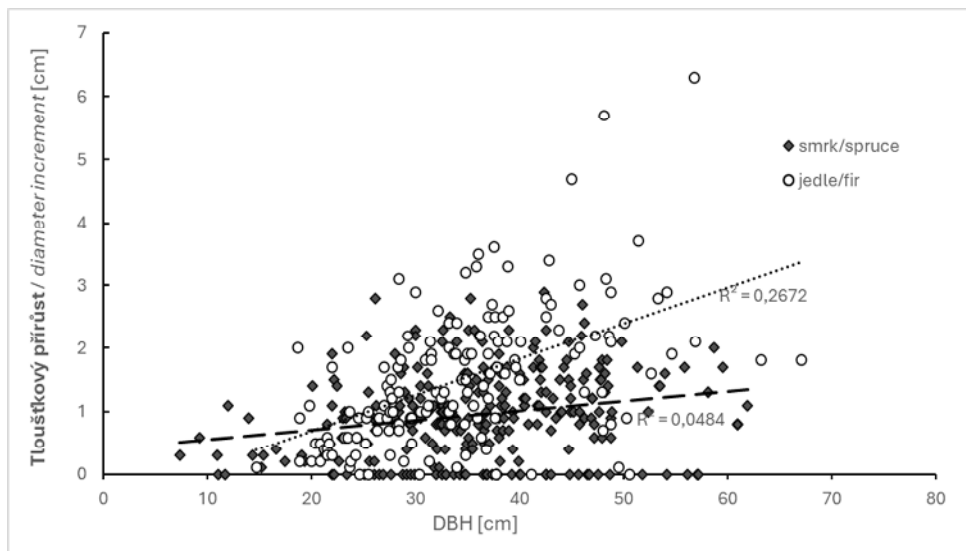
Porostní zásoba se za pětileté období zvýšila z 566 m<sup>3</sup> na 592 m<sup>3</sup> (Tab. 3); vytěženo bylo 6,23 m<sup>3</sup>, dorost představoval 0,31 m<sup>3</sup>, celkový běžný roční hektarový přírůstek měl hodnotu 6,30 m<sup>3</sup>. Podíl smrku na objemu se podobně jako u výčetní základny snížil z 69 na 68 %; u jedle byl zaznamenán nepatrný nárůst z 31 na necelých 32 %, podíl ostatních dřevin na zásobě byl zanedbatelný (0,05 %, resp. 0,15 %).

Četnost dřevin v tloušťkových stupních má normální rozdělení; rozdíly mezi sledovanými obdobími nejsou zásadní (Obr. 1). V porovnání s výběrnou strukturou na ploše přebývají stromy v dimenzích nad 30 cm. Naopak početnost dřevin v nejmenších tloušťkových stupních do 26 je nedostatečná. Zastoupení smrku je v porovnání se zastoupením jedle vyšší v silnějších tloušťkách (Obr. 1).



**Obr. 1:** Četnost dřevin v tloušťkových stupních pro roky 2018 a 2023 na DO Pod Vjadačkou.

**Fig. 1:** Diameter distribution in Pod Vjadačkou demonstration plot in the years 2018 and 2023.



**Obr. 2:** Tloušťkový přírůst smrku a jedle na DO Pod Vjadačkou za období let 2018–2023.

**Fig. 2:** Diameter increment for spruce and fir in the demonstration plot Pod Vjadačkou during the period 2018 and 2023.

Obr. 2 zachycuje variabilitu a rozdíly v přírůstu dřevin na ploše. Pro stromy podobných dimenzí přirůstala více jedle než smrk, pro dřeviny kolem 50 cm byl tento přírůst dvojnásobný – 1 vs. 2 cm.

Tloušťkový, resp. radiální přírůst obou dřevin je uveden na Obr. 3. Z něho vyplývá, že u vzorníků jedle byl identifikován o něco vyšší celkový věk než u smrku, což může naznačovat přirozenou obnovu jedle v tomto porostu. Z letokruhových křivek je evidentní dlouhé období potlačeného růstu jedle (1950–1990), období, kdy obě dřeviny přirůstaly srovnatelně (1990–2015) a závěrečná velmi teplá a suchá perioda (2015–2022), kdy došlo k větší růstové depresi smrku ve srovnání s jedlí.

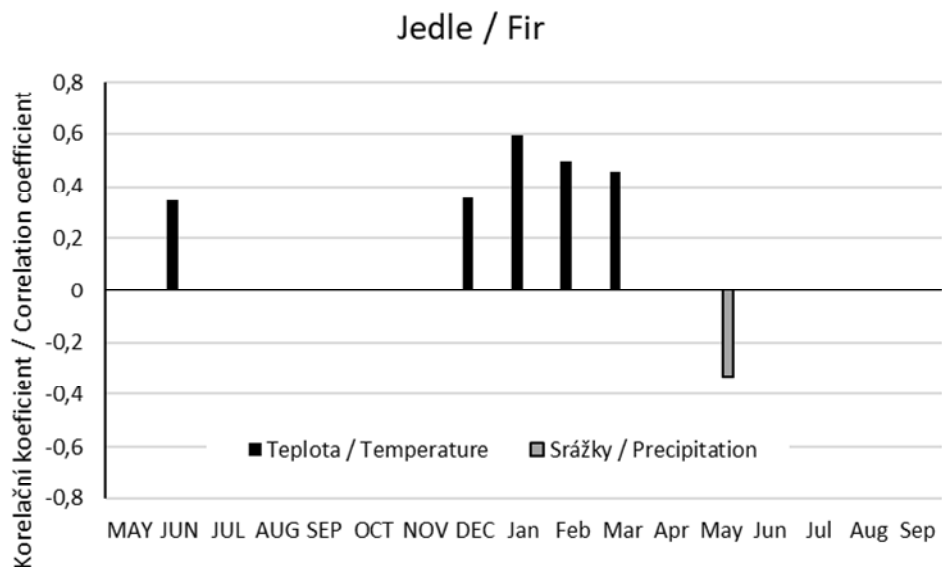


**Obr. 3:** Průměrné letokruhové křivky smrku a jedle na DO Pod Vjadačkou.

**Fig. 3:** Average ring curves for spruce and fir in the demonstration plot Pod Vjadačkou.

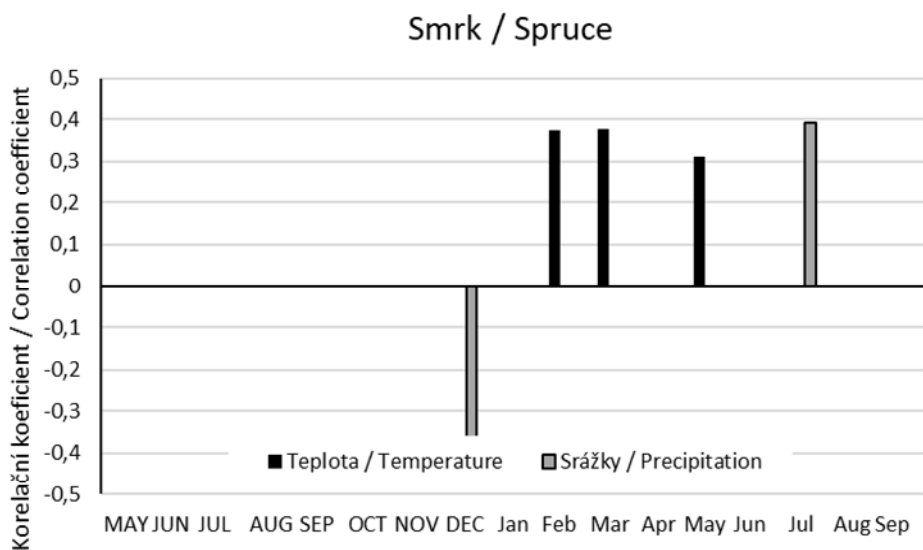
Vliv klimatických faktorů (měsíčních srážkových úhrnů a průměrných měsíčních teplot předchozího a aktuálního roku na přírůst obou dřevin byl zkoumán za období let 1990–2022. Z provedených analýz vyplývá pozitivní vliv teplot v zimním období na přírůst jedle (Obr. 4), u smrku byl podobný pozitivní vliv teplot posunut více do jarního období aktuálního roku (Obr. 5). Vliv měsíčních úhrnů srážek nebyl u obou dřevin významný, s výjimkou negativního efektu srážek v prosinci předcházejícího roku, a naopak pozitivní vliv srážek v červenci aktuálního roku na přírůst smrku (Obr. 5).





**Obr. 4:** Vliv měsíčních úhrnů srážek a teplot na radiální růst jedle na DO Pod Vjadačkou.

**Fig. 4:** The effect of monthly precipitation and temperatures on the radial growth of fir in the demonstration plot Pod Vjadačkou.



**Obr. 5:** Vliv měsíčních úhrnů srážek a teplot na radiální růst smrku na DO Pod Vjadačkou.

**Fig. 5:** The effect of monthly precipitation and temperatures on the radial growth of spruce in the demonstration plot Pod Vjadačkou.

## DISKUSE

Z celkové výměry zájmového revíru (1635 ha) připadá na smíšené jedlo-smrkové porosty 405 ha. Přitom ve věkových kategoriích nad 40 let je to pouze 260 ha (cca 16 %). Demonstrační plocha (DP) tak reprezentuje jen plošně nepatrnou část z celého revíru, což souvisí především s nízkým zastoupením jedle. V tomto kontextu je DP vhodným objektem především pro jiné oblasti, pro zájmový revír bude sloužit jednak jako reference převodu nesmíšených smrkových porostů a jednak opět jako reference porostů smíšených mladších.

Podle stávajících hodnot výšek smrku a jedle lze usuzovat na absolutní výškové bonity 34 (SM), respektive 32 (JD) (Anonymous 1990). Pro uvedené bonity a věk porostů kolem 80 let uvádí tabulky zásobu 700 m<sup>3</sup> pro SM a 670 m<sup>3</sup> pro jedli. Aktuální porostní zásoba na DP necelých 600 m<sup>3</sup> je tak pod hodnotami tabelárními, uváděnými pro nesmíšené porosty SM a JD. Vzhledem k příznivé komplementaritě (snášenlivosti a zastupitelnosti) obou těchto dřevin je zjištěná zásoba porostu v porovnání s tabulkovými zásobami pravděpodobně způsobena nižším porostním zakmeněním. Vypočtená hodnota zakmenění pro DP dle dílčích redukovaných ploch činí 0,81 resp. 0,86 pro rok 2018, resp. 2023. Na celkové nižší zakmenění porostu lze nepřímou vyvozovat také z nižšího hektarového počtu dřevin, které je v porovnání s hodnotami tabulkovými o cca 20% nižší (Anonymous 1990), a to za současně nepříliš zřetelné přírůstové reakci „uvolněných“ dřevin (Obr. 2). V daných podmínkách byl očekávaný roční hektarový přírůst 10 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (PSB 2018) avšak při optimální porostní struktuře a rovnovážné zásobě, která by se měla pohybovat na úrovni cca 300–350 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (SCHÜTZ 2011).

Analýza průběhu tloušťkového růstu jedle a smrku odhaluje období výrazného poklesu přírůstu jedle oproti smrku v druhé polovině 20. století. Tento jev byl potvrzen i z jiných oblastí, např. ze Šumavy (HUDLIČKA 2023) nebo Středočeské pahorkatiny (REMEŠ 2006). Tento pokles růstu a vysoká mortalita byly spojovány s výrazným nárůstem emisí z průmyslu energetiky, především pak SO<sub>2</sub>, které dosáhly maxima v polovině 80 let (VITASSE et al. 2019; REMEŠ 2022). Od poloviny 80. let minulého století se růstový trend jedle bělokoré v některých regionech Evropy obrátil (GAZOL et al. 2015; BOŠELA et al. 2018), což je patrné i na příkladu jedle z této studie. Pravděpodobnými příčinami byl výrazný pokles emisí po roce 1990, pokračující oteplování při relativním dostatku srážek a pokračující růstově pozitivní vliv depozic dusíku (BÜNTGEN et al. 2014; VITASEE et al. 2019; REMEŠ 2022). V rámci této studie bylo potvrzeno, že jedle byla méně ovlivněna klimatickými faktory než smrk. Reaguje pozitivně na zvýšenou zimní a časně jarní teplotu, ale není významně ovlivněna kolísáním srážek, což dopovídá zjištěním i z jiných středních a vyšších poloh (VITALI et al. 2018, HUDLIČKA 2023).

Nejen stávající porostní zásoba, ale i tloušťková struktura je přitom vzdálena struktuře (zásobě) optimální. Zřetelný je přebytek stromů středních dimenzí (tl. stupeň 30–50 cm) (Obr. 1) a chybějící slabší tloušťkové třídy ukazují, že DP je výsledkem pasečného hospodaření (LHP 2005).

Přechod na výběrné formy hospodaření byl započat na revíru před deseti lety. V zájmovém porostu byla doposud provedena pouze sanitární (nahodilá) těžba. Bez záměrného přístupu není možné docílit výběrné porostní struktury, přitom platí, že s věkem porostů je tento proces stále obtížnější a pro mýtně zralé, doposud striktně pasečně obhospodařované porosty je doporučován převod až přes následnou generaci (SCHÜTZ 2011). Důvodem je především nízká vitalita stromů spojená s vysoko nasazenými „mělkými“ korunami.

Z aktuálního stavu porostu je dále patrné, že nezbytné jsou cílené pěstební zásahy, které by měly reflektovat hledisko strukturní (četnost dřevin v tloušťkových stupních), zdravotní (délka koruny, vitalita dřevin) a druhové – zásah by měl směřovat především do smrku s kratšími korunami v tloušťkových stupních 30–46 cm. K umístění zásahu je rovněž možné využít exaktně zjištěná data – odstranit nepřirůstavé stromy. Jedle se na daném stanovišti jeví v porovnání se smrkem jako dřevina přirůstavější a v kontextu probíhající klimatické změny i odolnější (Obr. 2, 3).

Na stranu druhou nemohou být uvedené zásahy příliš silné. Analýza stavu přirozené obnovy na DP ukázala na bohatě rozvinutou spodní etáž, především s výškou do 50 cm, kde převyšuje smrk nad jedlí (JÍLKOVÁ 2023). Jedle se v obnově uplatňuje na místech s nižší dostupností světla. Silnější zásahy by tak vedly jednak k plošné obnově a jednak ke zvýhodnění smrku. Náhlé otevření zápoje by rovněž neprospělo potřebnému zvýšení zastoupení buku (JÍLKOVÁ 2023).

Naznačený rozpor je možné řešit selektivní ochranou vybraných jedinců jedle v přirozené obnově proti zvěři, případně úpravou druhové skladby v nárostech – na vhodných místech s vitálním zmlazením jedle i smrku lze doporučit redukci (retardaci) smrku. V případě zmiňovaného buku je možné uvažovat o jeho doplňování v místech bez přirozené obnovy (podsadby, podsíje).

Celkově lze konstatovat, že započatá přestavba (převod) je pro práci se současným porostem (etáží) na hranici realizovatelnosti. Důvodem je jednak chybějící dorost (tloušťky do cca 18 cm) způsobený pravděpodobně dřívějším hospodařením, jednak postupující klimatická změna (sucho a s tím spojené chřadnutí dřevin). Kromě výše uvedených faktorů lze slabší přírůst dřevin spojit také se stavem zdejších půd. Přestože se jedná typologicky o živná stanoviště, bohatá pokryvnost borůvky naznačuje zhoršené pedochemické vlastnosti (JÍLKOVÁ 2023). Nevyhovující stav lesních půd v lesních porostech Moravskoslezských Beskyd je přitom předmětem řady odborných a výzkumných sdělení (PECHÁČEK et al. 2023).

## ZÁVĚR

Na revíru Baraní je výměra smíšených jedlo-smrkových porostů kolem 400 ha, z čehož na porosty starší 40 let připadá pouze 260 ha (tj. cca 16 % z celého revíru). V zastoupení těchto smíšených porostů dominuje smrk nad jedlí.

Zjištěný běžný roční objemový přírůst na DP Pod Vjadačkou kolem  $6,3 \text{ m}^3$  je výrazně nižší, než byl očekáván; lépe přitom přirůstá jedle, což souvisí s její celkovou revitalizací, která se projevuje po roce 2015. Tloušťková struktura je na ploše blízka lesu pasečnému, převažují silnější stromy, naopak chybí dorost.

Přestavba zájmového porostu stejně jako porostů s obdobnou strukturou bude pěstebně náročná. Nízká vitalita dřevin je dána především dlouhodobým pasečným hospodářstvím, negativně se pravděpodobně projevuje i stav zdejších půd.

Kromě cílených zásahů do horní etáže lze doporučit také selektivní podporu jedle v přirozené obnově (ochrana proti zvěři a redukce smrku), případně umělý vnos buku.

## Poděkování

Článek vznikl díky podpoře projektu TAČR: Centrum pro krajinu a biodiverzitu „DivLand“

## LITERATURA

- Anonymous (nd.): Taxační tabulky. [Mensurational Tables.] ÚHÚL Brandýs nad Labem, VULHM Jíloviště-Strnady, platné od 1. 1. 1990.
- DOBEČKA J. (2022): Návrh přestavby chřadnoucího smrkového porostu na LS Frýdek Místek Lesy ČR s.p. Diplomová práce. LDF Mendelova univerzita v Brně, 119 s.
- BOŠELA M., LUKAC M., CASTAGNERI D., SEDMÁK R., BIBER P., CARRER M., KONÔPKA B., NOLA P., NAGEL T.A., POPA I., ROIBU C.C., SVOBODA M., TROTSIUK V., BÜNTGEN U. (2018): Contrasting effects of environmental change on the radial growth of co-occurring beech and fir trees across Europe. *Science of Total Environment*, 615: 1460–1469.
- BÜNTGEN U., TEGEL W., KAPLAN J.O., SCHAUB M., HAGEDORN F., BÜRGI M., BRÁZDIL R., HELLE G., CARRER M., HEUSSNER K.-U., HOFMANN J., KONTIC R., KYNCL T., KYNCL J., CAMARERO J.J., TINNER W., ESPER J., LIEBHOLD A. (2014): Placing unprecedented recent fir growth in a European-wide and Holocene-long context. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12: 2:100–106.
- FANTA J., PETŘÍK P. (eds.), (2021): Jiné klima – jiný les, Academia. Praha, 212 s., ISBN 978-80-200-3300-0.
- FRITTS H.C. (1976): *Tree Rings and Climate*. Academic Press, London, 567 s. ISBN 978-0-12-268450-0.
- GAZOL A., CAMARERO J.J., GUTIÉRREZ E., POPA I., ANDREU-HAYLES L., MOTTA R., NOLA P., RIBAS M., SANGÜESA-BARREDA G., URBINATIM C. (2015): Distinct effects of climate warming on populations of silver fir (*Abies alba*) across Europe. *Journal of Biogeography*, 42: 6: 1150–1162.
- HUDLIČKA L. (2023): Analýza postupu přirozené obnovy smíšeného porostu ve vybrané části LS Železná Ruda. Diplomová práce. FLD ČZU v Praze, 64 s.
- JÍLKOVÁ M. (2023): Mikrostanovištní analýza přirozené obnovy smrku a jedle na DONH Pod Vjadačkou. Diplomová práce. FLD ČZU v Praze, 61 s.
- KOŠULIČ M., (2010): Cesta k přírodě blízkému hospodářskému lesu. FSC ČR, Brno, 452 s., ISBN 978-80-254-6434-2.
- LHP (2005): *Hospodářská kniha s evidencí (2005–2014)*. Lesnická projekce Frýdek-Místek a.s.
- LHP (2015): *Hospodářská kniha s evidencí (2015–2024)*. Lesprojekt Brno a.s.
- MUSIL I., HAMERNÍK J. (2003): *Jehličnaté dřeviny*. Česká zemědělská univerzita, Praha, 177 s., ISBN 80-213-0992-X-2.ed.
- MZe (2023): *Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2022*. Ministerstvo zemědělství, Praha, 136 s., ISBN 978-80-7434-703-2.
- MŽP (2015): *Plán péče o národní přírodní rezervaci Salajka*. MŽP, Praha, 62 s.
- PECHÁČEK J., VAVŘÍČEK D., ČERMÁKOVÁ J., (2023): Acidifikace a regenerace lesních půd v České republice. *Zprávy lesnického výzkumu*, 68: 1: 15–27.
- PEŠL V. et al. (2001): *Exkurse po trase arcibiskupských lesníků v roce 1931 se zaměřením na jedlí*. LČR LS Ostravice, Ostravice, 51 s.
- PETRÁŠ R., PAJTIK J., (1991): *Sústava česko-slovenských objemových tabuliek dřevín*. *Lesnícky časopis*, 37: 1: 49–56.
- PSB (2024): *DONH Pod Vjadačkou, Projekty / Demonstrační objekty nepasečného hospodaření / Demonstrační objekty nepasečného hospodaření (DONH) založené podle metodiky z.r. 2017*. Pro Silva Bohemica, Brno. Dostupné na: <https://prosilvabohemica.cz/donh-pod-vjadackou-biskupstvi-ostravsko-opavske/>

- REMEŠ J. (2006): Transformation of even-aged spruce stands at the School Forest Enterprise Kostelec nad Černými lesy: Structure and final cutting of mature stand. *Journal of Forest Science*, 52: 4: 158–171. ISSN: 1212-4834.
- REMEŠ J. (2019): Pěstební postupy podporující obnovu a pěstování jedle bělokoré. Příspěvek ve sborníku: Jedle dřevina roku 2019. ČLS, 10. 9. 2019, 36-45, ISBN 978-80-02-02874-1
- REMEŠ J. (2022): Perspektivy pěstování jedle bělokoré v době klimatické změny. *Stará Ves u Rýmařova*, 18. 10. 2022, ČLS, s. 7–17. ISBN 978-80-02-02991-5.
- SCHÜTZ J.P. (2002): Výběrné hospodářství a jeho různé formy. *Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*, 160 s., ISBN 978-80-7458-011-6.
- TRUHLÁŘ J. (1996): Pěstování lesů v biologickém pojetí. *ŠLP Masarykův les, Křtiny*, 128 s.
- VITASSE Y., BOTTERO A., REBETEZ M., CONEDERA M., AUGUSTION S., BRANG P., TINNER W. (2019): What is the potential of silver fir to thrive under warmer and drier climate? *European Journal of Forest Research*, 138: 547–560.

## Vliv struktury porostu a formy smíšení na dendrometrické parametry stromů

*Effect of stand structure and mixing form on dendrometric parameters of trees*

MARTIN KOMÁNEK<sup>1</sup>✉, ELIŠKA ŽIŽKOVÁ<sup>1</sup>, JAKUB ČERNÝ<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Mendelova Univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav zakládání a pěstění lesů, Zemědělská 3, 613 00 Brno, ČR, ✉martin.komanek@mendelu.cz

<sup>2</sup>Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, ČR

### Abstrakt

Struktura lesních porostů má významnou roli pro kvalitativní produkci jednotlivých stromů a ekosystému jako celku. Monokultury jsou náchylnější k rozpadu než lesy smíšené se zastoupením alespoň ze dvou druhů dřevin. V České republice dochází primárně k narušení lesních ekosystémů abiotickými činiteli, nejčastěji v kombinaci snížené dostupnosti vody a větrným poškozením. Důležitými ukazateli stability ekosystému mohou být například štíhlostní kvocient, délka zelené koruny, plocha korun, vnitro – a mezidruhová kompetice, druhová bohatost nebo struktura porostního zápoje kvantifikovaná pomocí strukturních indexů. Studie byla prováděna v lokalitě Zátoň (vyšší polohy) a Křtiny (střední polohy). Na každé lokalitě se nachází plocha s monokulturou, smíšeným stejnověkým porostem a diferencovanou variantou. Minimální výměra jedné plochy byla 0,2 ha. Z výsledků je zřejmé, že nejen forma smíšení porostu hraje roli při stabilitě porostu jako celku. Včasné uvolnění cílových jedinců za účelem tvorby kvalitní koruny s ponecháním dostatečného počtu dalších jedinců v porostu může takový porost z pohledu jeho mechanické stability pouze obohatit.

**Klíčová slova:** smrk ztepilý; stabilita stromu; štíhlostní kvocient; transformace lesa; monokultura; smíšený porost

### Abstract

*The structure of forest stands plays a significant role in the qualitative production of individual trees and the ecosystem as a whole. Monocultures are more susceptible to decay than mixed forests with at least two species of trees. In the Czech Republic, forest ecosystems are primarily disrupted by abiotic factors, most often due to a combination of reduced water availability and wind damage. Important indicators of ecosystem stability include, for example, the slenderness coefficient, the length of the green crown, crown area, intra – and interspecies competition, species richness, or stand density structure quantified by structural indices. The study was conducted in the localities of Zátoň (higher altitudes) and Křtiny (medium altitudes). Each locality has an area with a monoculture, a mixed even-aged stand, and a differentiated variant. The minimum area of each plot was 0.2 hectares. The results show that not only the form of mixing in the stand plays a role in the stability of the stand as a whole. Timely release of target individuals to form a quality crown*

*while leaving a sufficient number of other individuals in the stand can only enhance the mechanical stability of such a stand.*

**Keywords:** Norway spruce; tree stability; slenderness ratio; forest transformation; structural richness; mixed stand

## ÚVOD A PROBLEMATIKA

Do současné doby byly jednoetážové a monokulturní porosty převažujícím způsobem pěstování lesa (JOHANN 2006). Smíšení porostů je pro budoucnost lesního hospodářství v měnících se podmínkách prostředí jednou z aktuálních výzev. Formování struktury lesa a změny dřevinné skladby v lesních porostech je proces pomalý a vyžaduje mnoho let. Perspektivou pro tvorbu porostních směsí jsou v kontextu globální změny klimatu jejich trvalost, udržitelnost a stabilita lesního ekosystému (JUMP, PENUELAS 2005; BOLTE et al., 2009; BRANG et al. 2014).

Z pohledu produkce mají někteří autoři preference ve smrkových monokulturách (GROSSIORD et al. 2014) a překvapivě uvádějí, že parametry jako délka koruny a štíhlostní kvocient jsou příznivější pro porosty jednoetážové než porosty strukturně bohaté (BIANCHI et al. 2020). I produkci smíšených porostů a monokultur se již zabývalo mnoho vědeckých studií a všechny označují jako produkčně silnější a stabilnější smíšené porosty (LEBOURGEOIS et al. 2013; PRETZSCH et al. 2015; PRETZSCH et al. 2020; ZELLER, PREZSCH 2019). Pěstování strukturně diferencovaných porostů představuje jedno z potenciálních řešení. Tyto porosty vykazují nejen tloušťkovou, ale i výškovou a druhovou heterogenitu, která přispívá k vyšší stabilitě a biodiverzitě, zlepšené retenční schopnosti a zvýšené rezistenci vůči škodlivým činitelům. Komplexní struktura těchto porostů umožňuje efektivnější adaptaci na klimatickou změnu a poskytuje útočiště pro širší spektrum druhů. Navíc takovéto lesní porosty podporují udržitelnost ekosystému (PUKKALA 2015; JACTEL et al. 2017; MOHR et al. 2024).

Struktura lesa přímo ovlivňuje dendrometrické parametry stromů. Důležitou charakteristikou je například délka živé koruny, která může popisovat fotosyntetický potenciál (SPRINZ, BURKHART 1987) a vitalitu stromu (SHARMA et al. 2018). Délka živé koruny jedince je rovněž ukazatelem konkurenčních vztahů z minulých let, kdy stromy ve vysoké kompetici mají kratší koruny než stromy pěstované v rozvolněném zápoji s uvolněnými korunami (HASENAUER, MONSERUD 1996). Diferenciace stromového patra z jednoetážového prostu na víceetážový porost vede nejen k větší variabilitě tloušťkového a výškového patra, ale má i přímý vliv na dendrometrické parametry jednotlivých stromů (LEI et al. 2009). Vliv vnitrodruhové a mezidruhové kompetice na dendrometrické parametry stromu potvrzuje i HARI (1985). Ve smíšených porostech mohou stromy projevit schopnost se aklimatizovat například na větší nedostatek dopadajícího slunečního záření a znemožnit konkurentům přístup ke zdrojům živin (PRETZSCH 2009).

Cílem předloženého příspěvku je zjištění vlivu smíšení porostů na dendrometrické parametry smrku ztepilého (*Picea abies* L., Karst.). Hypotéza, kterou jsme stanovili, byla, že zvyšující se diference lesních porostů má pozitivní efekt na stabilitu (štíhlostní kvocient) a délku koruny stromů.

## MATERIÁL A METODIKA

Studované porosty se nacházejí v majetku Školního lesního podniku Masarykův les Křtiny (dále jen Křtiny) a Lesní správy Zátoň, Lesy České republiky (dále jen Zátoň). Křtiny lze charakterizovat podle Quittovy klasifikace jako oblast MT7 s počtem 140–160 dní s průměrnou teplotou nad 10 °C, s počtem 100–120 dní se srážkami nad 1 mm a sumou srážek ve vegetačním období 400–450 mm (KVĚTOŇ 2011). Nadmořská výška sledovaných ploch Křtiny je 430–500 m n. m. Zátoň spadají do oblasti CH7 s počtem 120–140 dní s průměrnou teplotou nad 10 °C, s počtem 120–130 dní se srážkami nad 1 mm a sumou srážek ve vegetačním období 500–600 mm (KVĚTOŇ 2011). Nadmořská výška sledovaných ploch Zátoň je 960–1010 m n. m.

Na obou lokalitách můžeme popsat pěstování smrku ztepilého ve třech typech smíšení. Monokultury, jenž mají plně zakmenění jako standardní jednoetážové porosty, které byly vychovávány standardními výchovnými zásahy, kde byly výchovy prováděny podúrovňovými zásahy, (SLODIČÁK, NOVÁK 2007). Smíšené porosty lze charakterizovat jako porosty individuálně až skupinkovitě smíšené s výchovou porostu pozitivními zásahy s podporou kvalitních jedinců ve směsi. Porost s výběrnou strukturou se nachází v lokalitě Křtiny na lesnickém úseku Klepačov, který je v převodu na les výběrný a jehož převod trvá souvisle od 70. let 20. století. Výchovné zásahy jsou zde prováděny jakostním výběrem v horní etáži a v kombinaci pozitivních a negativních zásahů ve střední etáži. Na lokalitě Zátoň je výběrná struktura na počátku diferenciacie, kdy se pozvolna vytvořilo patro podrostu ve fázi nárůstu až mlaziny a horní stromové patro je v rozvolněném zápoji. To, jak je patrné i v příspěvku, je s absencí střední etáže.

**Tab. 1:** Charakteristika lesních porostů na lokalitě Křtiny a Zátoň.

**Tab. 1:** *Characteristics of the studied forest stands at Křtiny and Zátoň.*

Křtiny	Monokultura <sup>1</sup>	Smíšený les <sup>2</sup>	Výběrný les <sup>3</sup>
Přírodní lesní oblast <sup>4</sup>	30	30	30
Soubor lesních typů <sup>5</sup>	45	4B	3S
Hospodářský soubor <sup>6</sup>	45	45	45
Věk porostu <sup>7</sup>	99	92	1–140
Objem porostu [m <sup>3</sup> ·ha <sup>-1</sup> ] <sup>8</sup>	583	462	306
Kruhová základna [m <sup>2</sup> ·ha <sup>-1</sup> ] <sup>9</sup>	55,6	40,7	31,8
Počet stromů [n·ha <sup>-1</sup> ] <sup>10</sup>	375	504	667
Zastoupení dřevin [%] <sup>11</sup>	SM 100	BK 55, SM 45	SM 50, JD 45, BK10
Zátoň	Monokultura <sup>1</sup>	Smíšený les <sup>2</sup>	Výběrný les <sup>3</sup>
Přírodní lesní oblast <sup>4</sup>	13	13	13
Soubor lesních typů <sup>5</sup>	6K	6K	6K
Hospodářský soubor <sup>6</sup>	53	53	53
Věk porostu <sup>7</sup>	120	120	120
Objem porostu [m <sup>3</sup> ·ha <sup>-1</sup> ] <sup>8</sup>	580	437	371
Kruhová základna [m <sup>2</sup> ·ha <sup>-1</sup> ] <sup>9</sup>	44,5	36,9	35,8
Počet stromů [n·ha <sup>-1</sup> ] <sup>10</sup>	305	320	368
Zastoupení dřevin [%] <sup>11</sup>	SM 100	SM 60, BK 40	SM 85, BO 15

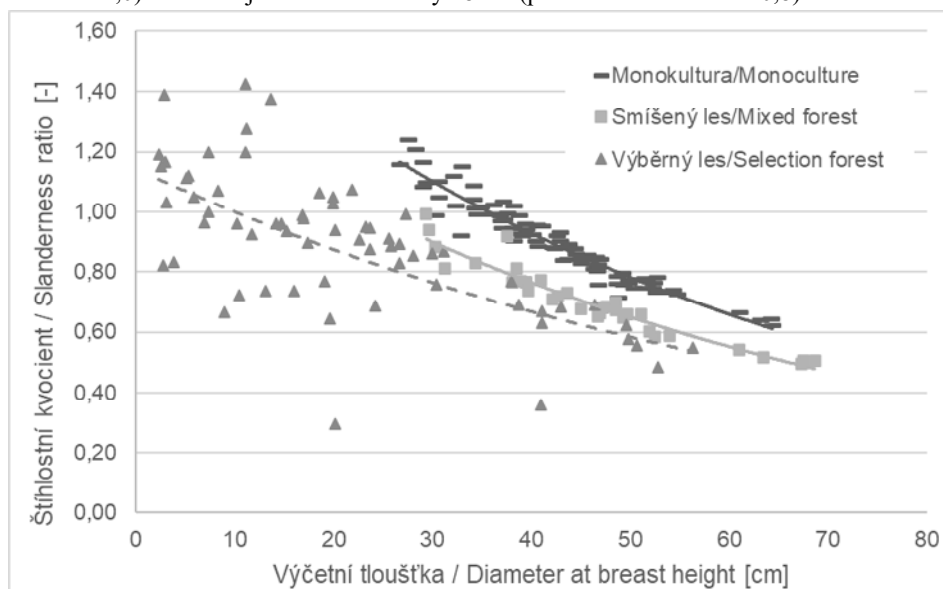
<sup>1</sup>monoculture, <sup>2</sup>mixed forest, <sup>3</sup>uneven-aged forest, <sup>4</sup>natural forest region, <sup>5</sup>set of forest type, <sup>6</sup>management set of stands, <sup>7</sup>stand age, <sup>8</sup>stand volume, <sup>9</sup>stand basal area, <sup>10</sup>stand number of trees, <sup>11</sup>species composition



V každé výše zmíněné lokalitě byly nalezeny 3 formy smíšené smrku, monokultura, individuální smíšený stejnověkého porostu a nerovnoměrné smíšení v porostu s výběrnou strukturou. Pro každou lokalitu vnikla plocha se strukturou monokultury, smíšeného porostu a výběrného lesa. Celkově tedy v tomto příspěvku analyzujeme a porovnááme 6 ploch o minimálním rozměru  $40 \times 50$  m čtvercového a obdélníkového tvaru. Na všech výzkumných plochách byly v roce 2022 inventarizováni všichni jedinci přítomní na ploše, kde u každého byla měřena jejich výčetní tloušťka (cm), výška (m), délka živé koruny (m), korunová projekce ve čtyřech kardinálních směrech (m) s přesností na 1 desetinné místo. Dále byly měřeny pozice stromů, které byly změřeny pomocí sestavy Field-Map (IFER, ČR) ve standardní kartézské soustavě, která má jednotku metr s přesností na 3 desetinná místa. Štíhlostní kvocient byl vypočítán jako poměr výšky stromu a výčetní tloušťky stromu. Délka živé koruny byla stanovena jako rozdíl mezi výškou stromu a výškou kmene bez zelených větví (BIANCHI et al. 2020). Pro účel tohoto příspěvku byly použity parametry týkající se pouze smrku ztepilého. Taxační charakteristiky porostů jsou shrnuty v Tab. 1.

## VÝSLEDKY

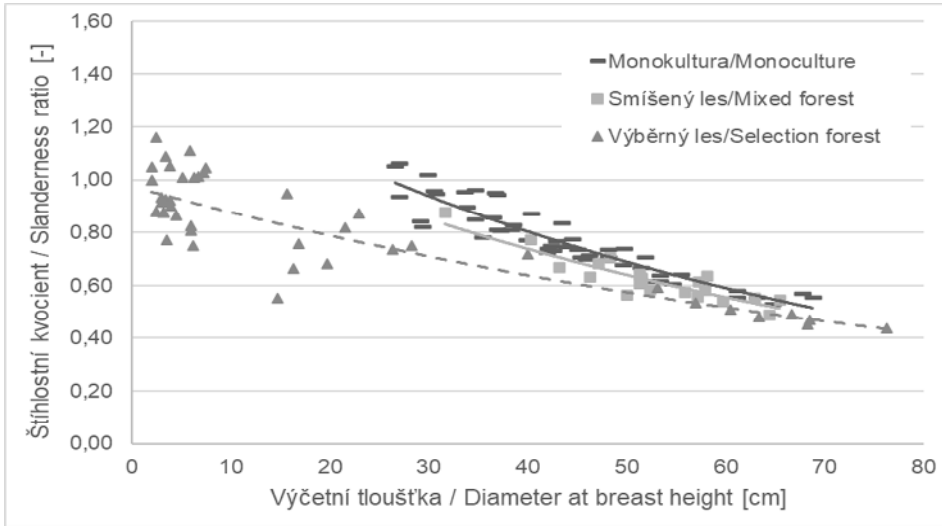
Na Obr. 1 je uveden vztah štíhlostního kvocientu a výčetní tloušťky jednotlivých stromů pro lokalitu Křtiny. Monokultura ve srovnání s diferencovanými formami smíšení vykazuje poměrově hraniční jedince až při tloušťkách od 35 cm (štíhlostní kvocient 1,0) a stabilní při tloušťce od 48 cm (hodnota 0,8). Ve stejnověkém smíšeném porostu odpovídá hodnota štíhlostního kvocientu 0,8 výčetním tloušťkám 40 cm. Hodnota štíhlostního kvocientu výběrného lesa naopak vykazuje poměrově hraniční jedince již od tloušťky 10 cm (štíhlostní kvocient 1,0) a stabilní jedince od tloušťky 28 cm (pro štíhlostní kvocient 0,8).



**Obr. 1:** Efekt způsobu smíšení dřevin na štíhlostní kvocient na výzkumných plochách Křtiny.

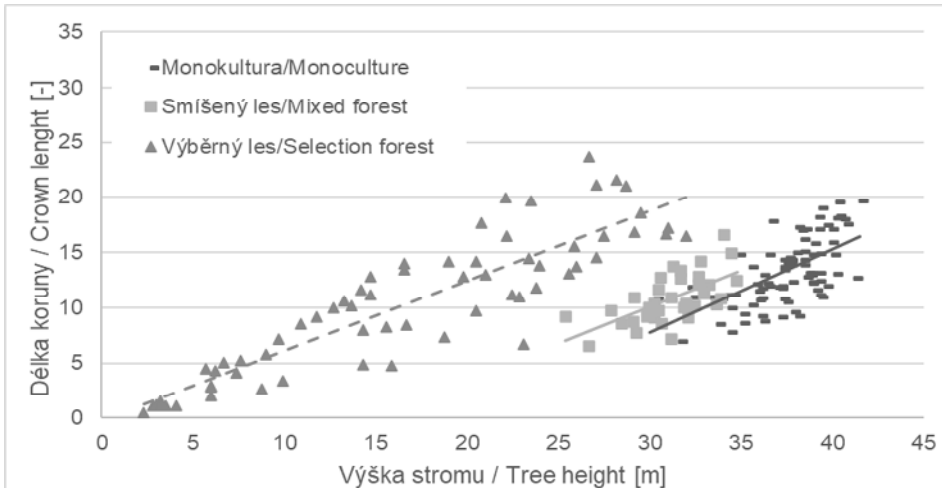
**Fig. 1:** Effect of tree mixing on slenderness ratio at Křtiny research plots.

Na Obr. 2 je zřejmý obdobný trend jako na Obr. 1. Menší rozdíly lze pozorovat mezi stejnověkým smíšeným lesem a monokulturou, což může být způsobeno především způsobem pěstování ve vyšších polohách, kdy je porost obecně pěstován v řídkém sponu než v polohách středních. I když porosty vyšších poloh v tomto případě nejeví z pohledu štíhlostního kvocientu náznaky nestability, lze vidět, že hodnota štíhlostního kvocientu 0,8 odpovídá menší výčetní tloušťce (18 cm) než u lesa smíšeného (35 cm). U výběrného lesa i přes absenci střední etáže lze pozorovat příznivější trend stability smrku pro tento způsob hospodaření.



**Obr. 2:** Efekt způsobu smíšení dřevin na štíhlostní kvocient na lokalitě Zátoň.

**Fig. 2:** Effect of tree mixing on slenderness ratio at Zátoň research plots.

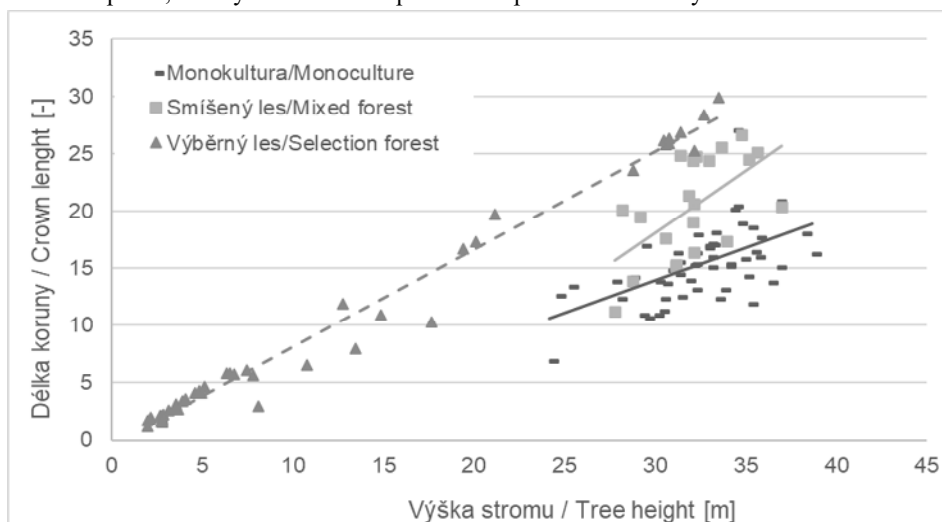


**Obr. 3:** Efekt způsobu smíšení dřevin na délku živé koruny na lokalitě Křtiny.

**Fig. 3:** Effect of tree mixing on live crown length at Křtiny research plots.

Na obr. 3 lze vidět délku koruny v závislosti na výšce stromu pro lokalitu Křtiny. Výběrný les má z pohledu hloubky zavětvení nejdelší živou korunu ve vztahu výšky jedince. Již při 13 m dosahuje délky živé koruny stejných hodnot jako 26 m vysoké stromy smíšeného porostu a 30 m vysoké stromy v monokultuře. Při pěstování lesa ve struktuře blízké se výběrnému lesu je horní výška (31 m) nižší než u smíšených (35 m) nebo monokulturních (42 m) porostů.

Obr. 4 zobrazuje podobný trend jako Obr. 3. Ačkoliv je výška jedinců ve výběrném lese téměř 35 m, délka živé koruny je v tomto porostu podstatně vyšší než ve středních polohách na lokalitě Křtiny. Ve smíšeném porostu lze vidět hodnoty délky živých korun ve srovnání s monokulturou vyšší. Tento jev je zcela nepochybně způsoben stejně jako na Obr. 3 lepším využitím korunového prostoru kombinací dřevin listnatých s elipsovitou korunou (buk) a jehličnatých s kuželovitou korunou (smrk). Důvodem výskytu delších korun ve vyšších polohách na rozdíl od středních až nižších poloh, je nejen v nadmořské výšce stanoviště, ale i ve výchovných zásadách a ve způsobu zakládání těchto porostů. Porosty vyšších poloh jsou zakládány s nižším počtem jedinců a smrk je tedy v řidším sponu. Vzhledem k řidšímu sponu má smrk možnost držet delší korunový aparát po celou dobu růstu na rozdíl od porostů středních poloh, kde byla tato dřevina pěstována spíše z ekonomických důvodů.



**Obr. 4:** Efekt způsobu smíšení dřevin na délku koruny na lokalitě Zátoň.

**Fig. 4:** Effect of tree mixing on live crown length at Zátoň research plots.

## DISKUSE

Z pohledu kvantitativní i kvalitativní produkce budou i do budoucna smrkové monokultury jedny z nejlépe produkujících způsobů hospodaření (GROSSIORD et al. 2014), což dokazuje i objemová produkce našich porostů (Tab. 1). Z hlediska objemové produkce budou velmi dobře sekundovat porosty smrku smíšené s dalšími druhy, ačkoliv mnozí autoři uvádějí pěstování druhově bohatých lesů jako produkčně nejvýhodnější (LEBOURGEOIS et al. 2013; PRETZSCH et al. 2015; PRETZSCH et al. 2020; ZELLER, PREZSCH 2019).

U porostů ve výběrných strukturách na sledovaných lokalitách Křtiny (střední polohy) a Zátoň (vyšší polohy) záleží především na délce převodu na výběrnou strukturu. Po 50 letech

pěstování s cílem porost diferencovat a vytvořit strukturně bohatý až výběrný les se efekt zásahů projevil na štíhlostním kvocientu (Obr. 1) i na délce koruny (Obr. 3). Tyto výsledky jsou zcela v rozporu se studií, kterou publikoval BIANCHI et al. (2020), který zjistil, že i s vývojem času mají stromy v převodu na lesy trvale tvořivé kratší koruny než klasické jednoetážové porosty. Ve zmíněné studii (BIANCHI et al. 2020) uvádějí poněkud zkrslující informace především z porostů velmi mladých, což dokládají v článku i dendrometrické parametry stromů a porostu (počet stromů na 1 ha, střední výška výčetní tloušťka atd.). Tato studie nemá zcela průkazně definovanou tloušťkovou nebo výškovou strukturu lesa.

Z výsledků předložené studie (Obr. 1–4) lze rovněž vidět, že u porostů v převodech na výběrnou strukturu je i vyšší variabilita tloušťek a výšek jedinců smrku, což podporuje i studie LEI et al. (2009), kteří studovali diferencované lesní porosty smrku v Kanadě. U strukturně bohaté až výběrné struktury ve vyšších polohách (Zátoň) lze pozorovat absenci smrku ve střední etáži, jelikož se jedná o počáteční fázi diferenciací porostu. Obecně můžeme vidět, že všechny porosty mají ve vyšších polohách hlubší zavětvení. Délka živých korun je ve vyšších polohách větší a porosty jsou obecně ve srovnání variant mezi vyššími a nižšími polohami stabilnější.

## ZÁVĚR

Struktura lesních porostů má kardinální dopad na dendrometrické parametry stromů. Pěstování lesa s cílem vytváření postupně strukturně bohatšího smíšené jedinců vede k hlubšímu zavětvení a vyšší stabilitě jedinců. Monokultura ve středních polohách vykazuje jisté znaky lability. Štíhlostní kvocient pod 0,8 můžeme vidět od tloušťky 48 cm, což je ve srovnání se smíšeným porostem (40 cm) nepatrný rozdíl, ale s porostem ve výběrné struktuře (28 cm) se už jedná o výrazný rozdíl (Obr. 1). Tyto skutečnosti odráží i Obr. 3, na kterém můžeme vidět, že porost v monokultuře dosahují délky živé koruny 10 m při výšce 33,5 m, zatímco ve smíšeném porostu pouze 29,1 m a v porostu s výběrnou strukturou již při výšce 15,7 m. Obdobné výsledky můžeme vidět i v porostech vyšších poloh (Obr. 2), kdy štíhlostní kvocient monokultury pro hodnotu 0,8 pozorujeme u výčetní tloušťky 40 cm, u porostu smíšeného 35 cm a u porostu s výběrnou strukturou 18 cm. I s ohledem na délku koruny, chovají se tyto porosty podobně jako porosty ve středních polohách (Obr. 4). To má samozřejmě dopad i na kvalitativní produkci, která je ve výběrných lesích nižší než v klasickém způsobu hospodaření jednoetážových porostů (monokultury a jednoetážové smíšené porosty). Velké množství biomasy si stromy ve strukturně bohatých porostech uchovávají v koruně, kterou lze efektivně využít stejně jak pro výrobu energetické štěpky, tak pro ukládání uhlíku do půdy. Limity takovéto studie je velmi nízká míra možné replikace. V České republice lze tyto výsledky porovnávat v rámci porostů struktur výběrného lesa pouze s dalšími výběrnými lesy při srovnatelných geografických podmínkách. Ty jsou kromě lesního úseku Klepačov pouze na Lesním závodu Konopiště, kde se nachází demonstrační objekt Klokočná. V České republice prakticky nelze najít podobné objekty, kde probíhá transformace lesních porostů aktivním způsobem.

### Dedikace, poděkování

Tento příspěvek byl financován z projektu TAČR TQ03000107 *Bohatě strukturované smíšené porosty jako klíčová forma adaptace lesního hospodářství na probíhající změny klimatu.*

**LITERATURA**

- BIANCHI S., SHPILEHTO J., HYNYNEN J. (2020): How structural diversity affects Norway spruce crown characteristics. *Forest Ecology and Management*, 461: 117932. doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117932
- BOLTE, A., et al. (2009): Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24(6), 473–482. https://doi.org/10.1080/02827580903418224
- BRANG P., SPATHELF P., BO LARSEN J., BAUHUS J., BONCČINA A., CHAUVIN C., DRÖSSLER L., GARCÍA-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: An International Journal of Forest Research*, Volume 87, Issue 4, Pages 492–503, https://doi.org/10.1093/forestry/cpu018
- HARI P. (1985): Theoretical aspects of eco-physiological research. In: Tigerstedt P.M.A., Puttonen P., Koski V. (eds.): *Crop physiology of forest trees*. Helsinki Univ Press, Helsinki, 336 s., s. 21–30.
- GROSSIORD CH., GRANIER A., GESSLER A., POLLASTRINI M., BONAL D. (2014): The influence of tree species mixture on ecosystem-level carbon accumulation and water use in a mixed boreal plantation. *Forest Ecology and Management*, 298: 82–92. doi: 10.1016/j.foreco.2013.03.001
- HASENAUER H., MONSERUD R.A. (1996): A crown ratio model for Austrian forests. *Forest Ecology and Management*, 84: 1–3: 49–60.
- JACTEL H. et al. (2017): Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Current Forestry Reports*, 3: 3, 223–243.
- JOHANN E. (2006): Historical development of nature-based forestry in Central Europe. *Nature-based forestry in Central Europe. Alternatives to industrial forestry and strict preservation*, s. 1–18.
- JUMP A.S., PEÑUELAS J. (2005): Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters*, 8: 9: 1010–1020.
- KVĚTOŇ V. (2011): *Klimatické oblasti Česka: klasifikace podle Quitta za období 1961–2000*. Univerzita Palackého, Olomouc. M.A.P.S. (Maps and Atlas Product Series), 3. ISBN 978-80-86690-89-6.
- LEBOURGEOIS F., GOMEZ N., PINTO P., MÉRIAN P. (2013): Mixed stands reduce *Abies alba* tree-ring sensitivity to summer drought in the Vosges mountains, western Europe. *Forest Ecology and Management* 303: 61–71. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.04.003
- LEI X., WANG W., PENG C. (2009): Relationships between stand growth and structural diversity in spruce-dominated forests in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 39: 10: 1835–1847. doi:10.1139/X09-089
- MOHR J., THOM D., HASENAUER H., SEIDL R. (2024): Are uneven-aged forests in Central Europe less affected by natural disturbances than even-aged forests? *Forest Ecology and Management*, 559: 121816.
- PRETZSCH H. (2009): *Forest dynamics, growth, and yield* (Vol. 684). Springer, Berlin.
- PRETZSCH H. et al. (2015): Growth and yield of mixed versus pure stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) analysed along a productivity gradient through Europe. *European Journal of Forest Research*, 134: 927–947. DOI: 10.1007/s10342-015-0900-4

- PRETZSCH H. et al. (2020): Stand growth and structure of mixed-species and monospecific stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Q. robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) analysed along a productivity gradient through Europe. *European Journal of Forest Research*, 139: 349–367. DOI: 10.1017/s10342-019-01233-y
- PUKKALA T. (2016). Plenterwald, Dauerwald, or clearcut? *Forest Policy and Economics*, 62: 125–134.
- SHARMA R.P., VACEK Z., VACEK S. (2018): Generalized nonlinear mixed-effects individual tree crown ratio models for Norway spruce and European beech. *Forests*, 9: 9: 555. DOI:10.3390/f9090555
- SLODIČÁK M., NOVÁK J. (2007): Výchova lesních porostů hlavních hospodářských dřevin. *Strnady, Lesnický průvodce* 4/2007, 46 s.
- SPRINZ P.T., BURKHART H.E. (1987): Relationships between tree crown, stem, and stand characteristics in unthinned loblolly pine plantations. *Canadian Journal of Forest Research*, 17: 6: 534–538.
- ZELLER L., PRETZSCH H. (2019): Effect of forest structure on stand productivity in Central European forests depends on developmental stage and tree species diversity. *Forest Ecology and Management*, 434: 193–204. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.12.024

## Štruktúrna variabilita vysokohorských smrekových lesov: typy štruktúr a ich vplyv na stabilitu porastov

*Structural variability of alpine spruce forests: structural types  
and their influence on stand stability*

STANISLAV KUCBEL<sup>1</sup>, JAROSLAV VENCURIK<sup>1</sup>, SAMUEL KORÓNY<sup>2</sup>,  
VERONIKA DEÁKOVÁ<sup>3</sup>, LADISLAV ŠUMICHRAS<sup>1</sup>, ZUZANA PAROBEKOVÁ<sup>1</sup>✉

<sup>1</sup>Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra pestovania lesa, T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, SR ✉parobekova@tuzvo.sk

<sup>2</sup>Univerzita Mateja Bela, Ekonomická fakulta, Výskumné a inovačné centrum, Tajovského 10, 975 90 Banská Bystrica, SK

<sup>3</sup>Technická univerzita vo Zvolene, Ústav cudzích jazykov, T. G. Masaryka 24, 960 001 Zvolen, SK

### Abstrakt

V tomto príspevku sme podrobne analyzovali štruktúrne diferencovaný prírodný vysokohorský smrekový les na extrémnom pôdnom stanovišti, pričom sme sa zamerali predovšetkým na otázky i) aká je priestorová variabilita štruktúry a rozsah jednotlivých štruktúrnych charakteristík a ii) ako ovplyvňuje štruktúra porastu jeho stabilitu. Pre zovšeobecnenie porastových štruktúr bolo 31 kruhových trvalých výskumných plôch (400 m<sup>2</sup>) zatriedených do štruktúrnych typov, ktoré boli vytvorené pomocou hierarchickej zhlukovej analýzy. Vstupnými údajmi pre zhlukovú analýzu boli: početnosť stromov, kruhová základňa, zásoba porastu, celkový zápoj, plošné podiely hornej, strednej a dolnej vrstvy na zápoji, index agregácie, Giniho koeficient a koeficient homogenity. Zhluková analýza identifikovala 8 štruktúrnych typov. Textúra lesa bola až na 71 % tvorená viac menej diferencovanými typmi štruktúr, ktoré dokážu účinne eliminovať disturbance väčšieho rozsahu, čo potvrdzuje aj relatívne nízky objem nekromasy (18 % zásoby porastu).

**Kľúčové slová:** *Picea abies*; zhluková analýza; priestorová variabilita

### Abstract

*In this paper, we have analysed in detail a structurally differentiated natural alpine spruce forest on an extreme soil habitat, focusing on the questions i) how the spatial variability of the structure and the extent of the individual structural characteristics is, and ii) how does stand structure affect stand stability. To generalise stand structure, 31 circular permanent research plots (400 m<sup>2</sup>) were classified into structural types using hierarchical cluster analysis. Input data for the cluster analysis were stem density, basal area, growing stock, crown projection, area proportions of the upper, middle and lower layers on crown projection, aggregation index, Gini coefficient and homogeneity coefficient. Cluster analysis identified 8 structure types. Up to 71% of the forest texture was composed of differentiated structural types, which can effectively eliminate large-scale*

*disturbances, as confirmed by the relatively low volume of necromass (18% of the growing stock).*

**Keywords:** *Picea abies; cluster analysis; spatial variability*

## Úvod

Management pôdochranných vysokohorských smrekových lesov vyžaduje vzhľadom na ich nízku ekonomickú efektívnosť definovanie tzv. minimálnych pestovných opatrení schopných vybudovať a trvalo udržiavať funkčné porastové štruktúry. Voľba konkrétnych postupov hospodárenia musí pritom vychádzať z poznania prirodzene prebiehajúcich procesov, špecifických pre daný ekosystém. Nevyhnutným sa preto javí výskum štruktúry a vývojovej dynamiky prírodných vysokohorských lesov (BRANG 2005; FRANKLIN et al. 2007), zvlášť identifikácia tých znakov štruktúry, ktoré sú dôležité pre plnenie mimoprodukčných funkcií (BLASI 2010).

K typickým znakom vývojovej dynamiky väčšiny smrekových prírodných lesov patrí tendencia k vytváraniu málo stabilných jednovrstvových porastov s horizontálnym zápojom počas relatívne dlhého úseku životného cyklu (KORPEL 1989; MAYER, OTT 1991; SCHMIDT-VOGT 1991; LEIBUNDGUT 1993; BERRETTI et al. 2004). Takzvané štádium optima (sensu KORPEL 1989) je dôsledkom kombinácie vysokého fyzického veku smreka (300–350 rokov) a jeho schopnosti žiť 150–200 rokov dlhšie, ako trvá jeho výškový rast (KORPEL 1980; SCHMIDT-VOGT 1991). Napriek značnej vekovej variabilite stromov nedochádza zvyčajne v žiadnej fáze prirodzeného vývoja porastu k vytvoreniu výrazne diferencovanej, skupinove výberkovej štruktúry, ktorá je v pôdochranných vysokohorských lesoch považovaná za optimálnu (WASSER, FREHNER 1996; OTT et al. 1997). Vplyvom homogenizácie štruktúry sú smrekové prírodné lesy náchylné na katastrofálny priebeh rozpadu, najmä pôsobením vetra (KORPEL 1989; HOLEKSA et al. 2007; ZIELONKA, MALCHER 2009; SVOBODA et al. 2010, 2012; ZIELONKA et al. 2010; ČADA et al. 2013). Diferencované, a tým aj stabilnejšie štruktúry sa preto prirodzene vytvárajú len na extrémnych stanovištiach, kde vznik typického štádia optima pomiestne obmedzujú predovšetkým nepriaznivé pôdne pomery (KORPEL 1980; MAYER, OTT 1991; SCHMIDT-VOGT 1991; OTT et al. 1997). Často sa jedná o plytké, extrémne kyslé (pH 3–4,5), dystrofické a živinovo chudobné rankrové pôdy s vysokým obsahom skeletu, ktoré sa nachádzajú na kremitých horninách chudobných na karbonáty (BLUME et al. 2010; LEITGEB et al. 2013).

Pretože pestovné usmerňovanie vysokohorských pôdochranných lesov sleduje primárne cieľ zvýšenia ich stability prostredníctvom vytvárania a podpory diferencovaných štruktúr bolo potrebné získať relevantné empirické údaje o tomto relatívne zriedkavom type štruktúry. Za týmto účelom bol vybraný a podrobne analyzovaný štruktúrne diferencovaný prírodný vysokohorský smrekový les na extrémnom pôdnom stanovišti. Pre definovanie zásad pestovnej starostlivosti o vysokohorské pôdochranné lesy v tomto regióne bolo potrebné zodpovedať predovšetkým otázky i) aká je priestorová variabilita štruktúry a rozsah jednotlivých štruktúrnych charakteristík a ii) ako ovplyvňuje štruktúra porastu jeho stabilitu.



## MATERIÁL A METODIKA

### Charakteristika lokality

Skúmaný ochranný les s výmerou 24,2 ha sa nachádza v západnej časti národného parku Nízke Tatry (48°52'N, 19°18'E), v nadmorskej výške 1160–1480 m. Je situovaný na západnom svahu masívu Prašivá (1651 m n. m.) s priemerným sklonom 70 %. Klíma tejto oblasti patrí k chladnému vlhkému klimatickému regiónu s priemernou ročnou teplotou 3–4 °C a priemerným ročným úhrnom zrážok 1200–1300 mm (MINĎÁŠ, ŠKVARENINA 1997). Geologický podklad je tvorený prevažne kremíťým materiálom, na ktorom sa vyvinula rankrová pôda s výrazným zastúpením skeletu (>50 %; KUCBEL 2014). Materská hornina vystupuje pomiestne na povrch. V drevinovom zložení porastu dominuje smrek (*Picea abies* [L.] Karst.), ojedinele sa vyskytuje jarabina vtáčia (*Sorbus aucuparia* L.) a borovica horská (*Pinus mugo* Turra). Porastová štruktúra je v dôsledku výrazných mikrostanovištných rozdielov spôsobených prítomnosťou rankrovej pôdy viac-menej diferencovaná.

### Zber dát a analýzy

V skúmanom poraste bolo v pravidelnej štvorcovej sieti 56 × 56 m založených 31 trvalých kruhových výskumných plôch (TVP), každá s výmerou 400 m<sup>2</sup> (polomer 11,3 m). Na TVP sa evidovali všetky živé a odumreté stojace stromy s výškou nad >1,3 m, a tiež ležanina s hrúbkou na tenšom konci >8 cm. Pre stojace stromy sa zaznamenával druh dreviny, hrúbka vo výške 1,3 m (dbh), výška a status (žijúci alebo mŕtvy), pri živých stromoch navyše aj výška nasadenia a parametre priemetu koruny v štyroch na seba kolmých smeroch. Pozície stojacich stromov boli zamerané prostredníctvom technológie FieldMap (IFER – Monitoring and Mapping Solutions, Ltd.). Pre ležaninu boli zisťované hrúbky na oboch koncoch a celková dĺžka.

Pre výpočet objemu stojacich stromov boli použité dvojparametrické (dbh, výška) rovnice (PETRÁŠ, PAJTIK 1991). Objem zlomených stojacich stromov bol vypočítaný podľa Huberovho vzorca a objem ležiacich odumretých stromov podľa Smalianovho vzorca (ŠMELKO 2000). Pre posúdenie mechanickej stability živých stromov boli vypočítané hodnoty ich štíhlostného koeficientu (výška/dbh) a podielu koruny z výšky stromu. Celkový zápoj bol počítaný ako podiel plochy zaclonenej korunami stromov a plochy TVP a vyhodnocoval sa aj podiel jednotlivých vrstiev na zápoji. Do troch výškových vrstiev (dolnej, strednej a hornej), ktoré tvorili tretiny hornej výšky porastu (priemerná výška 10 % najhrubších stromov; ŠMELKO 2000), boli živé stromy zatriedené na základe ich výšky.

Pre podrobnejšie analýzy štruktúry boli používané aj porastové indexy. Index agregácie popisuje charakter priestorového rozdelenia stromov na ploche porastu (CLARK, EVANS 1954). Hodnoty indexu sa pohybujú v rozpätí 0 (stromy sústredené v jednom bode) až 2.1 (pravidelné rozmiestnenie stromov). Na vylúčenie vplyvu okrajového efektu bol pri výpočte indexu agregácie použitý algoritmus s korektúrou podľa DONNELLYHO (1978). Index agregácie bol vypočítaný pomocou softwaru BWINPro 6.22.

Giniho koeficient popisuje vertikálnu štruktúru porastu (DIXON et al. 1987). Variačné rozpätie hodnôt koeficientu sa pohybuje od 0 (max. výšková rovnomernosť) do 1 (max. výšková nerovnomernosť). Giniho koeficient bol vypočítaný pomocou softwaru TSTRAT.

Koeficient homogenity vyjadruje vzťah medzi početnosťou stromov a ich zásobou v hrúbkových triedach (CAMINO 1976). Jeho hodnoty sú v interval 1 až nekonečno. Porasty s homogénnou štruktúrou vykazujú vyššie hodnoty koeficientu homogenity.

Pre zovšeobecnenie porastových štruktúr boli jednotlivé TVP zatriedené do štruktúrnych typov. Štruktúrne typy boli vytvorené pomocou hierarchickej zhlukovej analýzy, konkrétne Wardovou zhlukovacou metódou s použitím euklidovských vzdialeností. Vstupnými údajmi pre zhlukovú analýzu boli: početnosť stromov, kruhová základňa, zásoba porastu, celkový zápoj, plošné podiely hornej, strednej a dolnej vrstvy (plocha zaclonená korunami stromov danej vrstvy/celková clonená plocha na TVP), index agregácie, Giniho koeficient a koeficient homogenity. Pri porovnávaní jednotlivých štruktúrnych typov boli rozdiely v hodnotách premenných testované pomocou neparametrického Kruskal-Wallisovho H-testu. Výsledný počet zhlukov bol interpretovaný, pomenovaný a označený veľkým písmenom:

- A – výrazne homogénna štruktúra,
- B – homogénna štruktúra s prerušeným zápojom,
- C – čiastočne diferencovaná štruktúra,
- D – typická diferencovaná štruktúra,
- E – hlúčikovitá štruktúra,
- F – dvojvrstvová štruktúra s dominantnou strednou vrstvou,
- G – dvojvrstvová štruktúra s dominantnou dolnou vrstvou,
- H – holina s ojedinelými zvyškami porastu.

## VÝSLEDKY

### Porastové charakteristiky a štruktúrne typy

V skúmanom poraste bol zistený priemerný počet živých stromov  $750 \pm 102 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$  (priemer  $\pm$  SE), kruhová základňa  $34 \pm 2 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  a zásoba  $314 \pm 28 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  (Tab. 1). Rozdelenie hrúbkových početností porastu najlepšie vystihuje obrátene sigmoidná funkcia (Obr. 1). Dominantnou drevinou v poraste bol smrek (95,1 % z počtu stromov, resp. 98,9 % zo zásoby porastu), ojedinele sa vyskytovala tiež jarabina (4,9 % z počtu stromov, resp. 1 % zo zásoby porastu). Ležiace ( $36 \pm 6 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ) a stojace odumreté stromy ( $22 \pm 5 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ) tvorili len 11 %, resp. 7 % zo zásoby porastu.

Zhluková analýza identifikovala 8 štruktúrnych typov (A–H; Obr. 2). Homogénne štruktúry (štruktúrne typy A a B) tvorili len 26 % plochy porastu. Ich určujúcimi znakmi boli hlavne nižší počet stromov ( $<460 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) a nízky Giniho koeficient ( $<0,2$ ), a naopak vyššia zásoba porastu ( $>420 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ), vyšší podiel hornej vrstvy na clonenej ploche ( $>90$  %) a vysoký koeficient homogenity ( $>2,4$ ). Až 71 % plochy porastu tvorili viac menej diferencované štruktúry (štruktúrne typy C až G), ktoré sa vyznačovali predovšetkým vysokým počtom stromov ( $>590 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) a Giniho koeficientom ( $>0,3$ ), nízkou porastovou zásobou ( $<400 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ), malým podielom hornej vrstvy na clonenej ploche ( $<75$  %) a koeficientom homogenity ( $<2,3$ ; tab. 1). Osobitný prípad predstavoval štruktúrny typ H – holina s ojedinelými zvyškami porastu (3 % plochy porastu).

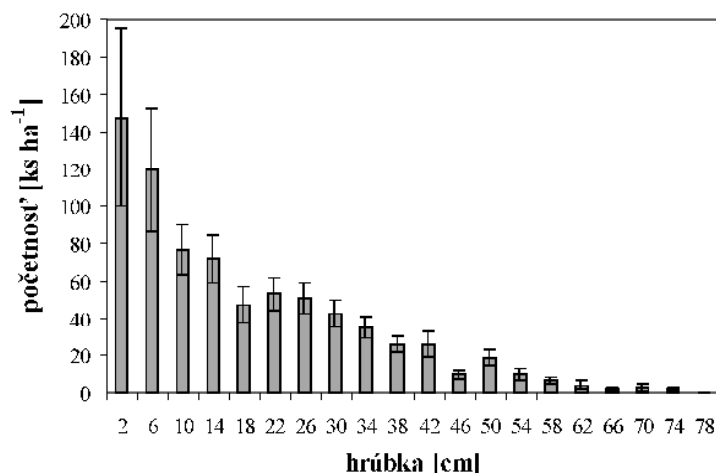
**Tab. 1:** Základné porastové charakteristiky jednotlivých typov štruktúr a celého porastu. Hodnoty štandardných chýb sú uvedené v zátvorkách.

**Tab. 1:** Basic stand characteristics of individual structure types and the whole stand. Standard error are given in brackets.

Štruktúral- ne typy <sup>1</sup>	Hustota porastu <sup>2</sup>	Kruhová základňa <sup>3</sup>	Zásoba porastu <sup>4</sup>	Zápoj <sup>5</sup>	Horná vrstva <sup>6</sup>	Dolná vrstva <sup>7</sup>	Index agregácie <sup>8</sup>	Giniho koeficient <sup>9</sup>	Koeficient homogenity <sup>10</sup>	%
	[ks.ha <sup>-1</sup> ]	[m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> ]	[m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> ]	[%]	[%]	[%]				
A	455 (108)	48 (5)	516 (63)	72 (2)	92 (3)	1 (0)	1,2 (0,1)	0,1 (0,0)	3,3 (0,3)	16
B	425 (102)	39 (3)	420 (59)	47 (5)	90 (2)	9 (4)	0,7 (0,1)	0,2 (0,0)	2,4 (0,3)	10
C	593 (64)	37 (2)	383 (27)	69 (3)	72 (3)	14 (2)	1,1 (0,0)	0,4 (0,0)	1,6 (0,1)	23
D	1 175 (222)	31 (4)	253 (31)	74 (4)	61 (2)	46 (5)	0,9 (0,0)	0,4 (0,0)	1,6 (0,2)	13
E	750 (86)	29 (2)	219 (19)	57 (2)	62 (4)	26 (3)	0,7 (0,0)	0,3 (0,0)	1,8 (0,1)	29
F	825 (-)	19 (-)	107 (-)	41 (-)	7 (-)	34 (-)	1,0 (-)	0,4 (-)	2,2 (-)	3
G	3 175 (-)	19 (-)	123 (-)	65 (-)	14 (-)	75 (-)	0,8 (-)	0,4 (-)	1,6 (-)	3
H	100 (-)	2 (-)	15 (-)	5 (-)	77 (-)	23 (-)	1,6 (-)	0,8 (-)	1,0 (-)	3
Porast <sup>11</sup>	750 (102)	34 (2)	314 (28)	61 (3)	69 (4)	22 (3)	0,9 (0,1)	0,3 (0,0)	2,0 (0,1)	100

<sup>1</sup>structure types, <sup>2</sup>stem density, <sup>3</sup>basal area, <sup>4</sup>growing stock, <sup>5</sup>crown projection, <sup>6</sup>upper layer, <sup>7</sup>lower layer, <sup>8</sup>aggregation index, <sup>9</sup>Gini coefficient, <sup>10</sup>homogeneity coefficient, <sup>11</sup>stand

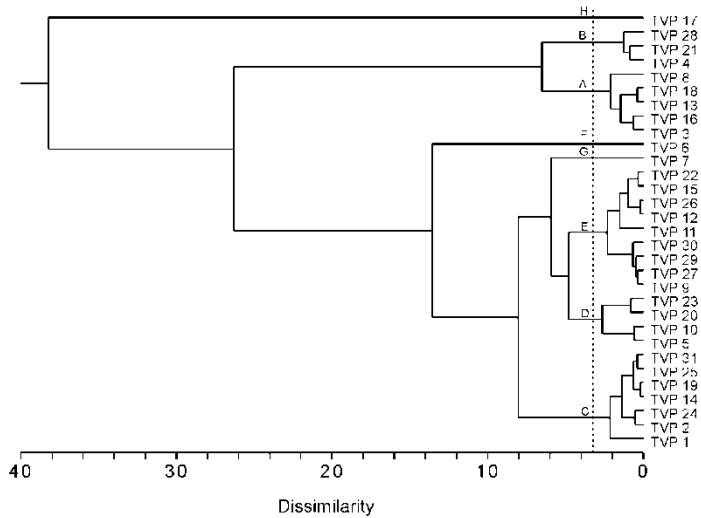
A – výrazne homogénna štruktúra (*distinctly homogeneous structure*), B – homogénna štruktúra s prerušeným zápojom (*homogeneous structure with discontinued crown projection*), C – čiastočne diferencovaná štruktúra (*partially differentiated structure*), D – typická diferencovaná štruktúra (*typical differentiated structure*), E – hlúčikovitá štruktúra (*clustered structure*), F – dvojvrstvová štruktúra s dominantnou strednou vrstvou (*two-layer structure with a dominant middle layer*), G – dvojvrstvová štruktúra s dominantnou dolnou vrstvou (*two-layer structure with a dominant lower layer*), H – holina s ojedinelými zvyškami porastu (*clearing with isolated remnants of stand*)



\* početnosť – stem number, hrúbka – diameter at height 1.3 m

**Obr. 1:** Rozdelenie hrúbkových početností v skúmanom poraste (priemer ± štandardná chyba).

**Fig. 1:** Diameter distribution in the studied stand (mean ± standard error).



\*dissimilarity – rozdielnosť, TVP – permanent research plot

**Obr. 2:** Dendrogram s výsledkami zhlukovej analýzy.

**Fig. 2:** Dendrogram with cluster analysis results.

## DISKUSIA

Zásoba vysokohorského smrekového lesa na extrémnom pôdnom stanovišti ( $314 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ) dosahovala spodnú hranicu rozpätia uvádzaného pre stredoeurópske smrekové pralesy ( $270\text{--}550 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ). Relatívne nízka zásoba porastu bola v rozhodujúcej miere ovplyvnená jeho diferencovanou štruktúrou, v ktorej na rozdiel od väčšiny smrekových pralesov nedominovali homogénne štruktúrne typy s prebytkom hrubých stromov (HILLGARTER 1971; KALHS 1974; KORPEL 1989; LEIBUNDGUT 1993; HOLEKSA 2001; ZIELONKA 2006; SVOBODA, POUŠKA 2008; LAMEDICA et al. 2011; KUCBEL 2014). Uvedená zásoba je typická skôr pre diferencované, trojvrstvové vysokohorské porasty, kde varíruje od  $280 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  do  $360 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  (TREPP 1961; INDERMÜHLE 1978; MAYER, OTT 1991; SVENSSON, JEGGLUM 2001; BERRETTI et al. 2004). V dôsledku mierneho deficitu stromov dolnej a strednej vrstvy však celkový počet stromov s hrúbkou  $>8 \text{ cm}$  ( $483 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) nedosahoval hodnoty štruktúrne diferencovaných ihličnatých porastov, presahujúce spravidla  $600 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$  (INDERMÜHLE 1978; BERRETTI et al. 2004; SANIGA, VENCURIK 2007).

Textúra ochranného lesa bola až na 71 % tvorená viac menej diferencovanými typmi štruktúr. Koeficient homogenity tu nadobúdal hodnoty blízke porastom s výberkovou štruktúrou (CAMINO 1976; BACHOFEN, ZINGG 2005). Najväčšiu mieru diferencovanosti vykazovali plochy, ktoré sa nachádzali na mimoriadne nepriaznivom stanovišti tvorenom kremencovou sutinou (štruktúrny typ D). Sklon k homogenizácii štruktúry sa na nich prejavoval najmenej. Predpokladáme, že diferencovaná štruktúra sa tu môže trvalejšie udržať aj bez cieľených pestovných zásahov. Špecifickým prípadom bol štruktúrny typ E – hlúčikovitá štruktúra, ktorý sa vyskytoval zvyčajne v nadmorskej výške nad  $1300 \text{ m n. m.}$  K diferencovaným štruktúrnym typom ho bolo možné priradiť aj napriek nižšej diferencácii vertikálnej štruktúry (Giniho koeficient 0,3). Celková stabilita porastu je tu zabezpečená

hlavne výraznou plošnou diferencovanosťou a formovaním typickej vysokohorskej hlúčikovitej štruktúry (index agregácie 0,7), ako jednou zo stratégií prispôsobenia sa extrémnym podmienkam hornej hranice lesa (KUOCH 1972; SCHÖNENBERGER 1986, 1990; STROBEL 1995; FILLBRANDT 2000). Homogénne štruktúry boli zaznamenané zvlášť v častiach porastu s priaznivejšími pôdnymi pomermi. Pestovné zásahy sú preto naliehavejšie a hrozba straty diferencovanej štruktúry tým väčšia, čím priaznivejšie sú podmienky stanovišťa (PIUSSI 1979; KORPEL 1980; LEIBUNDGUT 1993; OTT et al. 1997).

Práve disturbancie väčšieho rozsahu vedú na rankrových pôdach k úbytku prekorenenia horných vrstiev pôdy, a tým k drastickej degradácii humózných horných pôdných vrstiev (LEITGEB et al. 2013). Nami identifikované obrátene sigmoidné rozdelenie hrúbkových početností je však výsledkom disturbančného režimu, ktorý charakterizuje len výskyt slabých alebo stredne silných disturbancií. Tieto zasahujú predovšetkým hornú vrstvu porastu. Výskyt takéhoto typu hrúbkovej štruktúry je spôsobený predovšetkým odlišnou mortalitou stromov v jednotlivých hrúbkových stupňoch (GOFF, WEST 1975; WESTPHAL et al. 2006; LEAK 2002).

Diferencovaná štruktúra porastu vytvárala predpoklad dobrej mechanickej stability stromov. Ako hranica pre stabilitu stromov voči poškodeniu snehom sa najčastejšie udávajú hodnoty štíhlostného koeficienta 80 (MRÁČEK, PAŘEZ 1986; BACHMANN 1999), resp. 85 (BÜRKI 1981). Táto hranica nebola prekročená ani pri stromoch v homogénnych štruktúrnych typoch, ktoré sú z pohľadu stability najproblematickejšie (KORPEL 1989; SCHMIDT-VOGT 1991). V priebehu rastu stromov dochádzalo tiež k minimálnemu skraccovaniu ich korún, čo pozitívne ovplyvnilo zvlášť stabilitu porastu voči vetru (MRÁČEK, PAŘEZ 1986; KRAMER 1988; BACHOFEN, ZINGG 2001, 2005). Predpokladáme, že dobrá mechanická stabilita stromov v kombinácii s diferencovanou štruktúrou porastu s nízkou zásobou účinne eliminovali disturbancie väčšieho rozsahu v minulosti. To potvrdzuje aj relatívne nízky objem nekromasy (len 18 % zo zásoby porastu), ktorý výrazne zaostával za hodnotami zistenými v smrekových prírodných lesoch Karpát (HOLEKSA 2001; ZIELONKA 2006; KUCBEL 2014).

## ZÁVER

Celkovo možno konštatovať, že v tomto konkrétnom poraste nie je nutné vykonávať žiadne pestovné opatrenia vzhľadom na jeho stanovištné podmienky, ktoré podporujú heterogénne štruktúry. Mali by sa však zväžiť v podobných porastoch chrániacich ľudí alebo infraštruktúru, s väčším sklonom k homogenizácii štruktúr. V rámci úsporných opatrení možno nie je potrebné robiť zásahy na celej ploche porastov, ale zamerať sa na časti porastov s lepšou pôdou, kde sa diferencovaná štruktúra neudrží sama. Na základe monitoringu pôdných vlastností je možné predikovať vývoj štruktúry porastov smerom k ich homogenizácii a tým aj potrebu zásahov.

## PodĎakovanie

Príspevok bol financovaný z prostriedkov projektov VEGA 1/0606/22, VEGA 1/0515/23 a APVV-21-0199.

## LITERATÚRA

BACHOFEN H., ZINGG A. (2001): Effectiveness of structure improvement thinning on stand structure in subalpine Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) stands. *Forest Ecology and Management*, 145: 137–149.

- BACHOFEN H., ZINGG A. (2005): Auf dem Weg zum Gebirgsplenterwald: Kurzzeiteffekte von Durchforstungen auf die Struktur subalpiner Fichtenwälder. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 156: 456–466.
- BERRETTI R., LINGUA E., MOTTA R., PIUSSI P. (2004): Classificazione strutturale dei popolamenti forestali nella riserva forestale integrale della Valbona a Paneveggio (TN). *L'Italia forestale e montana*, 59: 2: 99–118.
- BLASI C. (2010): Old-growth forests: an ecosystem approach. *Plant Biosystems*, 144: 128–129.
- BLUME H.P., BRÜMMER G.W., HORN R., KANDELER E., KÖGEL-KNABNER I., KRETZSCHMAR R., STAHR K., WILKE B.M. (2010): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum Akademischer Verlag, 569 s.
- BRANG P. (2005): Virgin forests as a knowledge source for central European silviculture: reality or myth? *Forest Snow and Landscape Research*, 79: 19–32.
- CAMINO R. (1976): Zur Bestimmung der Bestandeshomogenität. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 147: 54–58.
- CLARK P.H.J., EVANS F.C. (1954): Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology*, 35: 445–453.
- ČADA V., SVOBODA M., JANDA P. (2013): Dendrochronological reconstruction of the disturbance history and past development of the mountain Norway spruce in the Bohemian Forest, Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 295: 59–68.
- DIXON P.M., WEINER J., MITCHELL-OLDS T., WOODLEY R. (1987): Bootstrapping the Gini Coefficient of Inequality. *Ecology*, 68: 1548–1551.
- DONNELLY K. (1978): Simulation to determine the variance and edge-effect of total nearest neighbour distance. In: Hodder I. (ed.): *Simulation studies in archaeology*, Cambridge University Press London, s. 91–95.
- FILLBRANDT T. (2000): Strukturentwicklung gepflanzter Fichtenkollektive (Rotten) in der hochmontanen und subalpinen Stufe. Diss. ETH Zürich, Beiheft Schweizerischer Zeitschrift für Forstwesen, 87: 124 s.
- FRANKLIN J.F., MITCHELL R.J., PALIK B.J. (2007): Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. USDA Forest Service General Technical Report NRS-19, 44 s.
- GOFF F.G., WEST D. (1975): Canopy-understory interaction effects on forest population structure. *Forest Science*, 21: 98–108.
- HILLGARTER F.W. (1971): Waldbauliche und ertragskundliche Untersuchungen im subalpinen Fichtenurwald Scatlé/Brigels. Diss. ETH Zürich, 80 s.
- HOLEKSA J. (2001): Coarse woody debris in a Carpathian subalpine spruce forest. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 120: 256–270.
- HOLEKSA J., SANIGA M., SZWAGRZYK J., DZIEDZIC T., FERENC S., WODKA M. (2007): Altitudinal variability of stand structure and regeneration in the subalpine spruce forests of the Poľana biosphere reserve, Central Slovakia. *European Journal of Forest Research*, 126: 303–313.
- INDERMÜHLE M.P. (1978): Struktur-, Alters- und Zuwachsuntersuchungen in einem Fichten-Plenterwald der subalpinen Stufe. Diss. ETH Zürich, Beiheft Schweizerischer Zeitschrift für Forstwesen, 60: 97 s.
- KALHS J. (1974): Struktur und Entwicklungsdynamik im subalpinen Fichtenwald Schloßberg/Lienz. Diss. BOKU, Wien, 130 s.
- KORPEL Š. (1980): Vývoj a štruktúra prírodných smrekových lesov Slovenska vo vzťahu k protilávínovej ochrannej funkcii. *Acta Facultatis Forestalis, Zvolen*, 22: 9–39.

- KORPEL Š. (1989): Pralesy Slovenska. Veda, Bratislava, 332 s.
- KUCBEL S. (2014): Časová a priestorová variabilita štruktúry vysokohorských smrekových lesov Slovenska. Habilitačná práca. TU vo Zvolene, 101 s.
- KUOCH R. (1972): Zur Struktur und Behandlung von subalpinen Fichtenwäldern. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 123: 2: 77–89.
- LAMEDICA S., LINGUA E., POPA I., MOTTA R., CARRER M. (2011): Spatial structure in four Norway spruce stands with different management history in the Alps and Carpathians. *Silva Fennica*, 45: 865–873.
- LEAK W.B. (2002): Origin of sigmoid diameter distributions. USDA Forest Service Research Paper, NE-718, 10 s.
- LEIBUNDGUT H. (1993): Europäische Urwälder. Verlag Paul Haupt, Bern, 260 s.
- LEITGEB E., REITER R., ENGLISCH M., LÜSCHER P., SCHAD P., FEGER K.H. (2013): Waldböden. Wiley-VCH Verlag, 387 s.
- MINDÁŠ J., ŠKVARENINA J. (1997): Possible impacts of climate change and preparation of the adaptation strategy for Slovak forests. U.S. Country Studies Program, Zvolen, Element 2ii, 36 s.
- OTT E., FREHNER M., FREY H., LÜSCHER P. (1997): Gebirgsnadelwälder. Verlag Paul Haupt, Bern, 287 s.
- PETRÁŠ R., PAJTIK J. (1991): Sústava československých objemových tabuliek drevín, *Lesnícky časopis*, 37: 1: 49–56.
- SANIGA M., VENCURIK J. (2007): Dynamika štruktúry a regeneračné procesy lesov v rôznej fáze prebudovy na výberkový les v LHC Korytnica. TU vo Zvolene, 83 s.
- SCHMIDT-VOGT H. (1991): Die Fichte, Bd.II/3. Paul Parey Verlag Hamburg Berlin, 781 s.
- SCHÖNENBERGER W. (1986): Rottenaufforstung im Gebirge. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 137: 6: 501–509.
- SCHÖNENBERGER W. (1990): Ökologie und Technik der Aufforstung im Gebirge. Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, *Berichte*, 325, 58 s.
- STROBEL G. (1995): Rottenstruktur und Konkurrenz im subalpinen Fichtenwald – eine modellhafte Betrachtung. Diss. ETH, Zürich, 175 s.
- SVENSSON J.S., JEGLUM J.K. (2001): Structure and dynamics of an undisturbed old-growth Norway spruce forest on the rising Bothnian coastline. *Forest Ecology and Management*, 151: 67–79.
- SVOBODA M., POUŠKA V. (2008): Structure of a Central-European mountain spruce old-growth forest with respect to historical development. *Forest Ecology and Management*, 255: 2177–2188.
- SVOBODA M., FRAVER S., JANDA P., BAČE R., ZENÁHLÍKOVÁ J. (2010): Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management*, 260: 707–714.
- ŠMELKO Š. (2000): Dendrometria. TU vo Zvolene, 399 s.
- TREPP W. (1961): Die Plenterform des Heidelbeer-Fichtenwaldes der Alpen. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 112: 10: 337–350.
- WASSER B., FREHNER M. (1996): Wegleitung Minimale Pflegemassnahmen für Wälder mit Schutzfunktion. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 122 s.
- WESTPHAL C., TREMER N., VON OHEIMB G., HANSEN J., VON GADOW K., HÄRDITZ W. (2006): Is the reverse J-shaped diameter distribution universally applicable in European virgin beech forests? *Forest Ecology and Management*, 223: 75–83

- ZIELONKA T., 2006: Quantity and decay stages of coarse woody debris in old-growth subalpine spruce forests of the western Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 2614–2622
- ZIELONKA T., MALCHER P. (2009): The dynamics of a mountain mixed forest under wind disturbance in the Tatra Mountains, central Europe – a dendroecological reconstruction. *Canadian Journal of Forest Research*, 39: 2215–2223.
- ZIELONKA T., HOLEKSA J., FLEISCHER P., KAPUSTA P. (2010): A tree-ring reconstruction of wind disturbances in a forest of the Slovakian Tatra Mountains, Western Carpathians. *Journal of Vegetation Science*, 21: 31–42.



## **Obalování sadebního materiálu lesních dřevin technologickým systémem PostCont**

*Containerization of planting stock of forest trees with the PostCont  
technological system*

IVAN KUNEŠ<sup>1</sup>, KATEŘINA PEŠKOVÁ<sup>1</sup>✉, MAREK ŠTÁDLER<sup>2</sup>, MARTIN BALÁŠ<sup>1</sup>,  
FRANTIŠEK LOPOT<sup>2</sup>, ZDENĚK HAVRÁNEK<sup>2</sup>, JAROMÍR ŠTANCL<sup>2</sup>, PAVEL BURDA<sup>3</sup>,  
TOMÁŠ JIRÁČEK<sup>5</sup>, ALENA HLÍDKOVÁ<sup>4</sup>, MIROSLAV ŠULITKA<sup>1</sup>, VILÉM PODRÁZSKÝ<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování  
lesů, Kamýcká 129, 165 00 Praha-Suchbát, ČR, ✉peskovak@fld.czu.cz

<sup>2</sup>České vysoké učení technické v Praze, Fakulta strojní, Ústav konstruování a částí strojů,  
Technická 4, 160 00 Praha 6, ČR

<sup>3</sup>Lesní školky Ing. Pavel Burda, Ph.D., Hajda 1455, 399 01 Milevsko, ČR

<sup>4</sup>Suchopýr, z. ú., čp. 299, 463 31 Oldřichov v Hájích, ČR

<sup>5</sup>Lesní společnost Vltava, s. r. o., Primáře Kareše 405, 264 01 Sedlčany, ČR

### **Abstrakt**

Příspěvek představuje nově vyvíjený technologický systém PostCont na obalování prostokořenného sadebního materiálu do kelímků z recyklovaného papíru. Tato technologie reprezentuje kompromis mezi prostokořenným a krytokořenným sadebním materiálem ve snaze zkombinovat výhody obou typů pěstování. V současnosti probíhá ověřování kvality sadebního materiálu produkovaného technologií PostCont včetně zjišťování rozpadavosti kelímků v půdě a trvanlivosti mimo ni. Podle prvních výsledků kořeny rostlin volně prorůstají stěnami papírových obalů a nevykazují deformace. Rychlost rozpadavosti kelímků v půdě je ovlivněna materiálem, ze kterého je kelímek vyroben. Nepřípustné deformace nebyly zaznamenány a sadební materiál PostCont splňuje obvyklé kvalitativní požadavky.

**Klíčová slova:** PostCont; prostokořenný sadební materiál; krytokořenný sadební materiál; kvalita sadebního materiálu; recyklace

### **Abstract**

*This contribution presents the newly developed PostCont technological system for containerization of bare-rooted planting stock in the pots produced from the recycled paper. This technology represents a compromise between bare-rooted and container technology in an attempt to combine the advantages of both types of planting stock. The quality of the planting stock produced by PostCont is currently being verified, including the decomposition of the pots in the soil and their durability outside of it. According to the initial results, the roots of the plants grow freely through the walls of the paper pots and do not show deformities. The rate of decomposition of the pots in the soil is affected by the material from which the pot is made. Unacceptable deformations of the roots have not occurred, additionally, the PostCont planting stock meets the common quality requirements.*

**Keywords:** *PostCont; bare-root planting stock; containerized planting stock; quality of planting stock; recycling*

## ÚVOD A PROBLEMATIKA

Oba základní typy sadebního materiálu lesních dřevin (prostokořenný sadební materiál – PSM a krytokořenný sadební materiál – KSM) mají svoje nezpochybnitelné výhody i nevýhody (BALÁŠ, KUNEŠ 2019). Výhodou PSM jsou nižší náklady na jeho pěstování a zejména prostorová a hmotnostní nenáročnost při přepravě (JURÁSEK et al. 2004). Nevýhodou je delší doba pěstování (a tím pomalejší reakce na změnu tržní poptávky), vyšší závislost na klimatických a půdních podmínkách, ale zejména značné riziko vysychání kořenového systému při manipulaci (vzvednutí ze školky, přeprava, výsadba, příp. skladování) a z toho vyplývající časté poškození a horší ujímavost (MCKAY 1996; JEANICKLE 1999; JURÁSEK et al. 2010).

Nevýhodou KSM jsou vyšší náklady na pěstování, vysoká technologická (investiční) náročnost zázemí pro pěstování (sadbovače, rošty pro vzduchový polštář, fóliové kryty, intenzivní závlaha a s tím spojená vysoká spotřeba vody v potřebné kvalitě, řízené hnojení, vysoké nároky na ochranu rostlin, intenzivní používání chemických přípravků, nutnost pořízení plnicí a secí linky, stroje pro manipulaci s plnými sadbovači atd.). Jako výrazná nevýhoda se dále jeví značná prostorová a hmotnostní náročnost při přepravě ze školky do lesa a při donáše od dopravního prostředku do místa výsadby (LANDIS 1990; JURÁSEK et al. 2004). Tyto nevýhody jsou kompenzovány zásadně nižšími požadavky na šetrnost při manipulaci, neboť kořenový systém je obalen substrátem, čímž je částečně chráněn před vysycháním (BRISSETTE et al. 1991). Další výhodou je snadnost výsadby (není nutné ručně rovnat kořeny v jamce), snadná možnost použití motorového vrtáku (BALÁŠ et al. 2016; STIHL 2006), kratší čas pěstování, a tím možnost rychlejší reakce na potřeby trhu, nižší závislost pěstování na aktuálních meteorologických poměrech (KUPKA 2004). Problematika kořenových deformací, dříve považovaná za významné riziko (LINDSTRÖM, RUNE 1999), je v současné době uspokojivě vyřešena biologicky vhodnými obaly s ochrannými prvky proti deformacím (např. NÁROVCOVÁ, NÁROVEC 2005; JURÁSEK et al. 2006; RUNE 2003; AMOROSO et al. 2010; NELSON 1996).

Za účelem kombinace některých (zejména přínosných) vlastností KSM a PSM a také pro rozšíření spektra možností produkce různých druhů sadebního materiálu lesních dřevin (teoreticky i jiných rostlin) byl vyvinut technologický systém PostCont, jehož základem je poloautomatické zařízení, pomocí něhož lze obalovat kořeny původně prostokořenného sadebního materiálu do půdního substrátu krytého prorůstavým obalem. Název PostCont vychází z anglického „Post Containerization“, tedy následné obalování. Výroba papírových kelímků je součástí procesu obalování a technologie tak nevyžaduje nákup předvyrobených pěstebních obalů. K výrobě kelímků se používají druhotné suroviny (např. starý papír, lepenka či nasávaná kartonáž) a voda.

Papírové nádoby se vyrábějí ze vstupních surovin tzv. „mokrým procesem“ (terminologii vysvětlují MAUER et al. 2011). Technologie výroby krytokořenného sadebního materiálu mokrým procesem byla vyvíjena od počátku 80. let 20. století a byla pokusně provozována v lesní školce Zelená bouda u Brandýsa nad Labem, spadající pod tehdejší Státní podnik Středočeské státní lesy (FOLTÁNEK 2016). Myšlenka obalení kořenového systému rostlin do obalu z rozšlehané papíroviny a substrátu vstříknutého do zvláštní formy byla sice považována

za progresivní, ale od vývoje této technologie se postupně vzhledem k složitosti a nákladnosti upustilo. V současné době rozvoj a aplikace technologie pokračuje, za využití některých nových komponentů v konstrukci.

Obalování původně prostokořenných sazenic technologií PostCont má potenciál podpořit odolnost sadebního materiálu vůči stresům během přepravy a po výsadbě na nepříznivých lesních stanovištích. V tomto ohledu se rostliny PostCont do jisté míry blíží klasickému obalovanému sadebnímu materiálu, který zpravidla vykazuje vyšší míru ujímavosti než prostokořenný sadební materiál (např. BRISSETTE et al. 1991; JURÁSEK et al. 2010; GROSSNICKLE, EL-KASSABY 2016).

Cílem příspěvku je představit technologický systém PostCont a prezentovat předběžné výsledky hodnocení vlastností sadebního materiálu vyrobeného touto technologií.

## **MATERIÁL A METODIKA**

### **Rozpadavost po vysazení**

Parametry PostCont kelímků vyrobených z různých materiálů byly testovány z hlediska rozpadavosti v půdě a trvanlivosti mimo půdu. Na počátku roku 2024 byla rozpadavost obalů z kartonového papíru hodnocena u stromků (buk, dub, javor mléč, jedle, lípa) vysazených v roce 2021, tj. po třech letech od vysazení. Pomocí rýče bylo z půdy vyzvednuto celkem 15 vzorníkových jedinců a byla vizuálně zjišťována přítomnost a míra rozložení obalu, hodnocení proběhlo podle empirické stupnice:

- soudržný obal,
- nesoudržný obal s viditelným obrysem,
- rozložené zbytky obalu,
- zcela rozložený obal bez zbytků.

Rovněž bylo vizuálně zjišťováno, zda obal tvoří překážku v prorůstání kořenů do okolní půdy, hodnocení proběhlo podle empirické stupnice:

- obal tvoří neprostupnou překážku,
- kořeny částečně prorůstají a deformují se,
- kořeny částečně prorůstají bez deformace
- obal netvoří překážku prorůstání kořenů.

Dále byly vyzvednuto 15 vzorníkových jedinců (buk, olše, jedle, třešeň, smrk) z výsadeb z roku 2023 a podle výše uvedených stupnic byla hodnocena rozpadavost jejich obalů a prorůstání kořenů po jedné vegetační sezoně. Posuzován byl sadební materiál v obalech z kartonu, kancelářského papíru i tzv. nasávané kartonáže (např. obaly od vajec).

### **Trvanlivost obalů na vzduchu**

Trvanlivost papírových obalů uložených v přepravkách na vzduchu mimo půdní prostředí byla měřena pomocí penetrometru u sazenic obalených v kelímku z následujících materiálů:

- karton,
- kancelářský papír,
- kartonový papír s přidávkou dřevěného uhlí (cca 5 % hmotnosti mokré papírové směsi).

Vzhledem k tomu, že zásadní roli v pevnosti obalu hraje obsah vody, byly dále vylišeny varianty o různém stupni vyschnutí:

- čerstvé (zcela mokré),
- mírně oschlé (běžná vlhkost při dopěstování sazenic s občasnou závlahou),
- suché (za bodem vadnutí sazenic),
- zcela vysušené (přes léto, mimo závlahu a dešť, bez sazenic).

Měření tlak potřebný pro proražení stěny jednotlivých obalů a hodnocení trvanlivosti (soudržnosti) kelímků na volné ploše mimo minerální půdu záhonu.

### **Snímkování architektury kořenů pomocí CT**

Architektura kořenů obaleného sadebního materiálu PostCont byla posuzována nedestruktivní metodou počítačové tomografie (CT) s následným ověřením destruktivní analýzou kořenů. Snímkován byl sadební materiál PostCont lípy srdčité (*Tilia cordata* Mill.), buku lesního (*Fagus sylvatica* L.), třešně ptačí (*Prunus avium* L.), jeřábu břeku (*Sorbus torminalis* L. Crantz) a modřínu opadavého (*Larix decidua* Mill.) v kelímcích vyrobených z recyklovaného kartonu. První snímání proběhlo před vegetační sezonou 2023 na multidetektorovém výpočetním tomografu a druhé snímání v závěru vegetační sezony. Viditelnost kořenů na snímcích je zásadně ovlivňována obsahem vody ve zkoumaném předmětu. Vyšší kontrast kořenů vůči okolnímu substrátu je nejlépe patrný na snímcích sazenic s co nejmenším množstvím vody v balu. Se snižujícím se množstvím vody ale stoupá riziko trvalého poškození sazenic. Bylo proto zapotřebí nalézt optimální vlhkost růstového substrátu, při které jsou kořeny na snímcích dobře viditelné, ale rostlina ještě není nadměrně stresována.

Na tomografických snímcích byly hodnoceny nepřípustné deformace kořenů dle ČSN 48 2115 Sadební materiál lesních dřevin. Nepřítomnost deformací byla v závěru vegetační sezony ověřována destruktivní analýzou kořenů. Po nascanování byly papírové obaly testovaných sazenic rozebrány. U sadebního materiálu byla změřena výška nadzemní části, přírůst, tloušťka kořenového krčku a délka kulového kořene v centimetrech. Dále byl v mililitrech změřen objem listů nebo jehlic, objem nadzemní části a kořenového systému i jemných kořenů o tloušťce do 1 mm. Vypočítán byl poměr objemu kořenů k objemu nadzemní části a procentuální podíl jemných kořínků. Výsledné hodnoty byly porovnány s ČSN 48 2115 Sadební materiál lesních dřevin. V tomto příspěvku jsou vyhodnoceny jen vybrané naměřené parametry. Podrobnější výsledky a další návazné analýzy jsou součástí diplomové práce spoluautorky (PEŠKOVÁ 2024).

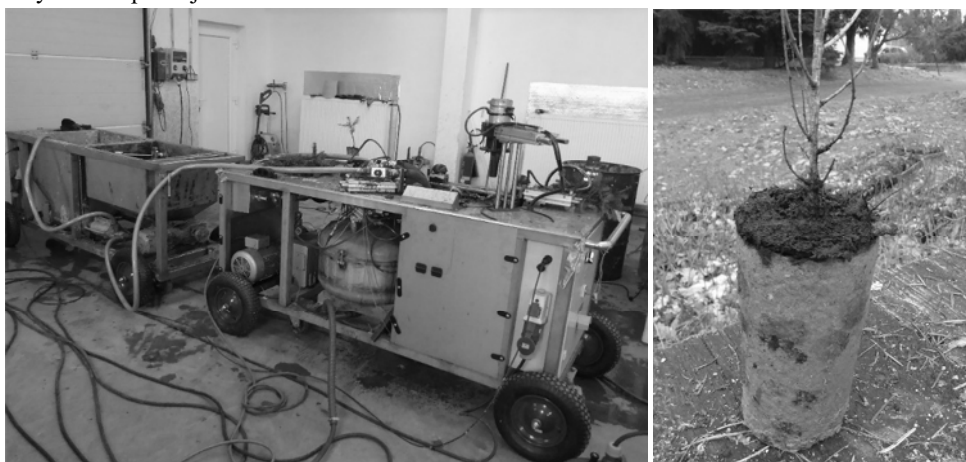
## **VÝSLEDKY A DISKUSE**

### **Popis technologie PostCont**

Smyslem technologie PostCont je použít standardně vypěstovanou prostokořenou sazenici či semenáček a v krátkém čase z ní vyrobit sazenici s vlastnostmi obalovaného sadebního materiálu, tj. použít levnou prostokořenou rostlinu, která je kvalitní, ale citlivá k vnějším podmínkám, a vyrobit z ní sazenici, která bude mít podobné vlastnosti jako krytkořenná rostlina, tj. zejména odolnost při manipulaci a vyšší ujímavost.

Princip technologie PostCont (Obr. 1): Připraví se kašovitá papírová směs (rozemletím sběrového papíru ve vodě) a substrátová směs (rozmícháním pěstebního substrátu ve vodě).

Papírová kaše je pomocí šnekového čerpadla transportována do formy, kde je rozmetadlem rozprostřena po stěně formy. Vrstva papírové hmoty bude následně tvořit vnější obal substrátového balu. Následuje ruční vsunutí sazenice do formy a případné urovnání kořenů. Poté je do formy vtlačena polotekutá substrátová směs. Pohyb substrátu pomáhá s urovnáním kořenů do svislého směru, což je zásadní pro předcházení vzniku deformací. Během rozmetání papíroviny a při natlačování substrátu je v okolí formy podtlak, který zajistí odsátí přebytečné vody, čímž dojde k částečnému zpevnění substrátového balu. Následně je sazenice s hotovým obalem vytlačena pohyblivým dnem formy ven (nahoru) a finální výrobek obsluha odebere. Ihned po výrobě je (dosud mokrý) obal zpevněn natolik, že s ním lze opatrně manipulovat (Obr. 2). Po částečném povrchovém oschnutí se papírový povrch zpevní tak, že je možné se sazenicí pohodlně manipulovat, tj. lze ji bez nutnosti prokořeňování balu přepravit na místo výsadby a vysadit, případně po nějaký čas (řádově týdny až jednotky měsíců) skladovat a vysadit až později.



**Obr. 1 (vlevo):** Zařízení PostCont připravené k činnosti (snímek pořízen v prostorách lesní školky Pavel Burda, Milevsko) (foto: M. Baláš).

**Fig. 1 (left):** The PostCont technological system ready for operation (photo was taken in the premises of forest nursery Pavel Burda company in Milevsko) (photo by M. Baláš).

**Obr. 2 (vpravo):** Sadební materiál (modřín opadavý) obalený technologií PostCont (foto: M. Baláš).

**Fig. 2 (right):** Planting stock (European larch) produced by the PostCont technology (photo by M. Baláš).

V dostupné literatuře nebyly nalezeny žádné zmínky o existenci technologie založené na podobném principu, jako je technologie PostCont. Pro pěstování sazenic lesních dřevin i zemědělských a okrasných rostlin na trhu existuje množství typů obalů vyrobených z papírové hmoty (CAYFORD 1972). Lze uvést např. systém Paperpot, vyvinutý původně v Japonsku pro pěstování a výsadbu zeleniny, později používaný zejména ve Skandinávii, často v kombinaci se sázecí holí „Pottiputki“ (APPELROTH 1971). Dále je k dispozici řada kelímků z papírové či rašelino-celulózoové hmoty (např. Jiffy pots), více či méně biodegradabilních (NAMBUTHIRI 2015; MURIUKI et al. 2014; KUEHNY et al. 2011; JURÁSEK et al. 2004). V těchto nádobách lze pěstovat jak rostliny vzešlé z přímého výsevu, tak dopěstovávat přesazené rostliny. Vždy se však jedná o sázení (setí) do předem vyrobených

nádob. Našemu systému se částečně podobá technologie Ellepot<sup>®</sup> (www.ellepot.com), spočívající ve vložení obalu z profilované papírové membrány do neprorůstavého sadbovače. Membrána má zajistit lepší zásobení plugu vodou a také boční stříh kořenů. Lze tedy konstatovat, že systém PostCont představuje patrně unikátní technologii.

Technologie PostCont, využívající standardní prostokořenný sadební materiál, je méně náročná na závlahovou vodu, hnojiva a pesticidy než produkce krytokořenného sadebního materiálu. Zařízení PostCont dokáže recyklovat přebytečnou vodu, která se z kelímků a substrátu odčerpá během výroby obalu. Čistá voda je tak používána pouze na přípravu papíroviny, zatímco substrát je zvlhčován recyklovanou vodou. Všechna dodaná voda je (může být) v procesu výroby zcela využita.

Vyvinuté zařízení PostCont lze přepravovat a je schopné provozu všude tam, kde je k dispozici zdroj vody a připojení k elektrické síti. Technologie PostCont je určena především pro menší lesní školky zaměřené na prostokořenný sadební materiál. Umožní jim obalit část sadebního materiálu tak, aby takto obalené sazenice mohly být použity na nepříznivých stanovištích nebo v méně příznivých podmínkách pro výsadbu. Vyvíjený technologický systém může být uplatněn také v dalších příbuzných odvětvích typu produkce sadního materiálu okrasných dřevin, případně i květin (KUNEŠ et al. 2023).

### **Testování sazenic obalových systémem PostCont**

Rozkládající se papírový kelímek postupně ztrácí pevnost a následně se rozdrobí do drobných šupinek, které zůstávají v místě obrysu obalu a které se postupně rozkládají. Přechod mezi balem a okolní půdou je později rozpoznatelný pouze podle odstínu a konzistence zeminy. Rašelinový substrát, kterým byly kelímky naplněny, byl výrazně tmavší než půdní prostředí.

Obalový sadební materiál vysázený v roce 2021 měl po třech vegetačních obdobích papírový obal z kartonu zcela rozložený. U výsadeb z roku 2023 z kartonového papíru a z nasávané kartonáže bylo ve stupni plného rozložení 85 % jedinců, ve stupni s rozloženými zbytky obalu 15 %. Obaly s méně pokročilým stupněm rozkladu se nevyskytovaly. Kelímky vyrobené z kancelářského papíru byly rozloženy poněkud méně. U tohoto typu kelímku došlo pouze k mírnému rozpadu, a tak si většina obalů po jedné sezoně stále držela svůj původní tvar. Nesoudržný obal s viditelným obrysem byl zaznamenán u 60 % jedinců, rozložené zbytky obalu pak u 40 % jedinců. Kořenový bal tohoto typu byl ale hustěji prokořeněný jemnými kořínky. Lze předpokládat, že k úplnému rozpadu dojde v následující sezoně a všechny typy kelímků bude možné považovat za rozpadavé.

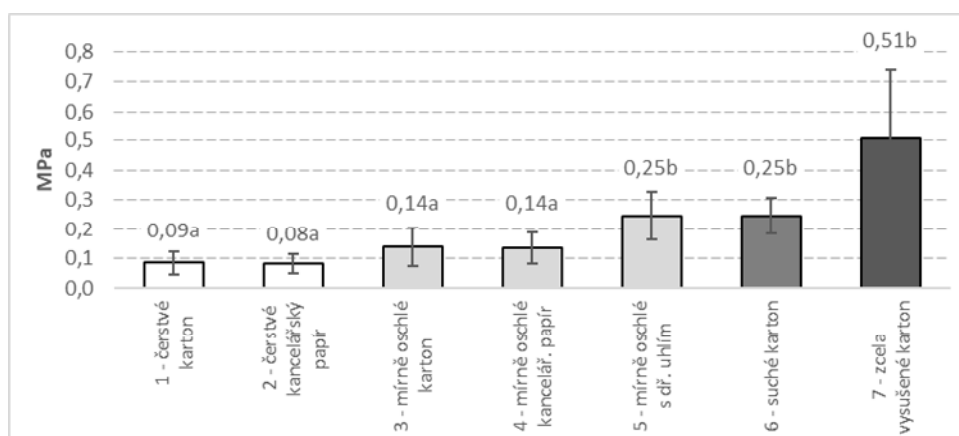
V žádném z případů nebylo zaznamenáno, že by papírový obal bránil prorůstání kořenů (vše ve stupni „obal netvoří překážku prorůstání kořenů“) a kořeny nevykazovaly nepřipustné deformace dle ČSN 48 2115. Při skladování na volné ploše mimo půdu dochází ve vhodných podmínkách (dostatečná vlhkost, snížené proudění vzduchu) již po několika týdnech k postupnému prorůstání kořenů papírovým obalem bez zjevných deformací (Obr. 3).

Při skladování na volné ploše je základním požadavkem na rozpadavé obaly, aby držely svůj tvar do výsadby a nerozpadaly se příliš brzy (JURÁSEK et al. 2004). Proto byla měřena trvanlivost kelímků pomocí tlaku potřebného na proražení stěny obalu. Obaly z kancelářského papíru i z kartonu vykazovaly podobné hodnoty tlaku (Obr. 4).



**Obr. 3:** Sazenice borovice lesní v obalu PostCont po 2 měsících od obalení, skladováno mimo půdu. Kořeny bez deformací intenzivně prorůstají dosud kompaktním obalem (foto: M. Baláš).

**Fig. 3:** A pine seedling in PostCont pot, 2 months after containerizing, stored out of the soil. The roots without deformation grow intensively through the still cohesive pot (photo by M. Baláš).



**Obr. 4:** Průměrné hodnoty tlaku potřebného k proražení stěny kelímku z různých materiálů dle doby od obalení – množství vody v obalu. Odlišné písmenné indexy značí statisticky významný rozdíl na hladině významnosti  $\alpha = 0,05$  a chybové úsečky znázorňují směrodatné odchylky.

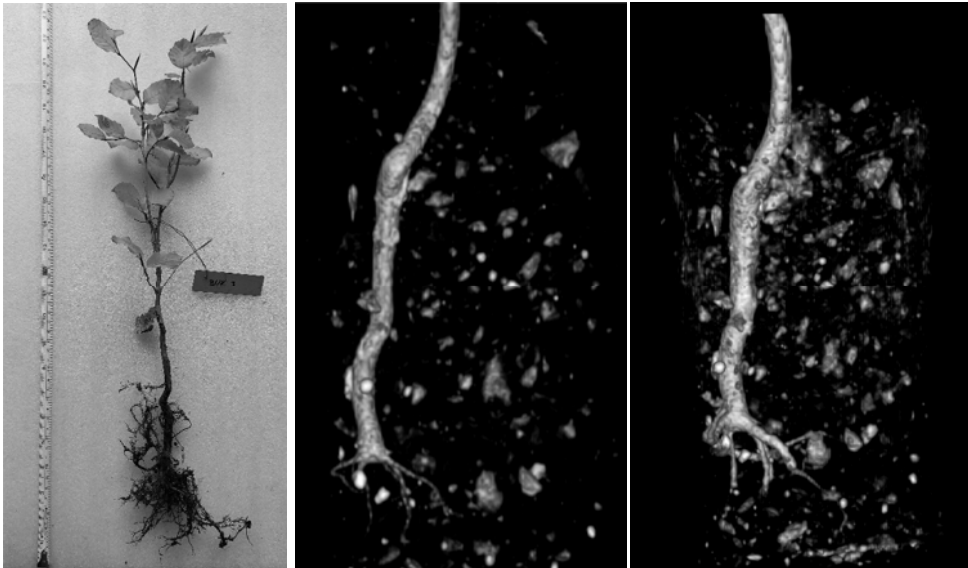
**Fig. 4:** Average values of the pressure required to break the wall of a pot made of different materials according to the time since containerization – the amount of water in the pot. Different letters indicate statistically significant difference at the significance level  $\alpha = 0.05$  and error bars show standard deviations.

Notes: 1 – fresh (wet) cardboard, 2 – fresh (wet) office paper, 3 – slightly dry cardboard, 4 – slightly dry office paper, 5 – slightly dry cardboard pot with charcoal, 6 – dry cardboard, 7 – completely dried cardboard

Pevnější byly kartonové kelímky v případě, že do nich bylo přidáno dřevěné uhlí. Pevnost papírových obalů dále závisí především na množství vody. Pokud je kelímek čerstvě obalený, tj. s vysokým obsahem vody, je pevnost nejnižší. Kelímky z kartonu jsou mírně pevnější než z kancelářského papíru, statisticky tento rozdíl ale prokázán nebyl. Po mírném oschnutí se

pevnost kelímků ze všech materiálů zvětšuje, ale opět se nejedná o statisticky významný rozdíl. Ten byl zaznamenán až v případě přidání dřevěného uhlí nebo vysušení kelímků. Celkově lze trvanlivost kelímků mimo minerální půdu záhonu považovat za dostatečnou.

Morfologická kvalita sadebního materiálu PostCont byla posuzována pomocí počítačové tomografie a destrukční analýzou obalů. Předností počítačové tomografie je to, že se jedná o nedestruktivní metodu a není tak potřeba obaly pro hodnocení kořenů rozebírat. Na druhou stranu CT snímky nabízejí pouze omezený pohled na kosterní kořeny, zatímco většinu jemných kořenů nezachytí. Jedná se tedy o vhodnou metodu k posuzování změny objemu kořenového systému a především deformací tlustších kořenů. Na snímcích všech zkoumaných dřevin nebyly nepřijatelné deformace dle ČSN 48 2115 nalezeny (Obr. 5).



**Obr. 5:** Nalevo: sazenice buku lesního (*Fagus sylvatica* L.) po rozebrání papírového obalu na konci vegetační sezony. Prostřední tomografický snímek zachycuje hlavní kořen téhož jedince na začátku vegetační sezony a snímek napravo byl pořízen před rozebráním obalu na konci vegetační sezony.

**Fig. 2:** Left: the root system of a beech seedling (*Fagus sylvatica* L.) after dismantling the paper pot at the end of the growing season. The middle tomographic image shows the main root of the same individual at the beginning of the growing season, and the figure on the right was taken before dismantling the pot on the end of vegetation season.

Nepřítomnost nepřijatelných deformací kořenů dle ČSN 48 2115 Sadební materiál lesních dřevin byla kromě počítačové tomografie potvrzena také destrukční analýzou kořenů. Průměrné hodnoty výšky a přírůstu nadzemní části, tloušťky kořenového krčku, objemu nadzemní části, objemu kořenového systému a poměru objemu kořenového systému ku objemu nadzemní části (Tab. 1) byly porovnány s ČSN 48 2115. U sadebního materiálu lípy, buku, třešně a jeřábu břeku byly tyto parametry splněny v porovnání s hodnotami uvedenými v normě pro sazenice dubu, buku, javoru a jasanu. Sadební materiál modřínu má v normě vlastní hodnoty, které splňoval kromě průměrné délky kulového kořene, která byla u zkoumaných sazenic menší. To bylo dáno zvolenou velikostí formy pro tvorbu kelímků a zastřížením kořenů. Kořeny byly před obalením zastříženy všem jedincům, aby se předešlo vzniku deformací a bylo podpořeno zmnožení vertikálních i bočních kořenů (DUŠEK 1997).



**Tab. 1:** Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky morfologických parametrů scanovaného sadebního materiálu PostCont po jedné vegetační sezoně u zkoumaných dřevin.

**Tab. 1:** Mean values and standard deviations of morphological parameters of the scanned PostCont planting stock after one growing season for the studied tree species.

Druh <sup>1</sup>		Výška nadzemní části [cm] <sup>2</sup>	Výškový přírůst [cm] <sup>3</sup>	Tloušťka kořenového krčku [cm] <sup>4</sup>	Objem NČ [ml] <sup>5</sup>	Objem KS [ml] <sup>6</sup>	Poměr objemu KS/NČ <sup>7</sup>
<b>lípa</b>	průměr <sup>8</sup>	31,50	13,58	0,78	7,17	11,33	1,65
<i>lime</i>	sm. odchylka <sup>9</sup>	9,859	6,152	0,147	3,061	3,882	0,276
<b>buk</b>	průměr	32,00	8,57	0,57	5,86	4,57	0,81
<i>beech</i>	sm. odchylka	10,536	4,158	0,095	2,734	2,299	0,193
<b>třešeň</b>	průměr	35,93	7,00	0,57	5,29	10,43	2,24
<i>cherry</i>	sm. odchylka	6,003	5,802	0,076	3,988	5,318	1,352
<b>modřín</b>	průměr	33,64	12,86	0,56	8,00	4,57	0,63
<i>larch</i>	sm. odchylka	4,634	4,269	0,127	2,708	1,902	0,340
<b>břek</b>	průměr	45,00	13,43	5,71	9,29	14,86	1,71
<i>wild</i>	sm. odchylka	5,132	8,243	0,488	2,563	5,336	0,601

<sup>1</sup>species <sup>2</sup>height of the above-ground part [cm], <sup>3</sup>height increment [cm], <sup>4</sup>root collar diameter [cm], <sup>5</sup>above-ground volume [ml], <sup>6</sup>root system volume [ml], <sup>7</sup>root system and above-ground part volume ratio, <sup>8</sup>mean, <sup>9</sup>standard deviation

Testování kvality sekundárně obaleného i ze semene vypěstovaného sadebního materiálu PostCont probíhá paralelně od roku 2020 také akreditovanými postupy laboratoře Školkařská kontrola ve Výzkumném ústavu lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i. Účelem testování je nezávislé ověření vlastností obalů a sadebního materiálu PostCont a jejich zařazení do Katalogu biologicky ověřených obalů. Tyto postupy byly použity také pro hodnocení morfologických parametrů různých variant sadebního materiálu PostCont. Jeho výsledky v roce 2021 ukázaly relativně dobrý růst a předpoklad vypěstování sadebního materiálu během jedné vegetační sezony, který splňuje požadavky standardu dle normy ČSN 48 2115 Sadební materiál lesních dřevin. Problémy s prorůstáním kořenů stěnami obalů vytvořených technologickým systémem PostCont při experimentálním pěstování nebyly zaznamenány. Nutné ale bylo kontrolovat výskyt plísní, které měly tendenci vytvářet se na povrchu nevysazených obalů (VÚLHM 2022).

V Katalogu biologicky ověřených obalů pro pěstování sadebního materiálu je obal PostCont uveden jako vyhovující prozatím pro pěstování ve školce a 1. rok po výsadbě jako obal pro krátkodobé dopěstování sadebního materiálu na zavlažovaném uložišti. Ověřování 3. rok po výsadbě teprve proběhne. Sadební materiál testovaných druhů lesních dřevin splňuje stanovené parametry výsadby schopného materiálu bez deformací kořenů, které nebyly zjištěny ani první rok po výsadbě, a odpovídá tedy požadavkům ČSN 48 2115. Optimální doba dopěstování je stanovena na 3–6 měsíců pro zakořenění v obalu. Jako maximální doba dopěstování sadebního materiálu v obalech je v katalogu uveden jeden rok. Za nutné se považuje zkrácení kořenů na rozměry obalů a osazování obalů vhodnou velikostí sadebního materiálu. Potřebná je odpovídající závlaha, aby byly obaly neustále i z vnější strany vlhké (VÚLHM 2023).

Předběžné výsledky dosud prokazují biologickou nezávadnost procesu obalování sadebního materiálu systémem PostCont – pochopitelně při zachování základních zásad

manipulace s rostlinami, zejména v době před vlastním obalením. Další vývoj technologie bude nutně zaměřit na zrychlení, a tím zefektivnění procesu obalování, což není zcela triviální úkol, protože zejména proces odsávání vody z budoucího obalu nelze zásadním způsobem urychlit. Žádoucí rovněž je dosažení co nejvyšší míry automatizace procesu obalování. Nabízí se také myšlenka začlenění systému PostCont do komplexní linky, která by s využitím pokročilých výpočetních technologií automaticky prováděla manipulaci se sadebním materiálem, včetně jeho třídění, úpravy kořenového systému a případného obalení.

## ZÁVĚR

Nově vyvíjený technologický systém PostCont zahrnuje poloautomatické zařízení, které je schopno zapouzdřit kořeny prostokořenného sadebního materiálu do papírových obalů naplněných růstovým médiem. Prezentované předběžné výsledky naznačují, že tyto obaly je možné po jedné vegetační sezoně považovat za rozpadavé v půdě a trvanlivé mimo ni. Morfologická kvalita produkovaného sadebního materiálu je dostatečná a tento materiál splňuje požadavky ČSN 48 2115 Sadební materiál lesních dřevin. Technologický systém se jeví jako perspektivní alternativa klasickým typům sadebního materiálu.

### Poděkování

Příspěvek vznikl v rámci aktivit spojených s řešením projektu TAČR SS01020189 Obalování sadebního materiálu lesních dřevin technologickým systémem PostCont. Za spolupráci při nezávislém paralelním testování obalů PostCont autoři děkují pracovníkům Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Výzkumná stanice Opočno. Příspěvek vznikl s využitím zázemí Výzkumné stanice Truba, Kostelec nad Černými lesy.

## LITERATURA

- AMOROSO G., FRANGI P., PIATTI R. (2010): Effect of Container Design on Plant Growth and Root Deformation of Littleleaf Linden and Field Elm. *HortScience*, 45: 12: 1824–1829.
- APPELROTH S.E. (1971): Planting tube makes it easy to plant Japanese paperpot planting stock in Finland. *The Forestry Chronicle*, 47: 6: 350–351.
- BALÁŠ M., KUNEŠ I. (2019): Přehled vlastností prostokořenného a krytokořenného sadebního materiálu lesních dřevin. In: Pěstování sadebního materiálu pro zalesnění kalamitních holin. Sborník vědeckých prací, *Nová Role*, 12. 6. 2019, Houšková K., Jan D. (eds.), Mendelova univerzita v Brně a LESCUS Cetkovice, 39 s., elektronicky na CD, ISBN 978-80-7509-695-1, s. 5–9.
- BALÁŠ M., KUNEŠ I., NÁROVCOVÁ J. (2016): Zkušenosti s použitím přenosného motorového jamkovače při zakládání lesa. *Zprávy lesnického výzkumu*, 61: 4: 262–270.
- BRISSETTE J.C., BARNETT J.P., LANDIS T.D. (1991): Container seedlings. In: *Forest regeneration manual* (pp. 117–141). Springer, Dordrecht.
- CAYFORD J.H. (1972): Container planting systems in Canada. *The Forestry Chronicle*, 48: 5: 235–239.
- ČSN 48 2115 Sadební materiál lesních dřevin. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha, 2012. 24 s.
- DUŠEK V. (1997): *Lesní školkařství*. Matice lesnická, Písek, 139 s.
- FOLTÁNEK V. (2016): *Lesní školkařství v České republice – od historie k současnosti*. Praha, Národní zemědělské muzeum, 155 s. ISBN 978-80-86874-70-8.

- GROSSNICKLE S.C., EL-KASSABY Y.A. (2016): Bareroot versus container stocktypes: a performance comparison. *New Forests*, 47: 1–51.
- JEANICKLE H. (1999): *Good Tree Nursery Practices: Practical Guidelines for Research Nurseries*. International Centre for Research in Agroforestry, Nairobi, Kenya 93 s., ISBN 92-9059-130-7.
- JURÁSEK A., MARTINCOVÁ J., NÁROVCOVÁ J. (2004): Problematika použití krytokořenného sadebního materiálu lesních dřevin z intenzivních školkařských technologií v podmínkách České republiky. In: Jurásek A. (ed.): *Možnosti použití sadebního materiálu z intenzivních školkařských technologií pro obnovu lesa*. Sborník z mezinárodního semináře. Opočno, 3. a 4. června 2004, *Lesnická práce*, Kostelec nad Černými lesy, ISBN 80-86386-51-1. s. 6–15.
- JURÁSEK A., NÁROVCOVÁ J., NÁROVEC V. (2006): *Průvodce krytokořenným sadebním materiálem lesních dřevin*. *Lesnická práce*, Kostelec n. Č. 1., 56 s., ISBN 80-86386-78-3.
- JURÁSEK A., MARTINCOVÁ J., LEUGNER J. (2010): Manipulace se sadebním materiálem lesních dřevin od vyzvednutí ve školce až po výsadbu. *Lesnický průvodce*, 5/2010. VÚLHM, Strnady, 34 s. ISBN 978-80-7417-035-5
- KUEHNY J.S., TAYLOR M., EVANS M.R. (2011): Greenhouse and Landscape Performance of Bedding Plants in Biocontainers. *HortTechnology*, 21: 2: 155–161.
- KUNEŠ I., LOPOT F., HAVRÁNEK Z., ŠTOČEK O., ŠTANCL J., BALÁŠ M., BURDA P., JIRÁČEK T., HLÍDKOVÁ A., PODRÁZSKÝ V. (2023): Obalování sadebního materiálu lesních dřevin technologickým systémem PostCont. *Newsletter pro praxi, Lesnická práce*, 102: 1: 2–3. ISSN 0322-9254
- KUPKA I. (2004): Zkušenosti s použitím krytokořenného sadebního materiálu z intenzivních technologií ve Skandinávii. *Možnosti použití sadebního materiálu z intenzivních školkařských technologií pro obnovu lesa*. Sborník z mezinárodního semináře. Opočno, 3.–4. 6. 2004, 27–34.
- LANDIS T.D. (1990): Containers: types and functions. In: *The Container Tree Nursery Manual*. Volume 2, Chapter 1, *Agriculture Handbook*, Landis et al., USDA Forest Service.
- LINDSTRÖM A., RUNE G. (1999): Root deformation in plantations of container-grown Scots pine trees: effects on root growth, tree stability and stem straightness. *Plant and Soil*, 217: 1–2: 29–37.
- MAUER O. et al. (2011): *Zakládání lesů II*. Učební text. ÚZPL LDF MZLU v Brně, 219 s.
- McKAY H.M. (1996): A review of the effect of stresses between lifting and planting on nursery stock quality and performance. *New Forests*, 13: 363–393.
- MURIUKI J.K., KURIA A.W., MUTHURI C.W., MUKURALINDA A., SIMONS A.J., JAMNADASS R.H. (2014): Testing Biodegradable Seedling Containers as an Alternative for Polythene Tubes in Tropical Small-Scale Tree Nurseries. *Small-scale Forestry*, 13: 127–142.
- NAMBUTHIRI S., FULCHER A., KOESER A.K., GENEVE R., NIU G. (2015): Moving Toward Sustainability with Alternative Containers for Greenhouse and Nursery Crop Production: A Review and Research Update. *HortTechnology*, 25: 1: 8–25.
- NÁROVCOVÁ J., NÁROVEC V. (2005): Aktuálně o testování obalů krytokořenného sadebního materiálu lesních dřevin. *Zprávy lesnického výzkumu*, 50: 1: 63–64.
- NELSON W. (1996): Container types and containerised stock for New Zealand afforestation. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 26: 1–2: 184–190.
- PEŠKOVÁ K. (2024): *Ověřování kvality sadebního materiálu produkovaného technologickým systémem PostCont (diplomová práce)*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, 90 s.

- RUNE G. (2003): Slits in container wall improve root structure and stem straightness of outplanted Scots pine seedlings. *Silva Fennica*, 37: 3: 333–342.
- STIHL (2006): Stihl BT 121 – Instruction Manual. Waiblingen, Andreas Stihl AG & Co. KG: 66. Available at: <https://cdnassets.stihlusa.com/1625854458-bt121manual.pdf> (cit. 2024-02-17).
- VÚLHM (2022): Výroční zpráva 2021. VÚLHM, Strnady [cit. 23-02-2024]. Dostupné na: <https://www.vulhm.cz/files/uploads/2022/07/V%C3%BDro%C4%8Dn%C3%AD-zpr%C3%A1va-RUZ-2021.pdf>
- VÚLHM (2023): Katalog biologicky ověřených obalů pro pěstování sadebního materiálu lesních dřevin. VÚLHM, Opocno. Dostupné na: [http://vulhm.opocno.cz/download/katalog4/k140\\_PostCont\\_D80H140\\_240209.pdf](http://vulhm.opocno.cz/download/katalog4/k140_PostCont_D80H140_240209.pdf), [cit. 10-05-2024].

## **Možnosti adaptácie lesov na klimatickú zmenu asistovanou migráciou drevín v rámci súčasnej a navrhovanej legislatívy EÚ pre lesný reprodukčný materiál – stručný prehľad**

*Options for adaptation to climate change by means of assisted migration in the framework of current and proposed EU legislation for forest reproductive material – a brief review*

ROMAN LONGAUER

Národné lesnícke centrum, Lesnícky výskumný ústav, T. G. Masaryka 2175/22, 960 01 Zvolen, SR, roman.longauer@nlesk.org

### **Abstrakt**

Umelá obnova lesov ponúka možnosť adaptácie ku klimatickej zmene využitím semien a sadeníc z teplejších a suchších oblastí s klimou podobnou tej, aká sa u nás predpokladá v dohľadnej budúcnosti. Na tento účel, okrem odborných usmernení, boli vytvorené a začínajú sa používať nástroje, ktoré pre konkrétnu obnovovanú lokalitu vyhodnotia vhodnosť jednotlivých drevín pre budúce klimatické podmienky a pre vhodné dreveniny doporučia aj oblasť/oblasti pôvodu, a dokonca aj zdroje reprodukčného materiálu.

Návrh nového právneho predpisu EÚ v súvislosti s klimatickou zmenou počíta s národnými pohotovostnými plánmi na zabezpečenie lesného reprodukčného materiálu (LRM) v prípade krízových situácií. Pre profesionálnych operátorov navrhuje povinnosť poskytovať používateľom LRM informácie o jeho vhodnosti pre súčasné a predpokladané budúce klimatické podmienky.

**Kľúčové slová:** klimatická zmena; lesný reprodukčný materiál; umelá obnova; asistovaná migrácia

### **Abstract**

*Climatic adaptation of forest tree species at their populations (provenances) level makes assisted migration following the climate change possible by means of artificial forest regeneration using seeds and planting stock from warmer areas. Along with professional guidelines, expert tools are available which can evaluate a suitability of regenerated sites for different forest tree species under the anticipated future climate. Some expert tools can recommend appropriate regions of provenance and even sources of forest reproductive material.*

*The draft of the new EU climate change legislation envisages national contingency plans for the supply of forest reproductive material (hereinafter "FRM") in case of crisis situations. For professional operators, it will introduce an obligation to provide any consignment of FRM with information about its suitability for current and anticipated future climate conditions.*

**Key words:** climate change; forest reproductive material; artificial regeneration; assisted migration

## ÚVOD

Stredná Európa sa za uplynulé tridsaťročné obdobie oproti obdobiu 1961–1990 oteplila o 1,3–1,5 °C. Desaťročie 2013–2022 bolo dokonca teplejšie o viac ako 2 °C (European Environmental Agency 2023).

K prebiehajúcej klimatickej zmene bezpochyby podstatne prispieva ľudská činnosť. Za posledných 30 rokov ľudstvo do atmosféry vypustilo raz toľko skleníkových plynov ako za celé predošlé priemyselné obdobie. Aj pri „včasnej“ redukcii emisií skleníkových plynov na polovicu oproti súčasnosti teda bude nepriaznivý vývoj klímy pokračovať. Umiernený scenár Panelu OSN o zmene klímy RCP 4,5 (UN FCC 2014) predpokladá, že v druhej polovici 21. storočia bude Zem oproti obdobiu 1961–1990 teplejšia o 2,5 °C.

Klimatická zmena významne posúva klimatické areály (nielen) lesných drevín. Obdobie 1991–2020 bolo v strednej Európe oproti normálu teplejšie o 1,3–1,5 °C. Znamená to, že väčšina našich drevín a ich porastov je na miestach, kde vyrástla, z klimatického hľadiska „doma len jednou nohou“. Oteplenie o 2,5 °C do r. 2050–2070 (podľa umierneného scenára klimatickej zmeny RCP 4,5) prinesie horizontálny klimatický posun o 300–400 km a vertikálny o viac než jeden lesný vegetačný stupeň (LVS). S výnimkou borovice a smrekovca je pritom migračná schopnosť našich hlavných lesných drevín (duby, buk, jedľa) prostredníctvom semien obmedzená na najviac niekoľko kilometrov.

V lesoch strednej Európy by čiastočná zmena drevinového zloženia ako adaptačné opatrenie postačovala, keď by vývoj klímy sledoval optimistický scenár s oteplením len o 1,5 až 2 °C. Vďaka genetickej variabilite by v lesných porastoch prežila časť stromov lepšie znášajúca sucho a teplo. Mohli by si udržať plodnosť, vzájomne sa krížiť a produkovať potomstvo prispôsobenejšie novým podmienkam.

Umelá obnova lesa ako adaptačné opatrenie ponúka možnosti omnoho rýchlejšej reakcie. Podľa jedného z projektov Európskej únie („Crossing Borders – European Forest Reproductive Material Moving in Trade“, 2013–2018) sa v strednej Európe ročne vysadí okolo 900 miliónov sadeníc lesných drevín. Týmto spôsobom možno podporiť asistovanú migráciu genofondu drevín, ktoré sa u nás vyskytujú prirodzene: použitím reprodukčného materiálu získaného v oblastiach, v ktorých sa ich populácie prispôbili teplejšiemu a suchšiemu podnebiu.

## ROZBOR PROBLEMATIKY

### Asistovaná migrácia lesných drevín prostredníctvom semien a sadeníc

Modelovanie vhodnosti dreviny na konkrétnej lokalite v budúcich klimatických podmienkach je založené na intervaloch hodnôt klimatických charakteristík, v ktorých sa drevina vyskytuje hromadne (v klimatickom optime), menej často a na hranici výskytu (viď THUILLER et al. 2016). Zdrojom podkladových údajov o rozšírení a produkčnom potenciáli jednotlivých drevín v rôznych klimatických podmienkach sú napr. monitorovacie plochy celoeurópskej siete Medzinárodného programu pre monitorovanie dopadov znečistenia ovzdušia na lesy ICP Forests. Na tomto základe Atlas lesných drevín Európy (<https://forest.jrc.ec.europa.eu/en>; MAURI et al. 2016) uvádza klimatické areály jednotlivých druhov v doterajšom podnebí. Pre budúce klimatické pomery sa využitím „klimatických nálepiek“ dajú identifikovať miesta, odkiaľ tá-ktorá drevina ustúpi a nové klimatické „okná“, do ktorých sa bude môcť rozšíriť.

Zdrojom podkladových údajov o dnešnom a budúcom podnebí pre naše klimatické modely sú klimatické databázy ako napr. WorldClim alebo EU EURO-CORDEX, ktorá je presnejšia a poskytuje 83 klimatických charakteristík s vysokou presnosťou až v rastri 1 km.

Modelovanie vhodných smerov prenosu lesného reprodukčného materiálu (LRM) v súlade s klimatickou zmenou vychádza z výsledkov provenienčných pokusov, v ktorých sa oddiely reprodukčného materiálu známeho pôvodu (proveniencie) zámerne vysádzajú do odlišných podmienok. V projekte SUSTREE „Zachovanie a udržateľné využívanie diverzity lesných drevín v podmienkach klimatickej zmeny“ programu Interreg EÚ Stredná Európa sme napríklad zhromaždili výsledky 587 provenienčných pokusov s viac ako desiatimi tisícmi provenienciami 7 hlavných drevín – duba zimmného a letného, buka, jedle, smreka, borovice a smrekovca (GAVIRIA et al. 2018). Zhromaždené dáta sa použili na odvodenie funkcií odozvy na zmenu klimatických podmienok (Universal Response Functions) pre regionálne populácie uvedených drevín (CHAKRABORTY et al. 2019). Odvodené funkcie sa využili v expertnom nástroji SusSelect (je voľne dostupný na Google Play), ktorý pre ľubovoľnú lokalitu (GPS súradnicu) doporučuje:

- a) Vhodné dreviny pre klimatické podmienky očakávané na obnovovanej lokalite po r. 2050. Pri výbere zo 7 drevín farebná škála indikuje ich klimatickú vhodnosť, resp. bezpečnosť produkcie. Na kvalifikované rozhodovanie sú však v tomto prípade potrebné odborné znalosti z bioklimatológie, stanovištnej ekológie, pestovania a ochrany lesa.
- b) Vhodnú semenársku (provenienčnú oblasť) reprodukčného materiálu s podnebí podobným tomu, ktoré sa v obnovovanom poraste predpokladá po r. 2050.
- c) V konečnej podobe, ktorá zatiaľ nie je dostupná, SusSelect navrhne vhodné uznané zdroje semien zo spoločného registra zdrojov lesného reprodukčného materiálu EÚ FOREMATIS.

Rozhodovanie o vhodnej oblasti pôvodu semien a sadeníc pre budúce podmienky na miestnej úrovni musí brať do úvahy výskyt a dopady klimatických extrémov – vln horúčav, sucha a jarných mrazov. Toho sú expertné nástroje schopné len do určitej miery. Nástroj Susselect pri doporučení vhodných drevín a vhodných provenienčných oblastí vychádza z podobnosti viacerých klimatických charakteristík (viď GAVIRIA et al. 2018). Z nich „extrémnosť“ klímy charakterizuje letný úhrn zrážok, priemerná teplota vzduchu najteplejšieho a najchladnejšieho mesiaca, trvanie a intenzita zrážkového deficitu („heat-moisture coefficient“).

Rovnako dôležitá je však miera dedičného ovplyvnenia a rozdiely medzi regionálnymi populáciami lesných drevín v adaptívnych znakoch dôležitých z hľadiska. Tie berú do úvahy až špecializované rozhodovacie nástroje na obnovu lesov podobné SusSelect. Pravdepodobne najpokročilejší je škandinávsky Planters Guide pre borovicu lesnú a smrek, dostupný na <https://www.skogforsk.se/english/products-and-events/software/planters-guide---pine/faq/>.

Vzhľadom na závažnosť súvisiacich rozhodnutí by teda mal obhospodarovateľ závažnejšie rozhodnutia konzultovať so špecialistami. Na ilustráciu uvádzame dedične ovplyvnené znaky, ktoré objektívne obmedzujú voľný prenos LRM u našich hlavných lesných drevín:

**Smrek:** Už začiatkom 20. storočia výsledky pokusov ENGLERA (1905, 1913) s výsadbou proveniencií smreka z rôznej nadmorskej výšky potvrdili dedičné ovplyvnenie ich rastu, typu vetvenia a tvaru korún. Tradične preto nielen u nás rozlišujeme pahorkatinný smrek s hrebeňovitým vetvením a rozložitejšou korunou, horský smrek s prevažne zväzkovitým

vetvením a užšou korunou a vysokohorský s doskovitým vetvením a ihlanovitou korunou. Výber vhodného morfortypu pre konkrétny typ stanovišťa (údolie, náhorná poloha, hrebeň, náveterné svahy, hranica lesa) má totiž význam z hľadiska poškodzovania smreka zlomami a vývratmi.

**Buk:** Neskorými mrazmi – ktoré sa v našom regióne stali takmer „novým normálom“ – sú všeobecne menej poškodzované proveniencie buka z oblastí s oceanickejším podnebím a nižších nadmorských výšok s miernejšími zimami (WÜHLISCH et al. 1995). Čo sa týka oceanickosti podnebia, ide o oblasti ležiace na západ a juhozápad (a nie na východ) od nás. Jednoznačne to potvrdil medzinárodný pokus 1995–1998 s približne 120 provenienciami, ktoré sa súbežne vysadili na 23 miestach v 14 krajinách (napr. GOMORY, PAULE 2001).

**Borovica lesná:** Tvar korún, dĺžka a hrúbka vetiev sú kľúčovými znakmi pre zamedzenie škôd ťažkým snehom a námrazou. Na základe tvaru korún a vetvenia naša, česká a rakúska prax rozlišuje borovicu nížinnú a náhornú resp. horskú. Výber jej vhodného ekotypu pre konkrétny typ stanovišťa (nížiny, pahorkatiny, horské polohy) bude z dôvodu možného poškodenia napr. ťažkým snehom dôležitý aj v pokračujúcej klimatickej zmene.

**Dub zimný, dub letný:** z dôvodu poškodzovania neskorými mrazmi je pre odrastanie a kvalitu mladých porastov dôležitá doba jeho rašenia. Podobne ako u buka, neskôr pučia proveniencie z oblastí nachádzajúcich sa na západ a juh od nášho územia. U duba letného je preukázaná existencia edafotypu adaptovaného na vysoké pH pôd v strednom Podunajsku a povodí Sávy – slavonský dub letný – ktorý sa tiež vyznačuje neskorším rašením.

**Smrekovec:** Narozdiel od alpských sú naše proveniencie odolné voči rakovine kmeňa, ktorú spôsobuje *Lachneullula wilkomii*. Tá je limitujúcim faktorom pestovania dreviny v západnej a severozápadnej Európe. Jesenícky (sudetský) smrekovec sa navyše vyznačuje rýchlym rastom pri primeranej kvalite kmeňa. Smrekovec zo Západných Karpát sa popri odolnosti voči rakovine vyznačuje priamym kmeňom a kvalitou dreva. Poľské proveniencie smrekovca sa však po prenose do iných oblastí vyznačujú pomalším rastom a zhoršenou kvalitou kmeňa.

### **Predpisy pre používanie lesného reprodukčného materiálu – EÚ, ČR a SR**

Súvisiace právne predpisy členských štátov EÚ transponujú smernicu Rady 1999/105/ES o obchode s lesným reprodukčným materiálom (LRM), ktorá pokrýva všetky aspekty jeho produkcie od získania cez pestovanie po dodávku konečnému používateľovi. V súlade s mandátom EÚ smernica nerieši používanie LRM. Zjednotila však obsah a formu národných registrov a zoznamov zdrojov LRM, čo umožnilo vytvoriť informačný systém FOREMATIS (<https://ec.europa.eu/forematis/>). Ten obsahuje informácie o lokalite a provenienčnej oblasti každého zdroja LRM v EÚ.

V ČR prenos a používanie LRM upravuje vyhláška č. 456/2021 Sb., o podrobnostiach prenosu reprodukčného materiálu lesných drevín, o evidenci o pôvodu reprodukčného materiálu a podrobnostiach o obnove lesných porostů a o zalesňovaní pozemků prohlášených za pozemky určené k plnění funkcí lesa. Oproti predošlej vyhláške uvoľnila horizontálny prenos LRM. Pre smrek, duby, borovicu lesnú, buk, smrekovec a aj ostatné dreviny sú základným rámcom prenosu len 2 oblasti – Hercýnska a Karpatská. Z voľného prenosu v ich rámci sú vyčlenené menšie oblasti s cennými populáciami, kde sa na umelú obnovu môže použiť len reprodukčný materiál miestneho pôvodu. Vertikálne možno LRM prenášať nielen smerom do vyšších polôh,



ale aj nadol: prakticky voľne medzi 1. až 4. LVS a o jeden stupeň nahor alebo nadol od 5. vegetačného stupňa (s obmedzením pre smrek a kosodrevinu v 8. a 9. LVS).

V SR s menšou rozlohu vyhláška MPRV SR č. 501/2010 Z.z (v znení vyhl. č. 118/2013) vymedzuje pre 7 hlavných drevín po 3 semenárske oblasti. Pre ďalšie dreviny je SR len jednou oblasťou. Výškový prenos LRM je možný len smerom nahor o jeden až dva LVS. V druhom prípade so súhlasom orgánu štátnej odbornej kontroly, ktorým je NLC. Predpisy SR sú oproti ČR otvorenejšie cezhraničnému prenosu. Z hľadiska klimatickej zmeny ide predovšetkým o oblasti mimo územia SR, v ktorých možno získať LRM pre 1. a 2. LVS. Zákon č. 138/2010 Z.z. poveruje NLC, aby raz za 5 rokov vypracovalo Usmernenie pre používanie LRM cezhraničného pôvodu.

### **Podpora adaptácie na klimatickú zmenu v návrhu nových predpisov EÚ pre LRM**

Narozdiel od súčasnej smernice má mať nový právny predpis formu nariadenia EÚ, ktoré členské štáty prevezmú priamo. Vo vzťahu ku klimatickej zmene návrh nariadenia o uvádzaní lesného reprodukčného materiálu na trh (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52023PC0415>) oproti platnej právnej úprave požaduje:

- od oficiálnych orgánov členských štátov vypracovanie národných pohotovostných plánov pre všetky dreviny v pôsobnosti nariadenia a poskytovanie správ o ich prijatí a plnení,
- od profesionálnych operátorov (dodávateľov), aby používateľom dodávaného reprodukčného materiálu poskytovali informácie (na webových stránkach a/alebo v príručkách) o oblasti jeho použitia v súčasných a budúcich klimatických a ekologických podmienkach.

**Národné pohotovostné plány** majú slúžiť na zabezpečenie LRM v prípade krízových situácií: na obnovu lesov zasiahnutých klimatickými extrémami, lesnými požiarimi, vypuknutím nákaz a prienikom škodcov alebo akoukoľvek inou relevantnou udalosťou pre vnútroštátne posúdenia rizika v súlade s článkom 6 ods. 1 rozhodnutia EÚ č. 1313/2013/EÚ o mechanizme Únie v oblasti civilnej ochrany. Pohotovostné plány sa majú vzťahovať na všetky dreviny v pôsobnosti navrhovaného nariadenia, ktoré sú vhodné pre súčasné a budúce prírodné podmienky konkrétneho členského štátu. Plány majú zohľadniť predpokladané budúce rozšírenie drevín na základe národných a regionálnych klimatických modelov. Členské štáty budú musieť pri príprave a aktualizácii pohotovostných plánov spolupracovať so „všetkými príslušnými zainteresovanými stranami“.

**Povinnosť profesionálnych operátorov** poskytovať používateľom LRM informácie o jeho vhodnosti pre súčasné a predpokladané budúce klimatické a ekologické podmienky presahuje možnosti väčšiny profesionálnych operátorov väčšiny členských štátov. Prístup k požadovaným informáciám tak budú musieť sprostredkovať – v rámci dlhšieho prechodného obdobia – oficiálne orgány členských štátov. Podmienkou je dostupnosť expertných nástrojov pre výber vhodnej oblasti pôvodu LRM ako je zmienený SusSelect alebo v severnej Európe používaný nástroj Planters Guide (<https://www.skogforsk.se/plantersguide>).

## ZÁVER

Adaptácia lesov ku klimatickej zmene sa bude z viacerých dôvodov musieť spoľahnúť aj na umelú obnovu lesných drevín. Prvým dôvodom je, že v porovnaní s rýchlosťou otepľovania je migračná schopnosť semien väčšiny našich drevín nedostatočná. Doterajšie oteplenie o 1,5 až 2 °C za 30 rokov zodpovedá klimatickému posunu o približne 250–350 výškových metrov a horizontálnej vzdialenosti 250–300 km. Na adaptačné opatrenia k pokračujúcej klimatickej zmene teda potrebujeme reprodukčný materiál z pomerne vzdialených oblastí.

Asistovaná migrácia má potenciál na to, aby aj v pokročilej klimatickej zmene zmiernila problémy so skrátenou životnosťou, zdravotným stavom a produkciou drevín. Jej účelom teda nie je len zmena drevinového zloženia, ale aj využitie doterajších drevín využitím semien a sadeníc z oblastí, ktorých doterajšie podnebie sa podobá tomu, aké u nás prevládne v dohľadnej budúcnosti.

S ohľadom na vývoj klimatickej zmeny sú pre nás v súvislosti s asistovanou migráciou najzaujímavejšie populácie lesných drevín v juhovýchodnej Európe – Srbsku, častiach územia Bosny, Rumunska a Bulharska. Zabezpečenie dostupnosti semien a sadeníc z týchto oblastí si však vyžiada plánovanie, nebývalú koordináciu a spoluprácu. Pre nás zaujímavé dreviny trpia otepľovaním a suchom aj v južnejšie položených oblastiach. Oslabujú ich častejšie gradácie tradičných škodcov, šírenie nových škodcov a chorôb. Následne menej často plodia a v úrodách semien (napr. buka, dubov) je nižší podiel zdravých, vitálnych semien. Z dôvodu nedostatku semien lesných drevín napríklad Srbsko v r. 2023 podstatne obmedzilo možnosti ich komerčného vývozu.

Asistovaná migrácia využívajúca cezhraničný prenos LRM si vyžaduje úpravu národných legislatív a kladie takisto väčšie nároky na producentov a kontrolný systém. Podmienkou úspechu adaptačných opatrení je totiž zaručenie pravosti reprodukčného materiálu, t.j. že deklarovaný zdroj a proveniencia zdroja semien zodpovedá skutočnosti.

Návrh nového nariadenia EÚ pre lesný reprodukčný materiál počíta s povinnosťou dodávateľov poskytovať používateľom LRM informácie o jeho vhodnosti pre súčasné a predpokladané budúce klimatické a ekologické podmienky. To sa zrejme nezaobíde bez využitia rozhodovacích nástrojov, ktoré dodávateľom aj obhospodarovateľom lesa doporučia oblasti pôvodu semien a sadeníc vhodné pre budúcu klímu – na základe klimatických modelov a poznatkov o fenotypovej a genetickej premenlivosti lesných drevín.

### Pod'akovanie

Tento príspevok vznikol vďaka podpore z projektu APVV 21-0270 Adaptívna variabilita genetických zdrojov lesných drevín v podmienkach klimatickej zmeny (ForGenRes) a projektu podporeného z programu EÚ Horizon-2020 LignoSilva Upgrade (č.p. 101059952).

## LITERATÚRA

- ENGLER A. (1905): Einfluss der Provenienz des Samens auf die Eigenschaften der Forstliche Holzgewächse [Vplyv proveniencie semien na vlastnosti lesných drevín]. Mitteilungen der Schweizerisches Zentralanstalt für das Forstliche Versuchswesen, 235 s.
- European Environmental Agency (2023): Global and European Temperature Indicators. Dostupné na: <<https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/global-and-european->

temperatures#:~:text=Global%20mean%20near%2Dsurface%20temperature,depending%20on%20the%20dataset%20used>, [cit. 2024-08-22].

- GAVIRIA J. et al. (2018): SUSTREE Policy Brief I "Conservation and sustainable utilization of forest tree diversity in climate change". EU Interreg Central Europe, 6 s. Dostupné na: <<https://programme2014-20.interreg-central.eu/Content.Node/SUSTREE/CE614-SUSTREE-D.T2.4.3-PolicyBrief1.pdf>>, [cit. 2024-08-22].
- GÖMÖRY D., PAULE L. (2011): Trade-off between height growth and spring flushing in common beech (*Fagus sylvatica* L.). *Annals of Forest Science*, 68: 5: 975–984. doi:10.1007/s13595-011-0103-1
- CHAKRABORTY D. et al. (2019): SUSTREE Policy Brief II "Implementing Assisted Migration". EU Interreg Central Europe, 6 s. Dostupné na: <<https://programme2014-20.interreg-central.eu/Content.Node/SUSTREE/CE614-SUSTREE-D.T2.4.3-PolicyBrief2.pdf>>, [cit. 2024-08-22].
- MAURI A., STRONA G., SAN-MIGUEL-AYANZ J. (2016): EU-Forest, a high-resolution tree occurrence dataset for Europe. *Scientific Data*, 4: 160123. doi:10.1038/sdata.2016.123
- THUILLER W., ENGLER R., LAFORCADE B., ARAUJO M.B. (2016): BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, 32: 3: 369–373.
- WÜHLISH G., KRUSCHE D., MUHS H.-J. (1995) Variation in temperature sum requirement for flushing of beech provenances. *Silvae Genetica*, 44: 5–6: 343–346.
- Vyhláška č. 456/2021 Sb.: Vyhláška Ministerstva zemědělství ČR 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*, částka 204/2021.
- Vyhláška č. 501/2010 Z.z. v znení vyhlášky č. 118/2013 Z.z.: Vyhláška Ministerstva pôdohospodárstva a rozvoja vidieka SR, ktorou sa ustanovujú podrobnosti o produkcii lesného reprodukčného materiálu a jeho uvádzaní na trh. *Zbierka zákonov*, Čiastky 190/2010 a 30/2013.

## Vplyv dreveného popola na reprodukčný materiál

*The effect of woody ash on reproductive material*

VLADIMÍR MAČEJOVSKÝ✉, ELENA TAKÁČOVÁ, IVAN HORVÁT,  
JANKA LUPTÁKOVÁ, MARTIN BELKO

Národné lesnícke centrum, Lesnícky výskumný ústav, T. G. Masaryka 2175/22, 960 01  
Zvolen, SR, ✉vladimir.macejovsky@nlcsk.org

### Abstrakt

Drewná hmota, ktorá je na Slovensku hlavne využívaná k energetickým účelom, je zdrojom tvorby odpadov vo forme dreveného popola. Drewný popol bol už v minulosti opätovne využitý ako hnojivo na poľnohospodárskej pôde, a preto sme sledovali vplyv prítomnosti popola na klíčivosť a počiatočný vývoj semenáčikov.

Zo získaných výsledkov sme žiadny pozitívny, ale hlavne ani negatívny, vplyv prítomnosti popola na klíčivosť či fenologický vývoj semenáčikov nenašli. Zistené fenologické rozdiely boli pravdepodobne podmienené kvalitatívnymi vlastnosťami semenného materiálu.

**KLúčové slová:** *drewný popol; reprodukčný materiál; klíčenie; fenológia*

### Abstract

*Wood biomass, which is mainly used for energy purposes in Slovakia, is a source of waste in the form of wood ash. Wood ash has already been reused as fertilizer on agricultural land in the past, and therefore we monitored the effect of the presence of ash on the germination and initial development of seedlings.*

*From the obtained results, we found no positive, but especially no negative effect of the presence of wood ash on the germination or phenological development of the seedlings. The detected phenological differences were probably conditioned by the qualitative characteristics of the seed material.*

**Keywords:** *wood ash; reproductive material; germination; phenology*

## Úvod

Na Slovensku sa drewná hmota najčastejšie využíva na energetické a drevospracujúce účely. Energetické využitie drewnej hmoty tvorí podstatnú zložku a výroba „čistej“ energie z obnoviteľných a neobnoviteľných zdrojov (jadrová energia, plyn, voda, vietor atď.) je ekonomicky a technicky stále náročná. Jednou z hlavných nevýhod využitia palivového dreva je tvorba odpadov, ktoré je potrebné odstrániť, alebo recyklovať. V našom prípade sa jedná o drewný popol (MICHALÍKOVÁ 2004).

Drewný popol vznikne po spaľovaní ako tuhý odpad nespáleného dreva z častíc menších ako 1 mm a predstavuje potenciálnu zásobu druhotných surovín. Je to vápenato-draselný, silne zásaditý odpad, ktorý je zložený z rôznych hlavných a vedľajších prvkov. Z hlavných prvkov sú v popole prítomní vápnik, draslík, železo, horčík, fosfor, sodík a mangán. Z vedľajších prvkov sú prítomní kadmium, molybdén, chróm, ortuť, olovo a nikel (SINBIO 2016;

ZACHAROVÁ et al. 2012). Pomer týchto prvkov je premenlivý a je závislý aj od tvrdosti dreva. Väčšinou platí, že popol z tvrdého dreva má vyššie zastúpenie draslíka a fosforu a nižšie zastúpenie vápnika a kremíka, v porovnaní s popolom ihličnatých drevín. Drevný popol bol už v minulosti využitý ako hnojivo na poľnohospodárskej pôde, pričom v Škandinávii sa používa v lesných porastoch na úpravu pôdy a doplnenie živín. Hnojením popolom sa už dlhodobo upravuje kyslosť pôdy a aj zvyšuje prístupnosť celkových živín. Popol býva používaný aj ako urýchľovač rozkladu organických zložiek v pôde, a teda aj uvoľnenia dusíka pre rastliny. Preto sa používa aj ako hnojivo na vyrúbaných rašeliniskách, čím sa akceleruje produkcia povrchovej vegetácie (SINBIO 2016).

Keďže existencia drevospracujúceho a spaľovacieho priemyslu je neodmysliteľnou súčasťou spoločnosti, a teda aj jeho tvorba odpadov, je potrebné nájsť čo najviac spôsobov recyklácie a opätovného využitia týchto odpadov. Z daného dôvodu sa projekt zameriava na demonštráciu opätovného využitia drevného popola pri pestovaní lesného reprodukčného materiálu a jeho prípadného vplyvu na kvalitatívne a kvantitatívne vlastnosti semenáčikov. Predkladaná práca sa zameriava na vplyv na klíčivosť a počiatkový rast semenáčikov borovice lesnej (*Pinus sylvestris*) a smrekovca opadavého (*Larix decidua*) pri opätovnom využití drevného popola. Keďže klíčivosť semien lesných drevín, je pod vplyvom rôznych faktorov, ako sú klimatické faktory okolia, či nutričné hodnoty získané od matky počas vývoja, chceme zistiť či prítomnosť popola môže ovplyvniť klíčivosť už plne vyvinutého semenného materiálu a jeho nasledovný fenologický vývoj (JONES, REEKIE 2007; PANDEY et al. 2017).

Získané výsledky dokazujúce pozitívny, prípadne žiadny vplyv na produkciu biomasy a kvalitu pôdy v lesníctve a agrolesníctve, môžu pomôcť pri úprave legislatívy využitia odpadov ako sú drevný popol, ale aj pri samotnej produkcii kvalitného lesného reprodukčného materiálu.

## MATERIÁL A METODIKA

Osivo, na ktorom sme pozorovali vplyv využitia odpadov na ich nasledovnú klíčivosť a počiatkový rast, sme získali z oficiálne registrovaných oddielov semena, ktoré sú nasledovné:

- Borovica lesná – evidenčné č. psy214TR-005, č. listu o pôvode SK/002-2021-TR-L, semenárska oblasť 1 Severoslovenská,
- Smrekovec opadavý – evidenčné č. lde224RK-035, č. listu o pôvode SK/001-2023-RK-L, semenárska oblasť 2 Podtatranská,

Drevný popol sme získali od teplárne Hriňová a celulózový kal od výrobcu papiera Mondi SCP Ružomberok. Oba druhy odpadov sme zmiešali s rašelinou v troch rôznych pomeroch a to:

- 10 kg rašeliny + 5 kg popolu (RPM)
- 10 kg rašeliny + 7,5 kg popolu (RP+)
- 10 kg rašeliny + 2,5 kg popolu (RP-)

Prípadný vplyv nevyužitého odpadu na klíčivosť semien bol zisťovaný pomocou ich výluhov a výluhov substrátov s rôznymi pomermi primiešaného odpadu. Výluh bol vykonaný v plastových fľašiach (250 ml), kam sa navážilo na analytických váhach 10 g jemnozeme pripravenej podľa interných štandardných pracovných postupov (ŠPP) s presnosťou na

2 desatinné miesta, ktorá sa následne zaliala 100 ml deionizovanou vodou. Premiešanie bolo vykonané na horizontálnej trepačke 6 hodín a následne sa vzorky nechali 18 hodín sedimentovať. Výluhy boli filtrované do plastových fľaštičiek cez filter 390.

Hodnoty klíčivosti osiva sa vykonalo podľa platných ISTA pravidiel, na základe ktorých bolo osivo vysiaté do priesvitných archov na vzduchom sterilizovaný filtračný papier, ktorý bol zaliaty pripravenými výluhmi (cca 15 ml). Z každého variantu sa pripravili 4 opakovania (označenie A, B, C, D) po 100 ks semien. Vzorky sa následne uložili do klíčnych skriň, kde sa udržiavala teplota 20 °C (perióda tmy 16 hodín) a 30 °C (periódy svetla 8 hodín). Hodnotenie variantov bolo vykonané po 7, 10, 15 a 21 dňoch od výsevu, čo je kombinácia termínov hodnotenia klíčivosti podľa pravidiel ISTA a ŠPP.

Pri demonštrácii prítomnosti drevného popolu a celulózneho kalu v substráte a jeho vplyvu na počiatočný rast semenáčikov, sme založili v 3 pomeroch rašeliny a znovu použitého odpadu to v:

- 100% rašelina (R)
- 10 kg rašeliny + 5 kg popolu (RPM)
- 10 kg rašeliny + 7,5 kg popolu (RP+)

Nasledovný vývoj semenáčikov sme sledovali jedenkrát týždenne, pričom sa jedincom prideľovali hodnoty 0–4 fenologickej úrovne:

- 0 – nevyklíčený,
- 1 – viditeľná čiapočka a ohyb kmienka,
- 2 – viditeľná stonka – semenáčik kolmo nad zemou,
- 3 – viditeľné ihlice a čiapočka,
- 4 – semenáčik bez čiapočky.

Klíčivosti semien nemajú normálne (symetrické) rozdelenie a fenologického vývoj semenáčikov je vyhodnocovaný ordinálnymi hodnotami. Preto na vyhodnotenie signifikantnosti rozdielov medzi druhmi a variantami prímеси popola bude použitý Kruskalov-Wallisov test a na zistenie prípadnej korelácie medzi premennými bude použitá Spearmanova korelačná analýza.

## VÝSLEDKY

Z rôznych variantov pomeru popola a rašeliny sme získali výluhy, ktorých pH bolo nasledovné:

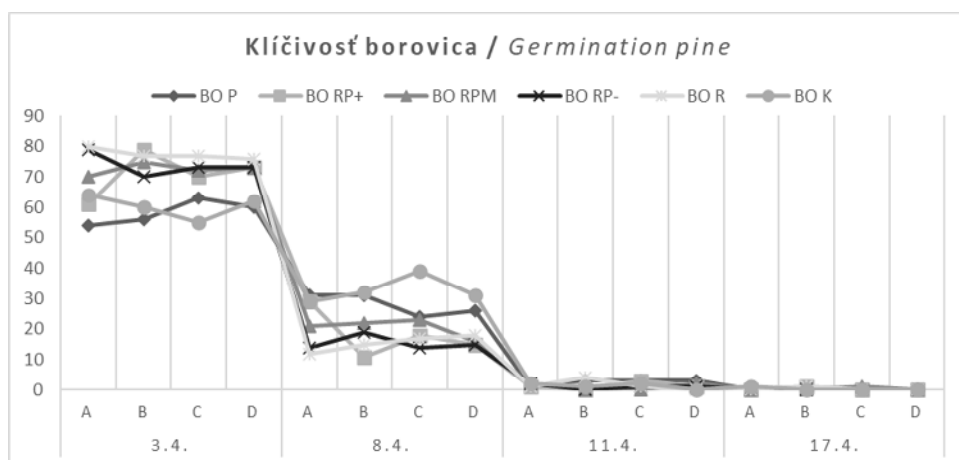
- R (100% rašelina): 4,85
- P (100% popol): 11,72
- RPM: 5,62
- RP+: 5,77
- RP–: 5,55

V Tab. 1 a aj Obr. 1. môžeme vidieť hodnoty klíčivosti za prítomnosti výluhov z rôznych pomerov popola a rašeliny. Ako je vidieť v Tab. 1., klíčivosť semien borovice so 100% výluhom z popola je nižší, v porovnaní s ostatnými variantmi. Najvyššie hodnoty vykazuje pri variante kontrolnej vzorky (ultra čistá voda) a výluhu 100% rašeliny.

**Tab. 1:** Klíčivosť semien borovice.

**Tab. 1:** Germination of pine seeds.

Variant	hmotnosť 1000 ks [g] weight of 1000 pcs. [g]	klíčivosť [%] germination [%]	energia [%] energy [%]
P	8,17	89	58
RP+	8,17	91	71
RPM	8,17	94	73
RP-	8,17	90	74
R	8,17	95	78
K	8,17	95	60



**Obr. 1:** Grafické znázornenie počtu novo vyklíčených semien borovice v danom termíne merania, všetkých (A, B, C, D) opakovaní, každého variantu pomerov rašeliny a popola.

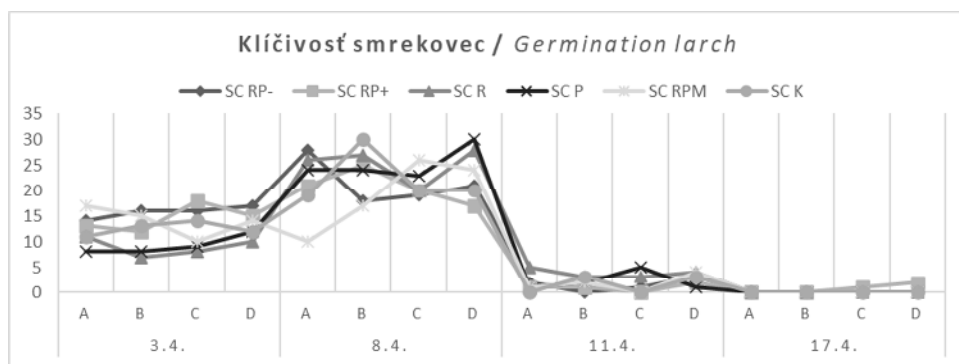
**Fig. 1:** Graphic representation of the number of newly germinated pine seeds in a given measurement period, all (A, B, C, D) repetitions, each variant of peat and ash ratios.

Klíčivosť semien smrekovca (Tab. 2) a jeho charakter časového priebehu (Obr. 2) je zjavne odlišný od borovice. Nižšie hodnoty sú skôr pri variante so 100% rašelinou a kontrolnej vzorky s ultračistou vodou (K) a najnižšie sú pri variante s 50 % rašeliny a 50 % popola.

Nakoniec pomocou Kruskal-Wallisovej analýzy rozdielov (Tab. 3) sme zistili, že rozdiely klíčivosti semien rôznych variantov sú štatisticky nesignifikantné, a to v prípade oboch druhoch.

**Tab. 2:** Klíčivost semien smrekovca.**Tab. 2:** Germination of larch seeds.

Variant	hmotnosť 1000 ks [g] weight of 1000 pcs. [g]	klíčivost [%] germination [%]	energia [%] energy [%]
P	4,46	37	9
RP+	4,46	37	15
RPM	4,46	35	14
RP-	4,46	39	16
R	4,46	36	9
K	4,46	36	13

**Obr. 2:** Grafické znázornenie počtu novo vyklíčených semien smrekovca v danom termíne merania, všetkých (A, B, C, D) opakovaní, každého variantu pomerov rašeliny a popola.**Fig. 2:** Graphic representation of the number of newly germinated larch seeds in a given measurement period, all (A, B, C, D) repetitions, each variant of peat and ash ratios.**Tab. 3:** Kruskalov-Wallisov test klíčivosti luhových variantov.**Tab. 3:** Kruskal-Wallis germination test of variants.

<b>Klíčovost vs. variant luhov (borovica)</b> <i>Germination vs. leacheate variant (pine tree)</i>	Kruskal-Wallis H	5,000
	df	5
	Asymp. Sig.	<b>0,416</b>
<b>Klíčovost vs. variant luhov (smrekovec)</b> <i>Germination vs. leacheate variant (larch tree)</i>	Kruskal-Wallis H	5,000
	df	5
	Asymp. Sig.	<b>0,416</b>

Počas priebehu fenologického merania (Tab. 4.) môžeme vidieť rýchlejší fenologický vývoj semenáčikov borovice pri kontrolnej vzorke, ktorá obsahovalo 100% rašelinu. Avšak rýchlejší fenologický vývoj smrekovca sa vyskytol pri variante 10 kg rašeliny + 7,5 kg popola.



**Tab. 4:** Percentuálne zastúpenie fenologickej úrovne z celkového počtu sledovaných jedincov v danom termíne merania borovice lesnej (*Pinus sylvestris*) a smrekovca opadavého (*Larix decidua*).

**Tab. 4:** Percentage representation of the phenological level from the total number of monitored individuals in the given measurement date of Scots pine (*Pinus sylvestris*) and deciduous larch (*Larix decidua*).

Druh Species	Variant	Dátum merania v roku 2024 Measurement date in 2024	Zastúpenie fenologickej úrovne [%] Representation of phenological level [%]				
			0	1	2	3	4
<i>Pinus sylvestris</i>	K	3. 4.	93	6	1		
		9. 4.	10	5	21	64	1
		16. 4.	7			47	47
		23. 4.	6				94
		30. 4.	6				94
	RP+	3. 4.	99	1			
		9. 4.	29	10	31	30	1
		16. 4.	21		39	38	2
		23. 4.	20			1	78
		30. 4.	20				80
	RPM	3. 4.	97	1	2		
		9. 4.	22	11	26	41	
		16. 4.	18			42	40
		23. 4.	18			1	81
		30. 4.	16	1	1		82
<i>Larix decidua</i>	K	3. 4.	99	1			
		9. 4.	72	13	8	5	2
		16. 4.	48	10	2		41
		23. 4.	42	2		4	51
		30. 4.	41	1	1	1	54
	RP+	3. 4.	100				
		9. 4.	62	27	8	1	3
		16. 4.	34	5	4		57
		23. 4.	33		2		63
		30. 4.	33				64
	RPM	3. 4.	98	1	1		
		9. 4.	54	20	12	9	5
		16. 4.	46	2	3	1	49
		23. 4.	42		2	1	54
		30. 4.	39				59

Výsledky Kruskal-Wallisovho testu ukázali, že medzi variantami pomeru rašeliny a popola existuje štatisticky signifikantný rozdiel (Tab. 5), a to hlavne medzi variantom 100% rašeliny, ktorá slúžila ako kontrolná vzorka, a pomerom 10 kg rašeliny + 7,5 kg popola (RP+) (Tab. 6).

Avšak Spearmanova korelačná analýza nám štatistickú signifikantnosť medzi fenológiou a pomerom popola s rašelinou nepotvrdil, a teda nám nepotvrdil náznak vplyvu prítomnosti popolu na počiatkový fenologický vývoj semenáčikov.

**Tab. 5:** Kruskalov-Wallisov test fenologických rozdielov.**Tab. 5:** *Kruskal-Wallis test of phenological differences.*

<b>Variant</b> <i>Pinus sylvestris</i>	Kruskal-Wallis H	10,449
	df	2
	Asymp. Sig.	<b>0,005</b>
<b>Variant</b> <i>Larix decidua</i>	Kruskal-Wallis H	11,404
	df	2
	Asymp. Sig.	<b>0,003</b>

**Tab. 6:** Párové porovnanie rozdielu fenológie.**Tab. 6:** *Pairwise comparison of phenology difference.*

Druh <i>Species</i>	Variant	Test statistic	Std. error	Std test statistic	sig	Ad. Sig
<i>Pinus sylvestris</i>	RP+ x RPM	-43,227	29,576	-1,462	0,144	0,432
	RP+ x K	110,22	34,105	3,232	<u>0,01</u>	<u>0,004</u>
	RPM x K	66,994	34,113	1,964	0,5	0,149
<i>Larix decidua</i>	RP+ x RPM	-72,777	32,164	-2,263	0,024	0,071
	RP+ x K	-108,546	32,199	-3,371	<u>0,01</u>	<u>0,002</u>
	RPM x K	66,994	34,113	1,964	0,5	0,149

**Tab. 7:** Spearmanova korelačná analýza.**Tab.7:** *Spearman correlation analysis.*

Druh <i>Species</i>	Fenologia <i>Phenology</i>	Variant	Poradie merania <i>Order of measurement</i>
<i>Pinus sylvestris</i>	<b>Fenologia</b> <i>Phenology</i>	Correlation Coefficient	1
		Sig. (2-tailed)	0,028
		N	2268
	<b>Variant</b>	Correlation Coefficient	-0,028
		Sig. (2-tailed)	0,18
		N	2268
	<b>Poradie merania</b> <i>Order of measurement</i>	Correlation Coefficient	0,752**
		Sig. (2-tailed)	0
		N	2268
<i>Larix decidua</i>	<b>Fenologia</b> <i>Phenology</i>	Correlation Coefficient	1
		Sig. (2-tailed)	0,034
		N	2261
	<b>Variant</b>	Correlation Coefficient	0,034
		Sig. (2-tailed)	0,102
		N	2261
	<b>Poradie merania</b> <i>Order of measurement</i>	Correlation Coefficient	0,487**
		Sig. (2-tailed)	0
		N	2261

## DISKUSIA

Na základe získaných výsledkov môžeme tvrdiť, že prítomnosť popola nijak neovplyvňuje klíčivosť semien sledovaných druhov. Variant, ktorý mohol predstavovať hrozbu, teda luh zo 100% popola, nebol nijak deštruktívny či obmedzujúci voči sledovanej klíčivosti. Výsledky potvrdili, že klíčivosť je hlavne ovplyvňovaná kvalitatívnymi a kvantitatívnymi vlastnosťami samotného semenného materiálu, čo s najväčšou pravdepodobnosťou sú faktory pôsobiace pri jeho tvorbe. Faktormi ovplyvňujúce tvorbu semien považujeme okolité klimatické faktorov, nutričné zásoby získané od matky, vek, ale aj veľkosť semien (GÓMEZ 2004; PANDEY et al. 2017; PESENDORFER 2015). Práve veľkosť semien, ktorá je pod silným genetickým vplyvom a je dedená od matky, má vplyv na celkový vývoj nového semenáčika (PESENDORFER 2015). Predpokladá sa, že väčšie semená obsahujú väčšiu zásobu živín, potrebných pre klíčenie a následné budovanie biomasy nového jedinca.

Štatisticky signifikantný rozdiel fenologického vývoja nového semenáčika a prítomnosti popola v substráte sa nám nepotvrdil pri korelačnej analýze, ktorá nenašla žiadny vzťah medzi prítomnosťou popola v substráte a vývoja semenáčika. Z daných výsledkov predpokladáme, že fenologický rozdiel bol ovplyvnení iným alebo kombináciou viacerých faktorov. Pravdepodobne sa bude opätovne jednať o veľkosť semien, a teda kvalitu a množstvo stavebných látok, potrebných pre tvorbu biomasy, keďže samotná veľkosť pri druhu *Picea rubens* dokáže ovplyvniť dokonca reakciu na zvýšený CO<sub>2</sub> (JONES, REEKIE 2007), alebo adaptáciu iných druhov na zmenu klímy (KIJOWSKA-OBERC et al. 2020).

Zdá sa, že prítomnosť popola v substráte nemala žiadny pozitívny vplyv na produkciu drevín, aj keď výsledky z fínskeho lesného výskumného inštitútu (Finnish Forest Research Institute) z rašelinísk ukazujú opak. Hnojenie popolom malo výrazne pozitívny vplyv na borovice, ktoré zvýšili svoj rast o 2–4 m za rok. Podobné výsledky boli v Južnom Švédsku, kde prihnojovanie pôdy popolom, zvýšil priemerný ročný rast drevín o 5 m (SINBIO 2016). Z tohto dôvodu sú potrebné ďalšie ciele štúdie a demonštrácie, ktoré budú sledovať ďalšie možné vzťahy medzi opätovnými využitím dreveného popola a produkciou drevín.

## ZÁVER

Z výsledkov môžeme konštatovať, že popol nijak pozitívne, ale hlavne ani negatívne neovplyvňuje kvalitatívne a kvantitatívne vlastnosti semenného materiálu. Prítomnosť popola v substráte nijak výrazne negatívne neovplyvnil prvotný vývoj semenáčikov. Z daných faktov môžeme tvrdiť, že zapracovanie popola do pôdy určenej na produkciu lesného reprodukčného materiálu nemá negatívny vplyv na počiatočný vývoj semenáčikov. Či tento popol bude mať vplyv na následný rast, alebo fenológiu semenáčikov, potrebujeme ešte zistiť ďalšími meraniami. Zatiaľ ale môžeme predpokladať, že zapracovanie dreveného popola do pôdy, nebude mať negatívny vplyv na pestovaný reprodukčný materiál, a teda sa môže jednať o ďalší spôsob recyklácie, a teda opätovného využitia takéhoto druhu tuhého odpadu.

### Podakovanie

The study was funded by the European Commission within the LignoSilva project [Grant Agreement #101059552] under the Horizon Europe Teaming for Excellence action.

---

## LITERATÚRA

- GÓMEZ J. M. (2004): Bigger is not always better: Conglicting selective pressures on seed size in *Quercus ilex*. *Evolution*, 58: 1: 71–80.
- JONES T.A., REEKIE E.G. (2007): Effect of seed size on seedling growth response to elevated CO<sub>2</sub> in *Picea abies* and *Picea rubens*. *Plant Biology*, 9: 6: 766–775. <https://doi.org/10.1055/s-2007-965251>
- MICHALÍKOVÁ F. (2004): K problematike popola z tepelných elektrární (Problem of ash from the thermal power plants). *Infoenergo*, 180–189.
- PANDEY R., BARGALI K., BARGALI S.S. (2017): Does seed size affect water stress tolerance in *Quercus leucotrichophora* A. Camus at germination and early seedling growth stage? *Biodiversity International Journal*, 1: 1: 24–30. <https://doi.org/10.15406/bij.2017.01.00005>
- PESENDORFER M.B. (2015): The Effect of Seed Size Variation in *Quercus pacifica* on Seedling Establishment and Growth. In: Standiford R.B. et al. (eds.): *Proceedings of the seventh California oak symposium: managing oak woodlands in a dynamic world*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-251. Berkeley, CA, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, s. 407–412.
- SINBIO (2016). Štúdia využitia popola zo spaľovania drevnej štiepky na pestovanie rýchlo rastúcich drevín v súlade s najlepšou praxou v zahraničí. In: SINBIO – Sustainable Innovation in Bioenergy. [www.eeagrants.sk](http://www.eeagrants.sk)
- ZACHAROVÁ A., KONTRIŠOVÁ O., KONTRIŠ J., OLLEROVÁ H. (2012): Vplyv drevného popola na obsah makroprvkov v juvenilných jedincoch smreka obyčajného. *Acta Facultatis Ecologiae*, 26: 61–65.

## Introdukované dřeviny: Klíč k odolným a produktivním lesům budoucnosti? Případová studie z bývalé lesní školky Budišov

*Introduced tree species: Key to resistant and productive forests of future? A Case study from former Budišov forest nursery*

JAROSLAV MORAVEC<sup>1</sup>, ZDENĚK VACEK<sup>1</sup>✉, STANISLAV VACEK<sup>1</sup>, JAN ČUKOR<sup>1,2</sup>, JOSEF GALLO<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů. Kamýčká 129, 165 00 Praha-Suchbát, ČR, ✉vacekz@fld.czu.cz

<sup>2</sup>Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, ČR

### Abstrakt

Nejrozsáhlejší kůrovcová kalamita v České republice nutí lesníky volit mezi jednofázovou obnovou s rizikem spojeným s klimatickou změnou a dvoufázovou obnovou pro extrémní stanoviště. V první fázi dvoufázové obnovy se využívají pionýrské dřeviny, které vytvoří ekologický kryt pro cílové dřeviny. Možné je také použití sukcese nebo kombinace přístupů. Smíšené porosty zvyšují produkční potenciál a odolnost vůči klimatickým extrémům, suchu a sekundárním škůdcům. Introdukované dřeviny, odolnější vůči klimatickým změnám, mohou být jedním z řešení pro zalesňování rozsáhlých holin, přičemž mohou zvyšovat i sekvestraci uhlíku v biomase. Příspěvek hodnotí pilotní poznatky ze zalesňování introdukovaných dřevin ve srovnání s domácími v bývalé lesní školce Budišov, kde bylo vysázeno cca 50 druhů v letech 2022–2024. Z hlediska mortality, pro zalesňování extrémních stanovišť v podmínkách probíhající klimatické změny se z introdukovaných dřevin jako nejhodnější jeví *Pinus nigra*, *Cedrus libani* a *Aesculus hippocastanum*, přičemž největšího výškového přírůstu bylo dosaženo u *Aesculus hippocastanum* a *Pseudotsuga menziesii*. Nicméně některé domácí druhy dřevin dosahují lepších výsledků než geograficky nepůvodní.

**Klíčová slova:** klimatická změna; geograficky nepůvodní dřeviny; mortalita, výškový přírůst

### Abstract

*The most extensive bark beetle calamity in the Czech Republic forces foresters to choose between single-phase restoration, with risks associated with climate change, and two-phase restoration for extreme sites. In the first phase of two-phase restoration, pioneer tree species are used to create an ecological cover for the target tree species. Succession or a combination of approaches can also be used. Introduced tree species can be one of the solutions for reforesting extensive clearcuts, potentially increasing production potential and resistance to climatic extremes, long-term drought, and secondary pests. This paper evaluates pilot findings from the reforestation of introduced tree species compared to native ones at the former Budišov forest nursery, where approximately 50 species were planted between 2022 and 2024. From the point of view of mortality, *Pinus nigra*, *Cedrus libani* and *Aesculus hippocastanum* appear to be the most suitable for afforestation*

*of extreme habitats under conditions of ongoing climate change, while the uppermost height increase was achieved with *Aesculus hippocastanum* and *Pseudotsuga menziesii*. However, some native tree species perform better than geographically non-native ones.*

**Keywords:** *climate change; geographically non-native trees; health status; height increment*

## ÚVOD A ROZBOR PROBLEMATIKY

### Klimatická změna a obnova kalamitních holin

Současný, historicky největší rozsah kalamitních holin nutí lesní hospodáře volit mezi tradičně používanou jednofázovou obnovou, která má vysoké riziko problémů spojených s klimatickými změnami, a dvoufázovou obnovou pro extrémní stanoviště. V první fázi dvoufázové obnovy se využívají pionýrské dřeviny (břízy, olše atd.), které vytvoří ekologický kryt pro cílové dřeviny. Může se také využít sukcese nebo kombinace obou přístupů (VACEK et al. 2009). Velikost kalamitní holiny a stanovištní podmínky jsou klíčové pro volbu konkrétních obnovních postupů s důrazem na správný podíl jehličnanů a listnáčů a minimálně 20% podíl melioračních dřevin. Dodržování zásady 3 hlavních dřevin (30 : 30 : 30) a minimálně jedné přimíšené dřeviny je nezbytné (VACEK et al. 2023a). Správná tvorba porostní směsi zvyšuje produkční potenciál až o 38 % a zlepšuje odolnost vůči klimatickým extrémům, dlouhodobému suchu, znečištění ovzduší a sekundárním škůdcům (PRETZSCH et al. 2010; VACEK et al. 2021a).

ÚHÚL doporučuje minimálně 4 druhy dřevin, přičemž žádná nesmí přesáhnout 50% zastoupení, zejména na holinách větších než 0,5 ha. U holin do 1 ha se většinou provádí jednofázová obnova bez přípravných dřevin (POLENO et al. 2009). U holin 1–5 ha je možná postupná výsadba, začínající dřevinami dobře rostoucími na otevřených plochách, a následně doplněná dalšími dřevinami. Pro velké holiny nad 5 ha je vhodná dvoufázová obnova, osvědčená při obnově imisních kalamitních holin v horských oblastech ČR (VACEK et al. 2007).

Podíl nepůvodních dřevin na kalamitních holinách je v Národním akčním plánu adaptace na změnu klimatu omezen na maximálně 20 % a neměly by negativně ovlivňovat stanovištní poměry (PODRÁZSKÝ, VACEK 2018, 2020). V chráněných územích je použití nepůvodních dřevin regulováno (HYNEK, DORŇÁK 2003). Tyto druhy jsou však součástí české krajiny po staletí (PODRÁZSKÝ, PRKNOVÁ 2019) a mohou zvýšit produkci a stabilitu lesů, což je užitečné i při adaptaci na klimatické změny (VACEK et al. 2023a).

### Principy použití introdukovaných druhů dřevin

Využívání nepůvodních druhů v lesním hospodářství náš právní řád umožňuje, neboť § 31 lesního zákona (č. 289/1995 Sb.) se uvádí, že vlastník lesa je povinen obnovovat lesní porosty stanovištně vhodnými dřevinami, což řada introdukovaných druhů v konkrétních podmínkách splňuje. Vyhláška MZe č. 298/2018 Sb. také počítá s těmito druhy. Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, však omezuje jejich používání v národních parcích, chráněných krajinných oblastech a přírodních rezervacích. Nepůvodní druhy se mohou využívat pouze s povolením orgánu ochrany přírody a krajiny, mimo hospodaření podle schváleného LHP nebo převzaté LHO.

Metodický pokyn AOPK ČR z roku 2005 zakazuje zavádění nových nepůvodních druhů v CHKO a reguluje používání druhů již zavedených podle jejich vlivu na původní druhy a krajinu. Invazivní dřeviny jako *Ailanthus altissima*, *Pinus strobus*, *Populus ×canadensis*, *Robinia pseudoacacia* jsou považovány za nebezpečné (KŘIVÁNEK 2004). Národní lesnický program doporučil novelizaci zákona č. 114/1992 Sb. a příslušných vyhlášek pro přesné vymezení nepůvodních druhů.

Lesnický výzkum se detailně zabývá bezpečným využíváním introdukovaných dřevin (BURIÁNEK 2019). Ekonomické důvody jsou hlavním motivem pro jejich dlouhodobé hospodářské využívání. Vhodné druhy mohou zvýšit odolnost lesních porostů vůči změnám prostředí a zajistit produkci obnovitelné dřevní suroviny, což má vysoký ekonomický dopad. Některé introdukované druhy, jako *Juglans nigra* nebo *Castanea sativa*, poskytují cenné sortimenty pro speciální využití (NOVOTNÝ et al. 2022).

## MATARIÁL A METODIKA

### Charakteristika zájmového území

Bývalá lesní školka Budišov se nachází v kraji Vysočina, okrese Třebíč, v katastrálním území obce Valdíkov (Obr. 1). Většina pozemků patří České republice s právem hospodaření Lesy České republiky, s. p. Areál se nachází v nadmořské výšce 459–481 m s průměrnou výškou 472 m a maximálním výškovým rozdílem 21 m. Terén je plochý s průměrným západním sklonem 2,1°. Geologický podklad tvoří granity a křemité syenity karbonského stáří. Z hlediska typologie se jedná o květnaté květnaté bučiny a lesní typ 4S1. Z hlediska bonitace, areál zahrnuje 35,1 ha BPEJ 7.32.01, 2,6 ha BPEJ 7.29.01 a 2,0 ha BPEJ 7.32.11, což odpovídá kambizemím modálním, karbonátovým, eubazickým a arenickým. Půdy patří převážně do hydrologické skupiny A, charakterizované vysokou rychlostí infiltrace, nízkou retenční a využitelnou vodní kapacitou.

Klimatické charakteristiky meteorologické stanice Velké Meziříčí (vzdálenost 11 km od Budišova) ukazují, že rok 2023 byl ve srovnání s lety 1961 až 2022 extrémní. Průměrné měsíční teploty byly ve všech měsících (leden až listopad) vyšší o 0,5 až 4,3 °C. Největší rozdíly byly v lednu (4,3 °C), září (3,7 °C), říjnu (2,8 °C), červenci (2,6 °C) a únoru a březnu (1,9 °C). Průměrné měsíční úhrny srážek byly také nevyrovnané. Největší srážkové deficity byly v září (16 % dlouhodobého průměru), červenci (38 %), červnu (39 %) a květnu (51 %). Nižší srážky byly i v říjnu (70 %) a březnu (81 %). Naopak duben (241 %) a listopad (172 %) měly abnormálně vysoké srážky, což vedlo k rychlému odtoku vody kvůli degradovaným půdám. Celkově byl rok 2023 ve vegetačním období z hlediska teploty, srážek a větru jedním z nejextrémnějších od roku 1961.

Na ploše bývalé lesní školky bylo kromě 16 druhů domácích dřevin (více než 37 tis. sazenic) na jaře a na podzim roku 2023 a na jaře 2024 vysazeno široké spektrum (33 druhů) introdukovaných dřevin v jednodruhových variantách, případně v jednořadových směsích na 120 dílčích plochách (15 × 15 m) na oploceném dílci 5 a na 29 dílčích plochách na dílci 6. Z hlediska vyspělosti se jednalo o sadební materiál o výšce 20 až 60+ cm (většina 35+ cm). Z hlediska počtu sazenic se jedná o více než 14 tis. kusů sazenic. Na dílci 6 na podzim roku 2023 také proběhl výsev dubu ceru (*Quercus cerris*) a ořešáku černého (*Juglans nigra*). Seznam vysázených introdukovaných dřevin v bývalé lesní školce Budišov je následující: *Abies concolor*, *Abies grandis*, *Abies nordmaniana*, *Abies veitchii*, *Aesculus hippocastanum*,

*Castanea sativa*, *Cedrus atlantica*, *Cedrus deodara*, *Cedrus libani*, *Celtis australis*, *Corylus colurna*, *Cupressus sempervirens*, *Ginkgo biloba*, *Juniperus thurifera*, *Morus nigra*, *Paulownia tomentosa* a její hybridy, *Picea omorika*, *Pinus halepensis*, *Pinus hwangshanensis*, *Pinus peuce*, *Pinus nigra*, *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus pyrenaica*, *Sequoia sempervirens*, *Sequoiadendron giganteum*, *Ulmus pumila*, *Thuja plicata* a *Thuja occidentalis*.



**Obr. 1:** Lokalizace bývalé lesní školky Budišov – areál lesní školky je vyznačen čárkovanou čarou. Na dílcích 1–8 byla provedena výsadba.

**Fig. 1:** Location of the Budišov former forest nursery – the area of the forest nursery is marked with a dashed line. Planting was carried out on plots 1–8.

### Sběr a analýza dat

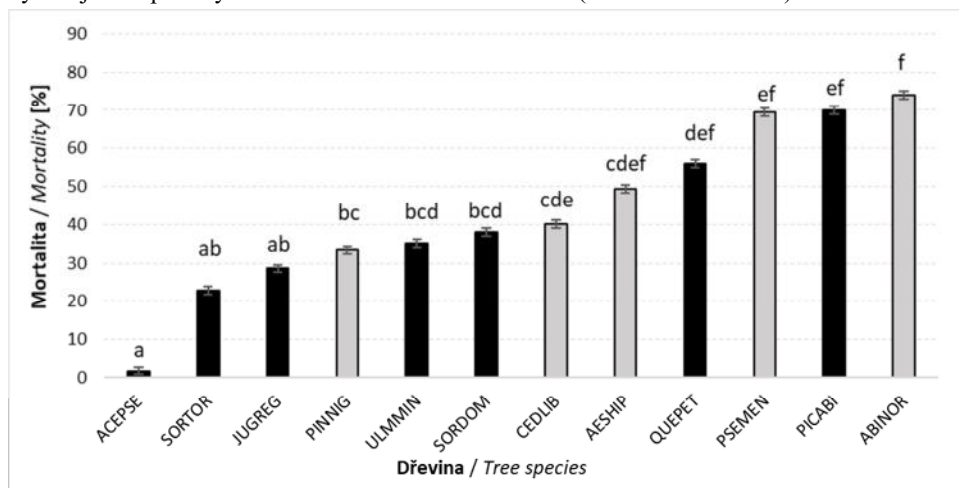
Hodnocení jednotlivých variant výsadeb introdukovaných dřevin v bývalé lesní školce proběhlo pomocí standardních biometrických metod s měřením jednotlivých parametrů v říjnu 2023 (výška, tloušťka kořenového krčku, roční přírůsty s přesností na mm). Hodnocena byla též mortalita a vitalita dřevin (olistění a další charakteristiky), a to ve statisticky dostatečných opakováních, čemuž odpovídá rozsah zalesnění. Statistické analýzy získaných dat byly provedeny pomocí základních deskriptivních a statistických metod (testování normality a shody rozptylů → ANOVA vs. K-W test) v softwaru Statistica (TIBCO).



## VÝSLEDKY A DISKUZE

### Mortalita

Při porovnání výsadeb vybraných 7 domácích dřevin (*Acer pseudoplatanus*, *Quercus petraea*, *Picea abies*, *Juglans nigra*, *Sorbus torminalis*, *Sorbus domestica*, *Ulmus minor*) a 5 introdukovaných (*Pinus nigra*, *Pseudotsuga menziesii*, *Aesculus hippocastanum*, *Cedrus libani*, *Abies nordmaniana*) z podzimu roku 2022 a z jara roku 2023 v bývalé lesní školce Budišov byly analyzovány signifikantní ( $p < 0,0001$ ) rozdíly v mortalitě v důsledku extrémního sucha a nepříznivého stavu degradovaných půd (Obr. 2). Z výsledků vyplývá, že signifikantně ( $p < 0,05$ ) nejnižší mortalita výsadeb dřevin byla zjištěna u *Acer pseudoplatanus* (1,8 %), *Sorbus torminalis* (22,9 %), *Juglans regia* (28,6 %) a *Pinus nigra* (33,3 %). Z hlediska introdukovaných dřevin mortality do 40 % dosahaly ještě výsadby *Cedrus libani*, resp. *Sorbus domestica* u domácích. Na druhou stranu signifikantně nejvyšší mortalita okolo 70 % byla z introdukovaných dřevin dosažena u *Pseudotsuga menziesii* a *Abies nordmaniana*, resp. z domácích dřevin u *Picea abies*. Naproti tomu v porostech ve fázi tyčovin na bývalé výsypce Antonín na Sokolovsku bylo nejlepšího zdravotního stavu, ale i rezistence vůči klimatickým extrémům dosaženo v porostech *Pseudotsuga menziesii*, *Picea omorika* a *Pinus nigra* (VACEK et al. 2021b). Na druhou stranu nejen na této výsypce, ale například na i na Černokostelecku (PODRÁZSKÝ et al. 2020), nejvyšší mortality vykazovaly výsadby *Pinus strobus*, která z tohoto důvodu nebyla na Budišově vysazována. Špatný zdravotní stav, vysokou defoliaci a mortalitu vykazují také porosty *Picea mariana* a *Pinus rotundata* (VACEK et al. 2021b).

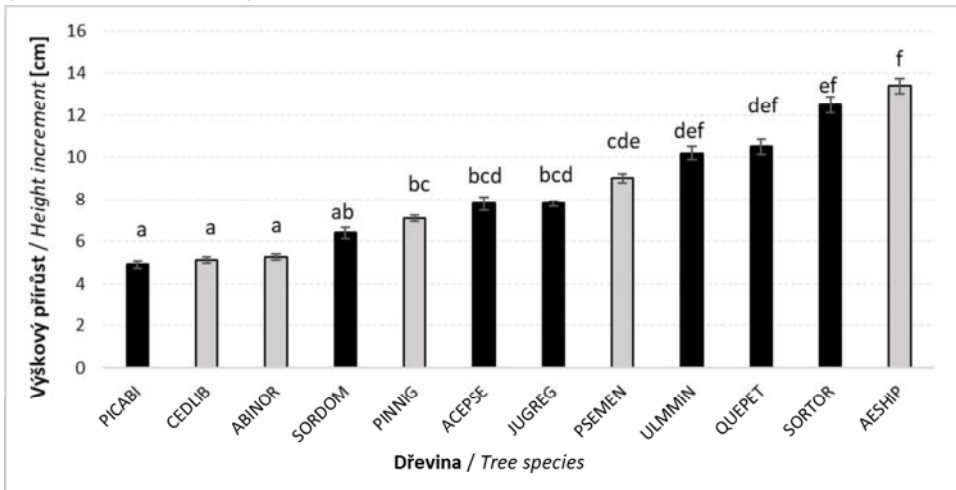


**Obr. 2:** Mortalita vybraných druhů introdukovaných dřevin (šedá barva) na dílci 5 a 6 a domácích dřevin na dílci 1, 2 a 8 (černá barva). Signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ) jsou znázorněny odlišnými písmeny. Popisky dřevin jsou odvozeny ze zkratk latinských názvů.

**Fig. 2:** Mortality of selected introduced tree species (grey color) on sections 5 and 6 and of native species on sections 1, 2 and 8 (black color). Significant differences ( $p < 0,05$ ) are shown with different letters. Tree species descriptions are derived from abbreviations of Latin names.

### Výškový přírůst

Obdobně jako u mortality byl zjištěn signifikantní rozdíl ve výškovém přírůstu mezi zkoumanými dřevinami (Obr. 3). Z výsledků vyplývá, že signifikantně ( $p < 0,05$ ) nejvyšší roční přírůst byl zjištěn u *Aesculus hippocastanum* (13,4 cm), následně u *Sorbus torminalis* (12,5 cm) a *Quercus petraea* (10,5 cm). *Pseudotsuga menziesii* dosahovala výškového přírůstu 9,0 cm. Naopak nejnižší přírůst byl naměřen u *Picea abies* (4,9 cm) a *Cedrus libani* (5,1 cm). Růstovou převahu *Sorbus torminalis* a *Prunus avium* oproti ostatním dřevinám dokládá také GALLO et al. (2022) z experimentálních výsadeb na Lokalitě Doubek – Černokostecko. Z hlediska introdukovaných dřevin jsou na této lokalitě perspektivními druhy *Castanea sativa*, *Platanus acerifolia* a *Corylus colurna*. Z odrostlejších výsadeb na Sokolovsku se jeví jako nejen výškově, ale i produkčně nejvhodnější introdukované dřeviny *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus nigra* a *Picea omorika* (VACEK et al. 2021b). Vysoký produkční potenciál těchto třech dřevin, ale i sekvestraci uhlíku z hlediska mitigace na klimatickou změnu dokládají i ostatní studie (KUBEČEK et al. 2014; VACEK, VACEK 2023; VACEK et al. 2023b). Z hlediska borovic, nejvyšší porostní zásobu, také na Černokostecku, dosahovaly porosty *Pinus ponderosa* (PODRÁZSKÝ et al. 2020).



**Obr. 3:** Výškový přírůst vybraných druhů introdukovaných dřevin (šedá barva) na dílci 5 a 6 a domácích dřevin na dílci 1, 2 a 8 (černá barva). Signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ) jsou znázorněny odlišnými písmeny. Popisky dřevin jsou odvozeny ze zkratk latinských názvů.

**Fig. 3:** Height increment of selected introduced tree species (grey color) on sections 5 and 6 and of native species on sections 1, 2 and 8 (black color). Significant differences ( $p < 0.05$ ) are shown with different letters. Tree species descriptions are derived from abbreviations of Latin names.

### ZÁVĚR

Pedologický průzkum ukázal, že pozemky bývalé lesní školky Budišov byly intenzivním obhospodařováním a použitím průmyslových závlah přeměněny na půdy podobné zemědělským. To vedlo ke snížení obsahu organické hmoty a vyplavení jemných jílových minerálů, což způsobilo utužení půd a zhoršení jejich fyzikálních vlastností. Důsledkem je snížená infiltrace srážkové vody, menší objem infiltrované vody, nižší retenční kapacita a omezený růst dřevin do hloubky půdního profilu. Vyšší zásoba živin omezuje hluboký růst

kořenů, což zhoršuje využití vody v hlubších vrstvách a způsobuje odumírání dřevin během delších suchých období.

Poslední dobou jsou srážky dostačující pro travní porosty, ale nedostatečné pro umělou výsadbu a obnovu lesa, zejména v kontextu extrémního sucha v roce 2023. Změny v chodu srážek, převaha krátkodobých přivalových dešťů, které půdy nedokáží dobře infiltrovat, a vyšší průměrné teploty zvyšující evapotranspiraci způsobují, že klimatické podmínky odpovídají spíše stepním oblastem, kde je obnova lesa velmi obtížná.

Pro zalesňování extrémních stanovišť v kontextu klimatické změny se z domácích dřevin jeví jako nejvhodnější *Acer pseudoplatanus*, *Sorbus torminalis* a *Juglans regia*. Z introdukovaných dřevin jsou vhodné *Pinus nigra*, *Cedrus libani* a *Aesculus hippocastanum*. Naopak jedle se ukazují jako nevhodné pro obnovu lesa na kalamitních holinách. Z hlediska výškového přírůstu vykazovaly nejvyšší potenciál *Sorbus torminalis*, *Quercus petraea* a z nepůvodních dřevin *Aesculus hippocastanum* a *Pseudotsuga menziesii*. Nicméně domácí dřeviny v těchto extrémních podmínkách dosahovaly lepší výsledky, zejména *Sorbus torminalis*. Z hlediska dalšího dlouhodobého výzkumu je důležité se zaměřit na jednotlivé provenience a věnovat větší pozornost listnatým dřevinám.

### Poděkování

Příspěvek vznikl za podpory Grantové služby Lesů ČR v rámci projektu „Experimentální postupy obnovy lesa domácími a introdukovanými dřevinami v podmínkách klimatických změn“ (č. 125).

### LITERATURA

- BURIÁNEK V. (2019): Problematika invazních dřevin v Česku. In: Vacek Z., Podrázský V. (eds.): Introdukované dřeviny jako součást českého lesnictví. ČLS, Kostelec nad Černými lesy, Praha, s. 11–16.
- GALLO J., ZÁRUBA J., BALÁŠ M., PODRÁZSKÝ V. (2022): Výzkumná plocha Doubek – introdukované dřeviny na zemědělské půdě. In: Nové poznatky ve výzkumu introdukovaných dřevin. Sborník příspěvků. ČLS, Praha, s. 45–18.
- KŘIVÁNEK M. (2004): Rostlinné invaze – pět otázek a pět odpovědí. Ochrana přírody, 59: 1: 10–12.
- KUBEČEK J., ŠTEFANČÍK I., PODRÁZSKÝ V., LONGAUER R. (2014): Results of the research of Douglas-fir in the Czech Republic and Slovakia: a review. Central European Forestry Journal, 60: 116–124.
- NOVOTNÝ P. et al. (2022): Katalog taxonů introdukovaných dřevin s potenciálem lesnického využití na stanovištích s nižší dostupností vláhy. Certifikovaná metodika. Lesnický průvodce 1/2022, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Strnady.
- PODRÁZSKÝ V., PRKNOVÁ H. (eds.). (2019): Silvicultural, production and environmental potential of the main introduced tree species in the Czech Republic. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 186 s.
- PODRÁZSKÝ V., VACEK Z. (eds.) (2018): Introdukované dřeviny jako součást českého lesnictví. Sborník příspěvků, Česká lesnická společnost, Praha, 60 s.
- PODRÁZSKÝ V., VACEK Z. (eds.) (2020): Potenciál méně zastoupených introdukovaných dřevin v lesním hospodářství České republiky. Sborník příspěvků, Česká lesnická společnost, Praha, 40 s.

- PODRÁZSKÝ V., VACEK Z., VACEK S., VÍTÁMVÁS J., GALLO J., PROKŮPKOVÁ A., D'ANDREA G. (2020): Production potential and structural variability of pine stands in the Czech Republic: Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) vs. introduced pines – case study and problem review. *Journal of Forest Science*, 66: 5: 197–207.
- POLENO, Z. et al. (2009): Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. *Lesnická práce*, Kostelec nad Černými lesy, 952 s.
- PRETZSCH H., BLOCK J., DIELER J., DONG P. H., KOHNLE U., NAGEL J. et al. (2010): Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. *Annals of Forest Science*, 67: 712.
- VACEK S., SIMON J., PODRÁZSKÝ V., BALÁŠ M., SLÁVIK M., MIKESKA M. et al. (2009): Zakládání a stabilizace lesních porostů na bývalých zemědělských a degradovaných půdách. *Lesnická práce*, Kostelec nad Černými lesy, 792 s.
- VACEK S., SIMON J., REMEŠ J., PODRÁZSKÝ V., MINX T., MIKESKA M. et al. (2007): Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. *Lesnická práce*, Kostelec nad Černými lesy, 447 s.
- VACEK Z., PROKŮPKOVÁ A., VACEK S., BULUŠEK D., ŠIMŮNEK V., HÁJEK V., KRÁLÍČEK I. (2021): Mixed vs. monospecific mountain forests in response to climate change: structural and growth perspectives of Norway spruce and European beech. *Forest Ecology and Management*, 488: 119019.
- VACEK Z., CUKOR J., VACEK S., LINDA R., PROKŮPKOVÁ A., PODRÁZSKÝ V. et al. (2021b): Production potential, biodiversity and soil properties of forest reclamations: Opportunities or risk of introduced coniferous tree species under climate change? *European Journal of Forest Research*, 140: 1243–1266.
- VACEK Z., VACEK S. (2023): Challenges and risks of Serbian spruce (*Picea omorika* [Pančić Purk.] in the time of climate change – a literature review. *Central European Forestry Journal*, 69: 152–166.
- VACEK Z., CUKOR J., VACEK S., GALLO J., BAŽANT V., ZEIDLER A. (2023b): Role of black pine (*Pinus nigra* J.F. Arnold) in European forests modified by climate change. *European Journal of Forest Research*, 142: 1239–1258.
- VACEK Z., VACEK S., CUKOR J. (2023a): European forests under global climate change: Review of tree growth processes, crises and management strategies. *Journal of Environmental Management*, 332: 117353.

## Sledování porostního klimatu v lesích pro predikci jeho vývoje v kontextu probíhající klimatické změny

*Observation of forest stand climate to predict its development in the context of ongoing climate change*

JIŘÍ NOVÁK<sup>1</sup>✉, DAVID DUŠEK<sup>1</sup>, JAROSLAV ROŽNOVSKÝ<sup>2</sup>, VÁCLAV ZOUHAR<sup>1</sup>,  
DUŠAN KACÁLEK<sup>1</sup>, RENÁTA SMOLÍKOVÁ<sup>1</sup>, DUŠAN VAVŘÍČEK<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, 517 73 Opočno, ČR, ✉novak@vulhmop.cz

<sup>2</sup>Český hydrometeorologický ústav, Pobočka Brno, Kroftova 2578/43, 616 67 Brno, ČR

<sup>3</sup>Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie, Zemědělská 3, 613 00 Brno, ČR

### Abstrakt:

Příspěvek informuje o zahajovaných výzkumných aktivitách pro zvýšení poznání o porostním klimatu. V hodnocení dopadu současných klimatických změn, které jsou popisovány na základě měření mimo les, nejsou totiž takové informace stále dostatečné. Byly hodnoceny předběžné výsledky měření teploty vzduchu ve 2 metrech nad zemí a objemové vlhkosti půdy v hloubce 10 cm, a to jak z prostředí dospělých jehličnatých porostů, tak i volné plochy na lokalitách v rozdílných nadmořských výškách. Předběžné výsledky potvrzují předpoklad efektu lesních porostů. V nižších polohách je vzduch lesního porostu chladnější, a naopak ve vyšších polohách je v porostu tepleji než na volné ploše. Vlhkost půdy pak byla vyšší na volné ploše než pod sledovanými porosty, a to na obou lokalitách. Tato studie prezentuje pouze monitoring krátkého období na malém vzorku lokalit a vyžaduje další ověření v dlouhodobějších časových řadách, což je v plánu prezentovaného projektu.

**Klíčová slova:** teplota vzduchu; vlhkost půdy; funkce lesa; lesní stanoviště

### Abstract:

*The contribution informs about started research activities to increase knowledge about stand climate. In assessing the impact of current climate changes, which are described on the basis of measurements outside the forest mainly, such information is still not sufficient. The preliminary results of measuring the air temperature at 2 meters above the ground and the volumetric soil moisture at a depth of 10 cm were evaluated, both from the mature coniferous forest stand and from the open area at locations at different altitudes. Preliminary results confirm the assumption of the effect of forest stands. At lower altitudes, the air in the forest is cooler, and conversely, at higher altitudes, it is warmer in the forest than in the open area. The soil moisture was then higher in the open area than under the monitored stands, in both locations. This study presents only short-term monitoring on a small sample of locations and requires further verification in longer time series, which is in the plan of the presented project.*

**Keywords:** air temperature; soil moisture; forest services; forest site

## ÚVOD

S probíhající klimatickou změnou je v lesnické vědě i praxi diskutována otázka jejího dopadu na stav a vývoj lesních porostů. Jedná se přitom nejen o podmínky, ve kterých rostou současné lesy, ale i o predikci změn porostního klimatu do budoucna. V České republice hraje významnou roli v systému lesnicko-hospodářského plánování (na úrovni OPRL, ale i LHP a LHO) dlouhodobě zavedený Lesnicko-typologický (LT) klasifikační systém, legislativně zakotvený ve vyhlášce č. 298/2018 Sb. S probíhající klimatickou změnou a potřebou řešit přeměny jehličnatých monokultur na druhově pestřejší porosty se ukazuje, že páteř LT systému – lesní vegetační stupně – nastavené dle podmínek a znalostí minulého století vyžadují revizi.

Dosavadní přístup k hodnocení klimatu a jeho změn vychází z klimatických dat získaných mimo lesní porosty a rozsáhlejší a systematické měření přímo v lesích chybí (DE FRENNE, VERHEYEN 2015). Není tak doposud známo, jakou měrou se projevuje porostní klima v jednotlivých vegetačních stupních. Přitom znalosti vlastností porostního klimatu dávají možnost volby vhodných hospodářských opatření a charakter porostního klimatu v jednotlivých vegetačních stupních je základní dispozicí pro revizi vlivu současných klimatických změn na lesní ekosystémy.

K řešení uvedené problematiky by měl přispět projekt NAZV (QL24020351), jehož cílem je aktualizace systému lesnické typologie v měnících se klimatických podmínkách pro potřeby hospodářské úpravy lesů. Jednou z aktivit projektu je vyhodnocení porostních měření podle lesních vegetačních stupňů (LVS) z hlediska mikroklimatu ve vztahu k makroklimatu. Projekt využívá řady porostních měření získaných již v uplynulých obdobích a nově je od dubna 2024 doplněn o paralelní sledování klimatických prvků na volné ploše a v porostech v lokalitách 3. a 5. LVS v české a moravské části území. V tomto příspěvku jsme jako ukázkou pouze ze dvou sledovaných lokalit zpracovali příklad vyhodnocení části prvních průběžných výsledků zaměřených na teplotu vzduchu a vlhkost půdy.

## METODIKA

Pro účely sledování mikroklimatu byly vybrány celkem čtyři lokality reprezentující 3. a 5. LVS a českou a moravskou část našeho území. Na každé lokalitě byly na počátku dubna 2024 instalovány vždy tři automatické meteorologické stanice, a to dvě v lesním porostu s dominancí jehličnanů ve věku nad 50 let a jedna na blízké volné ploše bez krytí lesním porostem. Na všech stanicích (výrobce AMET, <http://www.amet.cz/>) je měřena teplota a vlhkost vzduchu ve 2 m nad zemí a teplota a vlhkost půdy v hloubkách 10, 20 a 50 cm. Stanice na volné ploše dále navíc měří srážky a globální záření. Při výběru stanovišť bylo dbáno na co největší homogenitu porostů a zejména půdních podmínek. Preferována byla stanoviště na bohaté, případně kyselé ekologické řadě.

Současně se zahájením měření byly odebrány i půdní vzorky z uvedených hloubek válečkovou metodou pro stanovení vybraných charakteristik (hydrolimity apod.). Pro účely tohoto sdělení jsme vybrali data z české (sudetské) části experimentu (Tab. 1), tj. lokality Doksy (na majetku Městské lesy Doksy, s. r. o.) a Ještěd (Lesy ČR, s. p., LS Ještěd). Jelikož se jedná o dosud velmi krátkou řadu měření (6. 4. – 18. 5. 2024) jsou vybrané veličiny (teplota vzduchu ve 2 m nad zemí a vlhkost půdy v hloubce 10 cm pod povrchem) hodnoceny prostým porovnáním průměrných denních údajů (vždy porost vůči volné ploše). S podrobnější analýzou zohledňující i charakteristiky sledovaných porostů a půdního prostředí se počítá za delší časové období.

**Tab. 1:** Charakteristiky lesních lokalit s provedeným měřením.**Tab. 1:** *Characteristics of the two monitored forest sites.*

Lokalita <sup>1</sup>	Souřadnice <sup>2</sup>	Nadm. výška <sup>3</sup>	SLT (Soubor lesních typů) <sup>4</sup>	Dřeviny v porostu <sup>5</sup>
Doksy	50.5801997N, 14.6078878E	355 m	3K <i>Querceto-Fagetum acidophilum</i>	BO, SM
Ještěd	50.7232958N, 14.9530633E	555 m	5K <i>Abieto-Fagetum acidophilum</i>	SM, BO, VJ

<sup>1</sup>locality, <sup>2</sup>coordinates, <sup>3</sup>elevation, <sup>4</sup>ecosite (according to VIEWEGH et al. 2003), <sup>5</sup>tree species in stand, BO – borovice lesní (*Scots pine*), SM – smrk ztepilý (*Norway spruce*), VJ – borovice vejmutovka (*White pine*)

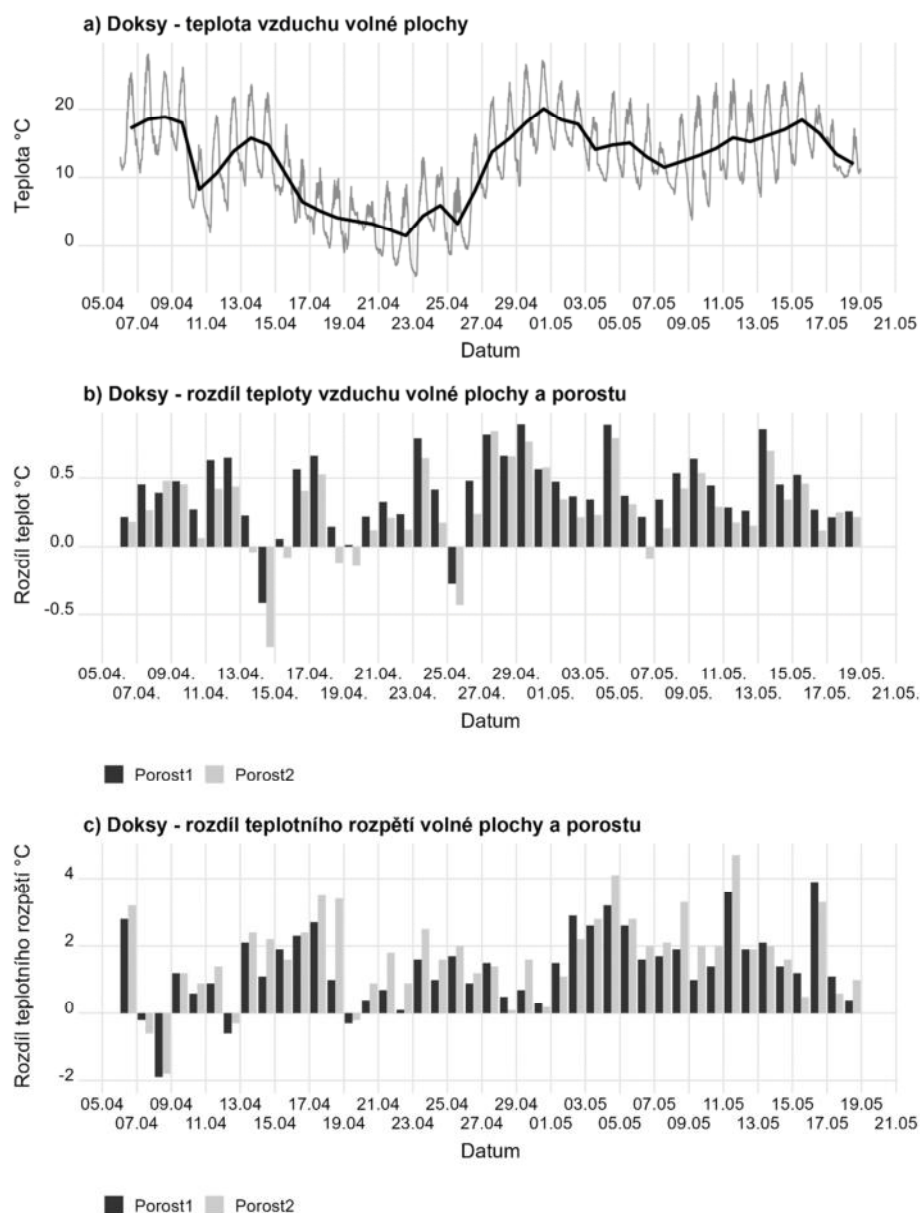
## VÝSLEDKY

### Teplota vzduchu ve 2 m nad zemí

I když bylo sledované období od zahájení měření dosud velmi krátké (6. 4. až 18. 5. 2024), průměrná denní teplota vzduchu (2 m nad půdním povrchem) se na níže položené lokalitě Doksy (Obr. 1a) pohybovala od 1,5 °C (23. 4.) do 20,1 °C (30. 4.). Z porovnání rozdílů teplot vzduchu na volné ploše a v porostech vyplynulo, že v naprosté většině případů bylo na volné ploše tepleji ve srovnání s údaji naměřenými v porostech (Obr. 1b). V některých dnech dosahoval rozdíl teplot až 0,9 °C. Výjimku tvořilo pouze několik dnů, kdy bylo tepleji v porostech ve srovnání s volnou plochou, přičemž se jednalo o dny s ochlazením (poklesem teplot) a výraznější rozdíl (0,4 °C v Porostu1 a 0,7 °C v Porostu2) byl zaznamenán pouze 14. dubna. V průměru za celé sledované období byla volná plocha teplejší o 0,4 °C než Porost1 a o 0,3 °C než Porost2. Pokud jde o porovnání denních teplotních amplitud (Obr. 1c), pak opět v naprosté většině případů bylo větší na volné ploše (v průměru o 1,4 a 1,7 °C vůči Porostu1 a 2).

Ve stejném období se na výše položené lokalitě Ještěd (Obr. 2a) pohybovala průměrná denní teplota vzduchu od -0,2 °C (22. 4.) do 18,68 °C (30. 4.). Na rozdíl od níže položené lokality Doksy, zde na lokalitě Ještěd vyplynulo z porovnání rozdílů teplot vzduchu na volné ploše a v porostech, že ve všech případech bylo na volné ploše chladněji ve srovnání s údaji naměřenými v porostech (Obr. 2b). V některých dnech dosahoval rozdíl teplot až 0,9 °C. V průměru za celé sledované období byla volná plocha chladnější o 0,4 °C než Porost1 a o 0,5 °C než Porost2. Z porovnání denních teplotních amplitud (Obr. 2c) je zřejmé, že ve všech případech bylo větší na volné ploše (v průměru o 3,1 vůči Porostu1 i 2).

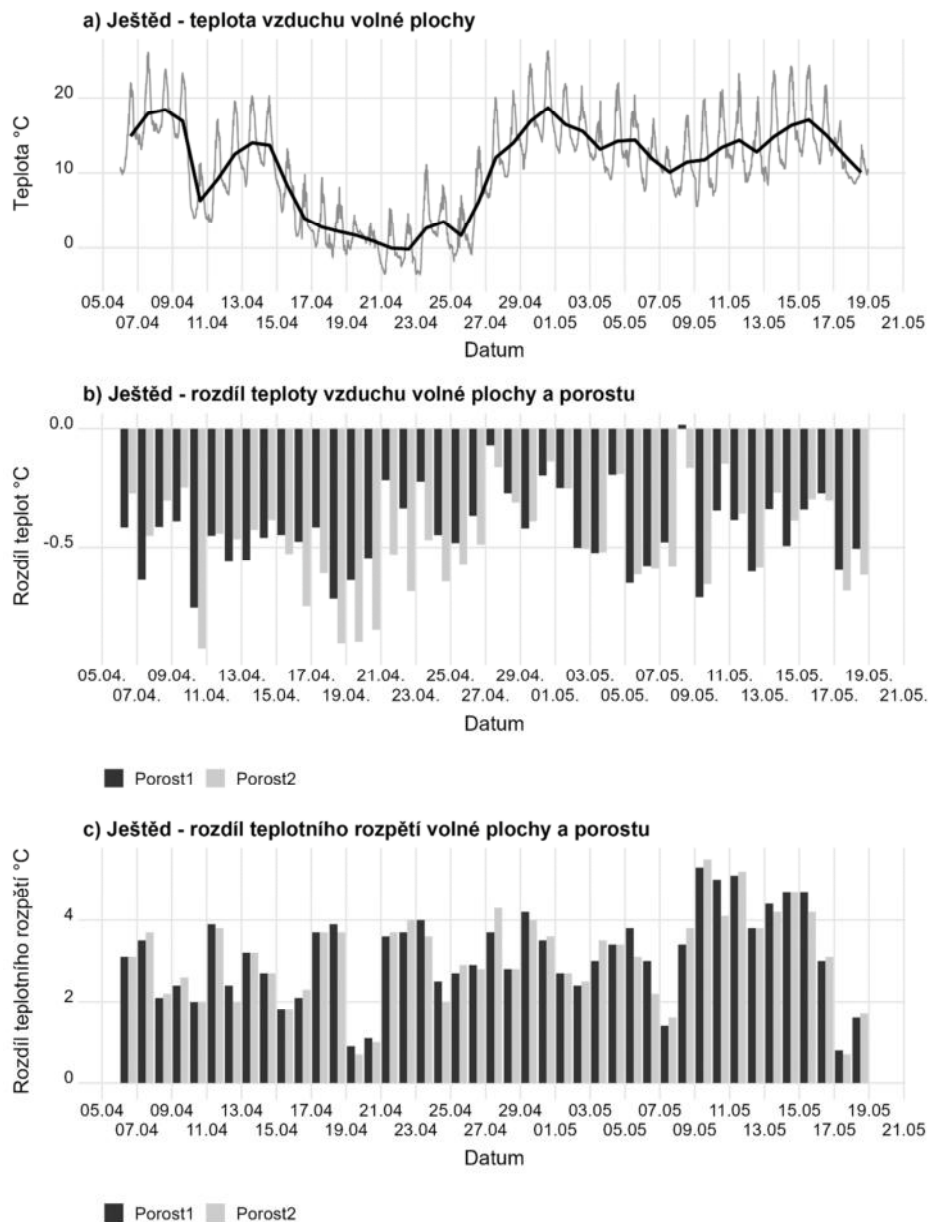
Uvedený trend (výraznější efekt porostu ve vyšších polohách) potvrzuje i porovnání denního rozpětí hodnot teploty vzduchu v krabicových grafech se střední hodnotou mediánu (Obr. 3), kdy v lokalitě Doksy bylo rozpětí hodnot vyšší na volné ploše než v porostech o 1,5 °C (Porost1) až 2,1 °C (Porost2), zatímco na lokalitě Ještěd bylo vyšší na volné ploše o 3,3 °C (Porost2) až 3,5 °C (Porost1). U minimálních denních teplot vzduchu (Obr. 3) činily rozdíly (chladněji na volné ploše) mezi volnou plochou a porosty 1,1 až 1,4 °C v lokalitě Doksy a 0,9 až 1,2 °C v lokalitě Ještěd. V případě maximálních teplot byly zaznamenány rozdíly (tepleji na volné ploše) opět menší v Doksech (1,1 až 1,2 °C) a větší na Ještědu (2,1 až 2,6 °C).



**Obř. 1:** Vývoj teploty vzduchu a jejího denního průměru na volné ploše lokality Doksy za období 6. 4. – 18. 5. 2024 (a), rozdíl v průměrné denní teplotě vzduchu volné plochy a porostu (b), rozdíl v denním teplotním rozpětí – amplitudě (denní maximum – denní minimum) volné plochy a porostu (c).

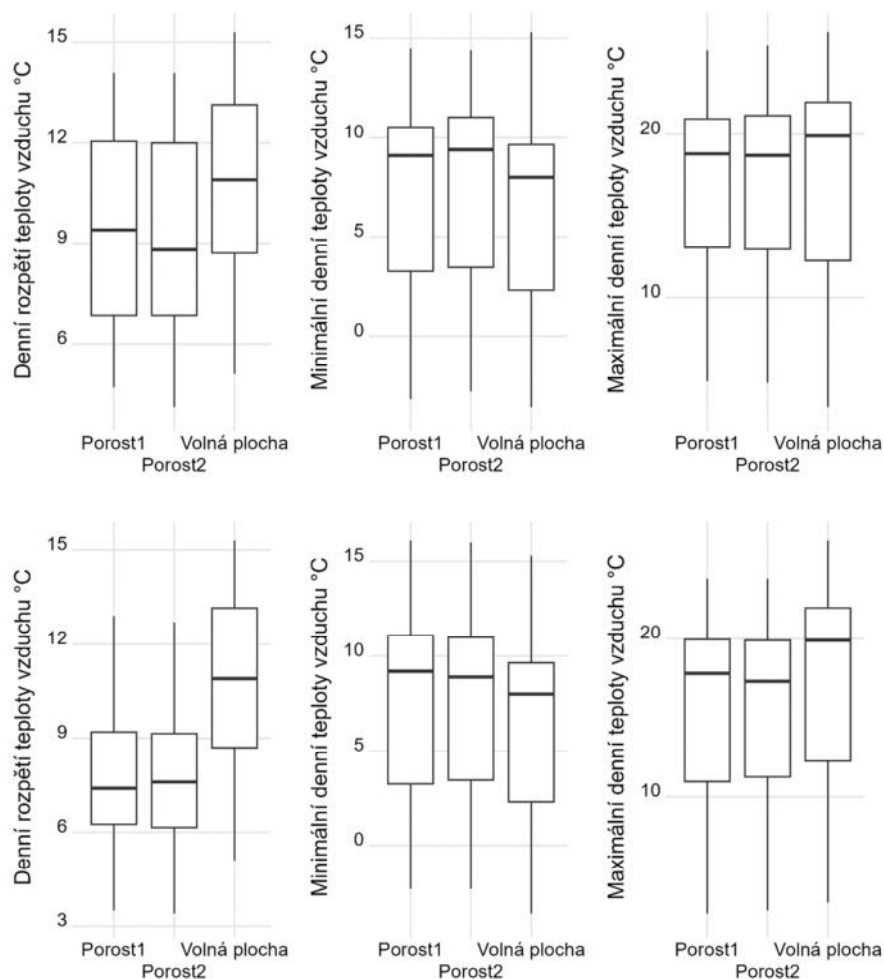
**Fig. 1:** Air temperature fluctuation and its daily mean on open-air locality in Doksy in period April 6 to May 18, 2024 (a), difference between the mean daily air temperature of the open conditions and below the stand (b) and difference in daily temperature range – amplitude (daily maximum – daily minimum) of the open conditions and below the stand – Porost1 and Porost2 (c).





**Obr. 2:** Vývoj teploty vzduchu a jejího denního průměru na volné ploše lokality Ještěd za období 6. 4. – 18. 5. 2024 (a), rozdíl v průměrné denní teplotě vzduchu volné plochy a porostu (b), rozdíl v denním teplotním rozpětí – amplitudě (denní maximum – denní minimum) volné plochy a porostu (c).

**Fig. 2:** Air temperature fluctuation and its daily mean on open-air locality in Ještěd in period April 6 to May 18, 2024 (a), difference between the mean daily air temperature of the open conditions and below the stand (b) and difference in daily temperature range - amplitude (daily maximum – daily minimum) of the open conditions and below the stands – Porost1 and Porost2 (c).



**Obr. 3.** Krabicové grafy rozpětí denních teplot, denních minimálních a maximálních teplot (střední hodnota medián) za období 6. 4. – 18. 5. 2024 na lokalitě Doksy (nahore) a Ještěd (dole) na volné ploše a ve dvou lesních porostech.

**Fig. 3:** Box plots illustrating a range of daily temperatures, daily minimums and daily maximums (median values) in period April 6 to May 18, 2024 on Doksy (on the top) and Ještěd (below) on open area (Volná plocha) and in two forest stands (Porost1, Porost2).

### Vlhkost půdy v 10 cm pod povrchem

Průměrná denní vlhkost půdy v hloubce 10 cm pod povrchem se na lokalitě Doksy pohybovala ve sledovaném období na volné ploše v rozmezí 20,8 až 29,7 % (Obr. 4a) a na lokalitě Ještěd v rozmezí 22,5 až 28,2 % (Obr. 5a) s reakcí zvýšení ve dnech se srážkami. Pod porosty byla na obou lokalitách vlhkost půdy ve stejné hloubce vždy nižší než na porovnávaných volných plochách (Obr. 4b a 5b). V Doksech byla volná plocha vlhčí v denních průměrech o 12,8 % vůči Porostu1 a 13,7 % vůči Porostu2. V lokalitě Ještěd byly rozdíly menší, volná plocha vlhčí o 9,2 % ve srovnání s Porosty1 i 2.

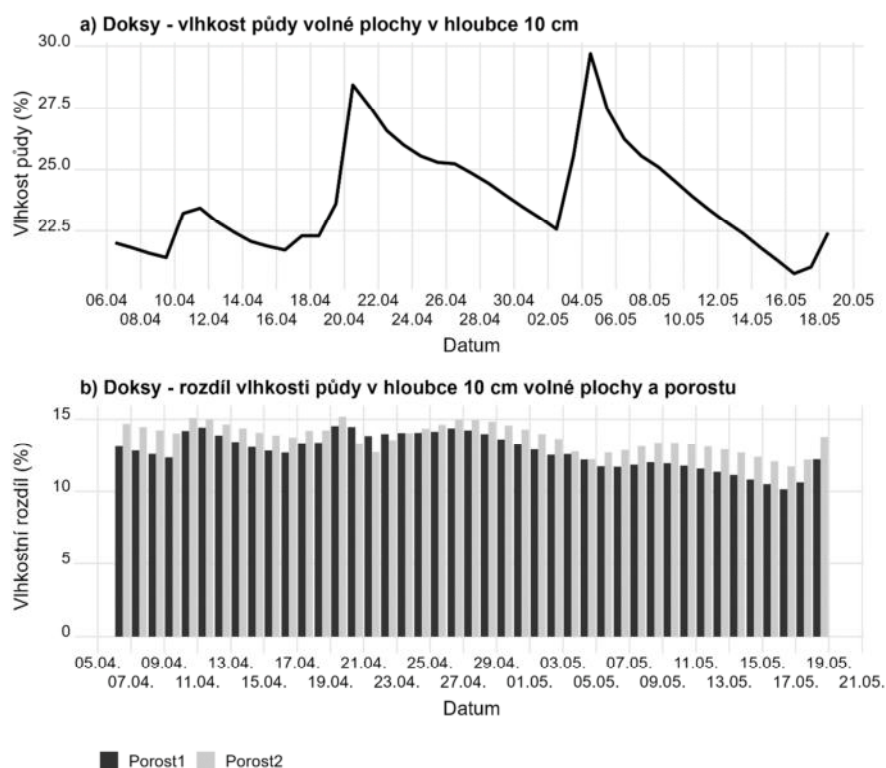
Jak je z míněno v metodice, proběhly spolu s instalací meteorostanic i odběry vzorků a rozborů půdních vlastností. I když se jedná pouze o krátké období měření, lze zmínit výsledné hodnoty hydrolimitů pro obě lokality (Tab. 2).

**Tab. 2:** Průměrné hodnoty hydrolimitů (stanovených rozbořem vzorků odebraných válečkovou metodou) pro hloubku 10 cm na lokalitách Doksy a Ještěd na volné ploše a pod porosty.

**Tab. 2:** Mean values of hydrolimits (based on intact cylinder sample analysis) for soil depth 10 cm in Doksy and Ještěd localities – both open and below-canopy conditions.

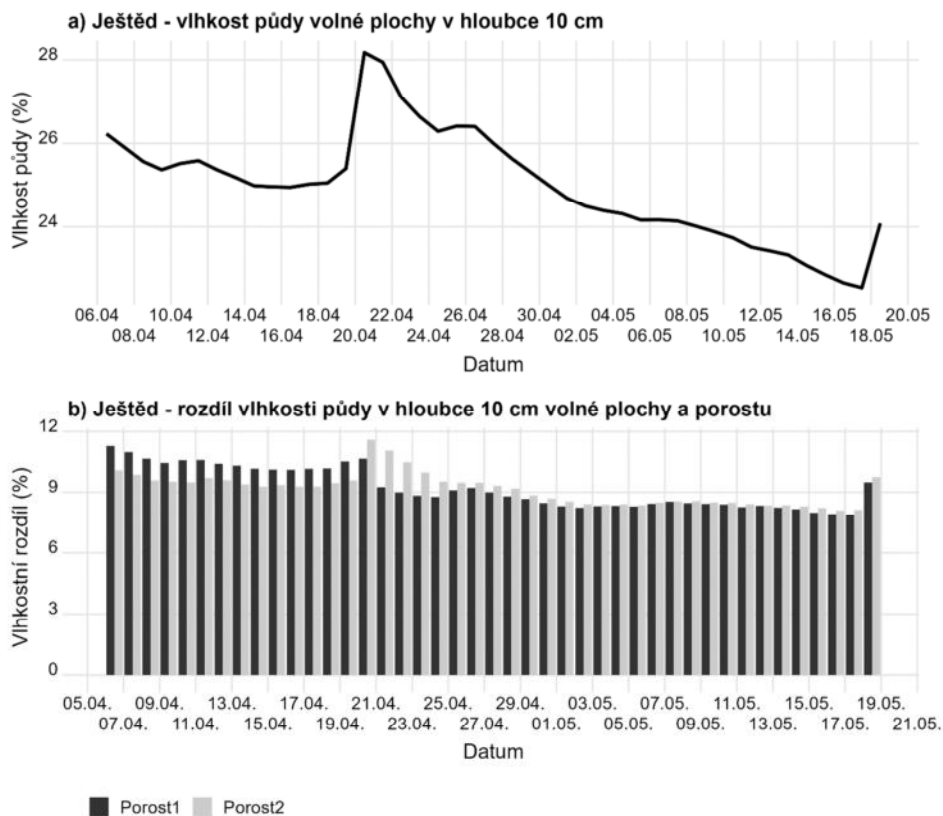
Lokalita <sup>1</sup>	BV [%]	LB [%]	RVK [%]
Doksy – volná plocha <sup>2</sup>	6,7	11,9	22,4
Doksy – porost <sup>3</sup>	5,5	8,8	15,4
Ještěd – volná plocha <sup>2</sup>	12,7	20,6	36,7
Ještěd – porost <sup>3</sup>	6,8	12,9	25,3

BV – bod vadnutí (*wilting point*), LB – lentokapilární bod (*lento-capillary point*), RVK – retenční vodní kapacita (*water holding capacity*), <sup>1</sup>locality, <sup>2</sup>open area, <sup>3</sup>stand



**Obr. 4:** Vývoj průměrné denní půdní vlhkosti v hloubce 10 cm na volné ploše lokality Doksy za období 6. 4.–18. 5. 2024 (a), rozdíl v půdní vlhkosti kontroly a porostu v hloubce 10 cm (b).

**Fig. 4:** Development of average daily soil moisture at 10-cm depth of open-conditions Doksy in period April 6 to May 18, 2024 (a), difference between control and stands (Porost1 and Porost2) soil moisture at depth of 10 cm (b).



**Obr. 5:** Vývoj průměrné denní půdní vlhkosti v hloubce 10 cm na volné ploše lokality Ještěd za období 6. 4.–18. 5. 2024 (a), rozdíl v půdní vlhkosti kontroly a porostu v hloubce 10 cm (b).

**Fig. 5:** Development of average daily soil moisture at 10-cm depth of open-conditions Ještěd in period April 6 to May 18, 2024 (a), difference between control and stands (Porost1 and Porost2) soil moisture at depth of 10 cm (b).

## DISKUSE

Lesní stromy a porosty tvoří specifické mikroklima. S ohledem na místní klimatické charakteristiky a typ porostu řadí AUSSENAC (2000) mezi nejdůležitější klimatické parametry teplotu vzduchu, záření a vodu. Námi uváděná data prezentují velmi krátké období (6 týdnů) a naznačené trendy vyžadují zhodnocení za delší periodu. Přesto je z nich zřejmé, že v nižších polohách 3. LVS (Doksy) je v lesním porostu většinou chladněji (s výjimkou období s teplotami klesajícími k 0 °C) a ve vyšších lokalitách 5. LVS (Ještěd) je chladněji na volné ploše. To je v souladu s výsledky HEILMANA et al. (2021), který v nižších polohách konstatuje riziko nepříznivých dopadů zvýšených teplot v místech bez zápoje lesního porostu. Vyšší teplota (a nižší vlhkost) vzduchu v porostních mezerách (nebo na holinách) ve srovnání se zapojenými porosty byla potvrzena pro buk a dub v Rumunsku (HOHNWALD et al. 2020) nebo pro dub v Maďarsku (KOVÁCS et al. 2020). Obě studie zmiňují vyšší důležitost v zaznamenaných extrémech sledovaných veličin, které na našem experimentu budeme teprve

vyhodnocovat v následujícím období. Přesto, již za krátké období sledování, byla zaznamenána vyšší variabilita (rozpětí teplot) na volné ploše ve srovnání s porosty na obou námi sledovaných lokalitách. Dosud zaznamenané rozdíly v denních průměrných teplotách nepřesáhly na našich plochách 0,5 °C. V teplotním rozpětí to však již bylo téměř 2 °C (Doksy) až 3 °C (Ještěd). To je v souladu se zjištěním MAN a LIEFFERS (1999), který konstatuje rozdíl v maximech i minimech teploty na holině vs. porost 2 až 3 °C. Podobně MEEUSSEN et al. (2021) zjistili při porovnávání ekotonů les/neles v podmínkách evropských listnatých lesů v letním období více než o 2 °C chladněji v lese, přičemž v průměru byla maxima půdní a vzdušné teploty chladnější v lese, zatímco minimální teploty vzduchu byly vyšší v lese. Vyšší teplotu o 2,5 °C v druhé polovině dne ve světlinách ve srovnání s horským lesním porostem konstatují SIMON et al. (2024). Tento trend byl potvrzen i v mladých porostech (mlazínách) – v horách u smrku (ŠPULÁK, KACÁLEK 2016) i ve středních v nižších polohách u smrku a borovice (CHROUST 1997). V pojetí rekreační funkce lesů potvrdili snižování teplotních maxim v letním období (až o 5 °C) v bukových lesích v Rakousku ZOLLES et al. (2021).

V lesních porostech tak jsou zaznamenávány nižší extrémny a nižší variabilita teplot (DE FRENNE et al. 2019), přičemž větší rozdíly mezi volnou plochou a porostem jsou v teplotních maximech než v minimech. Zmírňování maximálních teplot lesními porosty však silně závisí na vodní bilanci (DAVIS et al. 2018). Například TÖLGYESI et al. (2020) zjistili v nižších polohách na písčitých půdách ve vegetační době (pod porosty borovice, topolů a akátů) vysychání hlubších vrstev půdy, což je důležité v problematice spotřeby spodní vody v krajině. V rámci porostního metabolismu, který působí jako biologická vodní pumpa se současným ochlazováním krajiny je proces diferencovanosti půdní vlhkosti mezi volnou plochou a porostem kompatibilní. GREISER et al. (2024) uvádějí, že v mírném pásmu střední Evropy denní maximální teploty v lesních porostech byly v průměru o 2 °C nižší než teploty na volných plochách. Vyrovnávání teplot porostem tak bylo účinnější při vyšší půdní vlhkosti.

V hodnocení klimatických charakteristik je třeba zohlednit sezónní změny (DE FRENNE, VERHEYEN 2015), ale i denní průběh. To potvrzuje AUSSENAC (2000), který konstatuje teplejší podmínky v lese v zimě a v noci. Také ZELLWEGER et al. (2019) zjistili v evropských temperátních listnatých lesích v létě tepleji v porostech o 2,1°C a v zimě a na jaře o 0,4 a 0,9 °C ve srovnání s volnou plochou.

Pokud jde o předběžné zjištění v našem experimentu, tj. že na rozdíl od nižších poloh (Doksy) bylo ve vyšších polohách (Ještěd) většinou tepleji v lesním porostu než na volné ploše, je výsledek v souladu s údaji studií ze švýcarských lesů (RENAUD, REBETEZ 2009; RENAUD et al. 2011), kde se konstatuje v průběhu dne v horském lese tepleji než na volné ploše. Efekt porostu na meteorologické prvky pak ovlivňuje také typ lesa, orientace svahu a půdní jednotka. Významným faktorem je tedy také druhová skladba a smíšení, což pro podkorunové srážky dokládá např. ZHANG et al. (2022) nebo pro teplotu půdy, potažmo půdní respiraci BÉLANGER et al. (2021).

Kromě druhové skladby nelze ve vztahu k porostnímu mikroklimatu pominout ani stav zápoje. Lokálně hustší porosty tak mohou vyrovnávat (zmírňovat) účinky regionálních změn klimatu (CHRISTIANSEN et al. 2022). V tomto směru jsou však dosavadní znalosti dosud omezené, zejména pro případ smíšených porostů (DÍAZ-CALAFAT et al. 2023).

Se zmiňovanou druhovou skladbou i zápojem, jako důležitými faktory pro charakter mikroklimatu v lesních porostech, souvisí problematika hospodaření v lesích. Např. obnovní

zásahy v bukových porostech přinářejí extrémnější mikroklima po jejich provedení (KERMAVNAR et al. 2023). Velikost, struktura a složení porostu tak mohou hrát klíčovou roli při zesilování nebo zpomalování účinků faktorů ovlivňujících přízemní teplotu (např. FERREZ et al. 2011; VON ARX et al. 2012) a mohou tak lokálně modifikovat dopad globálního oteplování. Poznání zákonitostí mikroklimatu v lesních porostech je také podmínkou např. pro správné načasování a provádění výchovy, jako základního pěstebního opatření v mladých porostech (AUSSENAC 2000).

## ZÁVĚR

Předběžné výsledky založené na hodnocení prvního krátkého období (6 týdnů) sledování porostního mikroklimatu potvrdily do jisté míry očekávané efekty lesních porostů. V nižších polohách 3. LVS bylo v lese většinou chladnější než na volné ploše. Ve vyšších polohách naopak lesní porost reprezentoval vyšší teploty vzduchu než volná plocha. Vlhkost půdy (zde hodnocená pro hloubku 10 cm pod povrchem) pak byla vyšší na volné ploše než pod sledovanými porosty, a to na obou lokalitách. Naznačené trendy z předběžných výsledků vyžadují další ověření v dlouhodobějších časových řadách, kde se předpokládá i zaznamenání sezónních efektů. To odpovídá i plánu projektu, který pro studium uvedené problematiky počítá i s využitím starších dat z větššího počtu lokalit.

Výsledky projektu tak pomohou upřesnit vztah mezi porostním klimatem a dosud pro hodnocení lesů používané meteorologické a klimatologické podklady z klimatologických stanicí státních meteorologických služeb, u nás Českého hydrometeorologického ústavu. Význam tohoto poznání narůstá s využíváním dat predikovaného vývoje klimatu na lesní porosty.

### Dedikace

Příspěvek vznikl v rámci řešení projektu QL24020351 „Aktualizace Lesnicko-typologického klasifikačního systému včetně stanovení předpokládaného vývoje lesních vegetačních stupňů s vyhodnocením vlivu mezo a mikroklimatu s ohledem na probíhající klimatické změny a jejich predikce“ a podpory na rozvoj výzkumné organizace č. MZE-RO0123.

## LITERATURA

- ARX G., DOBBERTIN M., REBETEZ M. (2012): Spatio-temporal effects of forest canopy on understory microclimate in a long-term experiment in Switzerland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 166–167: 144–155, ISSN 0168-1923.
- AUSSENAC G. (2000): Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science*, 57: 287–301.
- BÉLANGER N., COLLIN A., KHLIFA R., LEBEL-DESROSIERS S. (2021): Balsam Fir and American Beech Influence Soil Respiration Rates in Opposite Directions in a Sugar Maple Forest Near Its Northern Range Limit. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4: 664584. doi: 10.3389/ffgc.2021.664584
- DAVIS K.T., SOLOMON Z., DOBROWSKI S.Z., HOLDEN Z.A., HIGUERA P.E., ABATZOGLOU J.T. (2019): Microclimatic buffering in forests of the future: the role of local water balance. *Ecography*, 42: 1–11. doi:10.1111/ecog.03836

- DE FRENNE P., VERHEYEN K. (2015): Weather stations lack forest data. *Science*, 80: 234–351. doi: 10.1126/science.351.6270.234-a
- DE FRENNE P. et al. (2013): Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110: 46: 18561–18565. doi:10.1073/pnas.1311190110
- DÍAZ-CALAFAT J., URÍA-DIEZ J., BRUNET J., DE FRENNE P., VANGANSBEKE P., FELTON A., ÖCKINGER E., COUSINS S.A.O., BAUHUS J., PONETTE Q., HEDWALL P.-O. (2023): From broadleaves to conifers: The effect of tree composition and density on understory microclimate across latitudes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 341: 109684. doi:10.1016/j.agrformet.2023.109684
- FERREZ J., DAVISON A.C., REBETEZ M. (2011): Extreme temperature analysis under forest cover compared to an open field. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151: 7: 992–1001. doi:10.1016/j.agrformet.2011.03.005
- GREISER C., HEDEROVA L., VICO G., WILD J., MACEK M. (2024): Higher soil moisture increases microclimate temperature buffering in temperate broadleaf forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 345: 109828.
- HEILMAN K.A., TROUET V.M., BELMECHERI S., PEDERSON N., BERKE M.A., MCLACHLAN J.S. (2021): Increased water use efficiency leads to decreased precipitation sensitivity of tree growth, but is offset by high temperatures. *Oecologia*, 197: 1095–1110. doi:10.1007/s00442-021-04892-0
- HOHNWALD S., INDREICA A., WALENTOWSKI H., LEUSCHNER C. (2020): Microclimatic Tipping Points at the Beech – Oak Ecotone in the Western Romanian Carpathians. *Forests*, 11: 919. doi:0.3390/f11090919
- CHRISTIANSEN D.M., IVERSEN L.L., EHRLÉN J., HYLANDER K. (2022): Changes in forest structure drive temperature preferences of boreal understory plant communities. *Journal of Ecology*, 110: 631–643. doi:10.1111/1365-2745.13825
- CHROUST L. (1997): Ekologie výchovy lesních porostů. Smrk obecný – borovice lesní – dub letní – porostní prostředí – růst stromů – produkce porostu. Výzkumný ústav lesního hospodářství, Výzkumná stanice Opočno, 277 s.
- KERMAVNAR J., LEVANI T., KUTNAR L. (2023): Stable isotope composition in tree rings of *Fagus sylvatica* L. saplings reflects environmental variation induced by silviculture and microsite factors. *Forest Ecology and Management*, 537: 120949. doi:10.1016/j.foreco.2023.120949
- KOVACS B., TINYA F., NEMETH C., ODOR P. (2020): Unfolding the effects of different forestry treatments on microclimate in oak forests: results of a 4- yr experiment. *Ecological Applications*, 30: 2: e02043. doi:10.1002/eap.2043
- MAN R., LIEFFERS V.J. (1999): Effects of shelterwood and site preparation on microclimate and establishment of white spruce seedlings in a boreal mixewood forest. *The Forestry Chronicle*, 75: 5: 837–844. doi:10.5558/tfc75837-5
- MEEUSSEN C., GOVAERT S., VANNESTE T., BOLLMANN K., BRUNET J., CALDERS K., COUSINS S.A.O., DE PAUW K., DIEKMANN M., GASPERINI C., HEDWALL P.-O., HYLANDER K., IACOPETTI G., LENOIR J., LINDMO S., ORCZEWSKA A., PONETTE Q., PLUE J., SANCZUK P., SELVI F. DE FRENNE P. (2021): Microclimatic edge-to-interior gradients of European deciduous forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 311: 108699. doi:10.1016/j.agrformet.2021.108699

- RENAUD V., REBETEZ M. (2009): Comparison between open-site and below-canopy climatic conditions in Switzerland during the exceptionally hot summer of 2003. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149: 5: 873–880. doi:10.1016/j.agrformet.2008.11.006
- RENAUD V., INNES J.L., DOBBERTIN M., REBETEZ M. (2011): Comparison between open-site and below-canopy climatic conditions in Switzerland for different types of forests over 10 years (1998–2007). *Theoretical Applied Climatology*, 105: 119–127. doi: 10.1007/s00704-010-0361-0
- SIMON A., FIERKE J., REITER E.J., LOGUERCIO G.A., HEINRICH S., PUTZENLECHNER B., JOELSON N.Z., WALENTOWSKI H. (2024): The interior climate and its microclimatic variation of temperate forests in Northern Patagonia, Argentina. *International Journal of Biometeorology*, 68: 719–730. doi:10.1007/s00484-024-02617-5
- ŠPULÁK O., KACÁLEK D. (2016): Below-canopy and topsoil temperatures in young Norway spruce and Carpathian birch stands compared to gaps in the mountains. *Journal of Forest Science*, 62: 10: 441–451. doi:10.17221/77/2016-JFS
- TÖLGYESI C. (2020): Underground deserts below fertility islands? Woody species desiccate lower soil layers in sandy drylands. *Ecography*, 43: 848–859. doi:10.1111/ecog.04906
- VIEWEGH J., KUSBACH A., MIKESKA M. (2003): Czech forest ecosystem classification. *Journal of Forest Science*, 49: 74–82.
- ZELLWEGER F., COOMES D., LENOIR J., DEPAUW L., MAES S.L., WULF M., KIRBY K.J., BRUNET J., KOPECKÝ M., MÁLIŠ F., SCHMIDT W., HEINRICH S., DEN OUDEN J., JAROSZEWICZ B., BUYSE G., SPICHER F., VERHEYEN K., DE FRENNE P. (2019): Seasonal drivers of understory temperature buffering in temperate deciduous forests across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 2: 28: 1774–1786. doi:10.1111/geb.12991
- ZHANG S., VERHEYEN K., DE FRENNE P., LANDUYT D. (2022): Tree species mixing affects throughfall in a young temperate forest plantation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 327: 109220. doi:10.1016/j.agrformet.2022.109220
- ZOLLES A., SCHUELER S., GARTNER K., SCHEIFINGER G. (2021): Continuous Parameterization of Leaf Area Index and Phenological Phases Within Deciduous Forests Based on Temperature Measurements. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4: 768085. doi:10.3389/ffgc.2021.768085



## Vývoj štruktúrálnej diverzity v smrekových porastoch obhospodarovaných prírode blízkymi spôsobmi pestovania lesa

*Dynamics of structural diversity in close-to-nature managed Norway spruce stands*

JÁN PITTNER<sup>✉</sup>, ZUZANA PAROBKOVÁ, DENISA SEDMÁKOVÁ,  
IVAN LUKÁČIK, STANISLAV KUCBEL

Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra pestovania lesa,  
T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, SR, <sup>✉</sup>pittner@tuzvo.sk

### Abstrakt

Cieľom tohto príspevku bolo kvantifikovať zmeny v štruktúrálnej diverzite porastov na základe opakovaných meraní na trvalých výskumných plochách nachádzajúcich sa v rôznych nadmorských výškach a s rôznym stupňom pestovnej starostlivosti. Výskum bol realizovaný v lokalite Donovaly (1000 m n. m., porasty v rôznej fáze prebudovy na výberkový hospodársky spôsob) a v lokalite Prašivá (1300 a 1400 m n. m., porasty ponechané na samovývoj s pomiestnym spracovaním kalamity). Analyzovali sme vývoj drevinového zloženia, produkčných charakteristík a štruktúrálnej diverzity použitím vybraných indexov štruktúrálnej diverzity. Z výsledkov vyplýva, že v porastoch bez cieľavedomého pestovného usmerňovania môže nastať homogenizácia štruktúry, čím sa znižuje ich odolnosť voči disturbanciám a ohrozuje ich ochranná funkcia. Hlavnou úlohou pestovného usmerňovania by malo byť vybudovanie a udržanie stabilnej, druhovo bohatej a diferencovanej štruktúry a zabezpečenie trvale plynulej prirodzenej obnovy.

**Kľúčové slová:** druhová diverzita; štruktúralne indexy; výberkový hospodársky spôsob; smrek

### Abstract

*The aim of this paper was to quantify changes in stand structural diversity based on repeated measurements on permanent research plots located at different altitudes and with different types of silvicultural management. The research was carried out at the Donovaly site (1000 m above sea level, stands in different stages of conversion to selection system), and at the Prašivá site (1300 and 1400 m above sea level, stands left to self-development with local salvage logging). We analysed the dynamics of tree species composition, production characteristics and structural diversity using selected structural diversity indices. The results show that in stands without silvicultural management, homogenization of their structure can occur, reducing their resistance to stressors and threatening their protective function. The main task of silvicultural management should be to build and maintain a stable, species-rich and differentiated structure and to ensure continuous natural regeneration.*

**Keywords:** species diversity; structural indices; selection system; spruce

## ÚVOD A PROBLEMATIKA

Vysokohorské lesy sú významným prvkom horskej krajiny, pretože plnia množstvo ekologických, environmentálnych a produkčných funkcií. Na Slovensku bola prevažná väčšina vysokohorských lesov zaradená do kategórie ochranných lesov, čo bolo vyjadrením priority ich ekologických funkcií (KUCBEL 2011). Napriek poznaniu dôležitosti vysokohorských lesných ekosystémov, neexistovalo v nich cieľavedomé pestovné usmerňovanie a ich funkčné pôsobenie bolo považované za samozrejmé. V priebehu 20. storočia bola v lesoch Európy zaznamenaná zvýšená miera výskytu exogénnych disturbancií, pričom ako najdôležitejší faktor bola identifikovaná prebiehajúca zmena klímy (SEIDL et al. 2014). Disturbančné udalosti zasahujú lesné porasty rôzneho drevinového zloženia, avšak lesné porasty s dominantným zastúpením smreka, vykazujú jednoznačne najnižšiu odolnosť (SCHÜTZ et al. 2006; BODEN et al. 2014).

Počas posledných desaťročí sa prírode blízke obhospodarovanie lesov stalo všeobecne akceptovaným spôsobom pre zabezpečenie trvalo udržateľného manažmentu lesných porastov (SCHÜTZ 2002; GAMBORG, LARSEN 2003; MEYER 2005). Jednou z jeho kľúčových charakteristík je snaha o využívanie prírodných procesov, ktoré sú považované za vhodný nástroj pre optimalizáciu pestovných zásahov. Štrukturované, zmiešané lesy vykazujú v porovnaní s rovnovekými, rovnorodými porastmi lepší odolnostný potenciál, zvlášť keď sú vystavené stresu alebo náhodným disturbanciám (WERMELINGER 2004; BRANG et al. 2014; HANEWINKEL et al. 2014). Predstava optimálnej štruktúry vysokohorského lesa vychádza predovšetkým z jeho očakávanej ochrannej funkcie. Aby bol les v týchto polohách schopný neustáleho ochranného pôsobenia, mal by sa vyznačovať trvalou prítomnosťou jedincov na stanovišti, stabilitou a odolnosťou jednotlivých stromov i celého porastu a postupnou prirodzenou obnovou zabezpečujúcou neustálu výmenu generácií (KUCBEL 2011). Týmto požiadavkám v najväčšej miere zodpovedá stabilný, prirodzene sa obnovujúci, vekove, hrúbkovo a výškovo diferencovaný les. V prípade ihličnatých porastov s prímесou buka je vhodný hlavne výberkový hospodársky spôsob, alebo rôzne prechodové formy trvalo viacvrstvových porastov (KORPEL, SANIGA 1994; SANIGA, DENDYS 2015).

Cieľom tohto príspevku bolo kvantifikovať zmeny v štruktúrálnej diverzite porastov na základe opakovaných meraní na trvalých výskumných plochách (TVP) nachádzajúcich sa v rôznych nadmorských výškach a s rôznym stupňom pestovnej starostlivosti.

## MATERIÁL A METODIKA

Výskum bol realizovaný v orografickom celku Nízke Tatry na území lesnej správy Liptovská Osada vo výskumných objektoch Donovaly – časť Mistríky (N 48°52'26"; E 19°14'28") a Prašivá (N 48°52'21"; E 19°18'35"). Objekt Donovaly sa nachádza v nadmorskej výške 960–1050 m n. m., priemerný ročný úhrn zrážok je 900–1000 mm, priemerná ročná teplota sa pohybuje v intervale 4,2–4,8 °C. Nachádza sa v 6. lesnom vegetačnom stupni, v skupine lesných typov *Fagetum abietino-piceosum*. Výskum bol realizovaný v dieci 629 na dvoch trvalých výskumných plochách (TVP) s výmerou 0,25 ha nachádzajúcich sa v rôznej fáze prebudovy na výberkový hospodársky spôsob, s ktorou sa začalo v roku 1982. Dielec 629 je charakteristický produkčnou funkciou, so severovýchodnou expozíciou a sklonom 20 %. Zastúpenie drevín v poraste je nasledovné: smrek (*Picea abies* (L.) Karst.) 92 %, jedľa (*Abies alba* Mill.) 8 % a vtrúsený buk (*Fagus sylvatica* L.) (SANIGA, VENCURIK 2007).

Objekt Prašivá sa nachádza v nadmorskej výške 1160–1480 m n. m., priemerný ročný úhrn zrážok je nad 1200 mm, priemerná ročná teplota sa pohybuje v intervale 3,2–3,8 °C. Nachádza sa v 6. a 7. lesnom vegetačnom stupni, v skupine lesných typov *Fagetum abietino-piceosum* a *Sorbeto-Piceetum*. Výskum bol realizovaný v dieľci 1545b na štyroch TVP s výmerou 0,09 ha nachádzajúcich sa v rôznych nadmorských výškach (TVP 1 a 2 – 1300 m n. m. – Prašivá 1; TVP 3 a 4 – 1400 m n. m. – Prašivá 2). Dielec 1545b patrí medzi ochranné lesy subkategórie b (vysokohorské lesy pod hornou hranicou stromovej vegetácie), so západnou expozíciou a sklonom 70 %. Zastúpenie drevín v poraste je nasledovné: smrek 100 % a vtrúsený buk, jedľa a jarabina vtáčia (*Sorbus aucuparia* L.) (KUCBEL 2011).

Merania na výskumných plochách v objekte Donovaly sa uskutočnili v rokoch 2003 a 2013 a v objekte Prašivá v rokoch 2004 a 2018. Na TVP sa evidovali jedince s hrúbkou  $d_{1,3}$  väčšou ako 8 cm. Pri meraní sa určoval na všetkých jedincoch druh dreveniny, hrúbka  $d_{1,3}$  a status (živý, odumretý). Za účelom zostrojenia výškovej krivky sa na každej TVP vyznačil transekt široký 10 m umiestnený uprostred plochy s dlhšou stranou po spádnici, na ktorom sa na všetkých stromoch merali výšky, výšky nasadenia korún a súradnice stromov. Objem hrubiny jednotlivých stromov sa počítal pomocou vzorcov PETRÁŠ, PAJTIK (1991), v ktorých sa použili výšky stromov vyrovnané pomocou Prodanovej funkcie. Pre charakteristiku druhovej diverzity na jednotlivých TVP bol vypočítaný Shannonov index druhovej diverzity a index relatívnej entropie (SHANNON 1948), ktorý predstavuje podiel hodnoty Shannonovho indexu a hodnoty maximálnej druhovej diverzity v danom poraste. Oba indexy boli počítané aj pre hodnoty početnosti jedincov aj pre hodnoty kruhovej základne. Pre charakteristiku štruktúrálnej diverzity na jednotlivých TVP bol vypočítaný Giniho koeficient (DIXON et al. 1987) pre hodnoty hrúbok aj výšok, koeficient homogenity (CAMINO 1976), ktorý vyjadruje vzťah medzi početnosťou jedincov a ich zásobou v hrúbkových stupňoch, a index porastovej denzity (REINEKE 1933), ktorý vyjadruje mieru hustoty porastu a využíva sa ako charakteristika ochranného pôsobenia lesa.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Plocha Donovaly 1 je umiestnená v poraste, ktorý je navrhnutý na prebudovu na výberkový hospodársky spôsob pomocou existujúcej štruktúry porastu. Modelová zásoba bola nastavená na  $415,5 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  pri kruhovej základni  $39,1 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  a početnosti  $678 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$  (JAĎUŠ 2014). Hrúbkovú štruktúru porastu a jej zmeny v porovnaní s modelovou Liocourtovou krivkou charakterizuje obr. 1. Analýza štruktúry poukazuje na deficit počtu stromov v strednej vrstve výberkového lesa, hlavne v roku 2003. Za obdobie rokov 2003–2013 sa cez výškový presun jedincov z dolnej vrstvy mierne zlepšila hrúbková štruktúra prebudovávaného porastu aj v strednej vrstve. Pokiaľ sa týka hodnôt početnosti, kruhovej základne a zásoby (Tab. 1), môžeme konštatovať, že sa za sledované obdobie veľmi nezmenili a sú mierne vyššie ako modelové hodnoty pre tento porast. Pri analýze drevinovej skladby môžeme konštatovať, že jej vývoj je odlišný pri jej výpočte z hodnôt kruhovej základne (G) a z hodnôt početnosti jedincov (N) (Tab. 1). Pri údajoch z kruhovej základne zastúpenie smreka narastá a zastúpenie jedle klesá, pri údajoch z početnosti je to naopak. Pri hodnotách pre zastúpenie buku môžeme pozorovať v oboch prípadoch ich nárast. Túto skutočnosť nám potvrdzujú aj hodnoty Shannonovho indexu a indexu relatívnej entropie počítané pre N a G (Tab. 2), ktorých hodnoty počítané z N za sledované obdobie stúpili a hodnoty z G naopak klesli. Je to zapríčinené tým, že sa pestovné zásahy v tomto poraste orientujú na zvýšenie druhovej diverzity a podporu

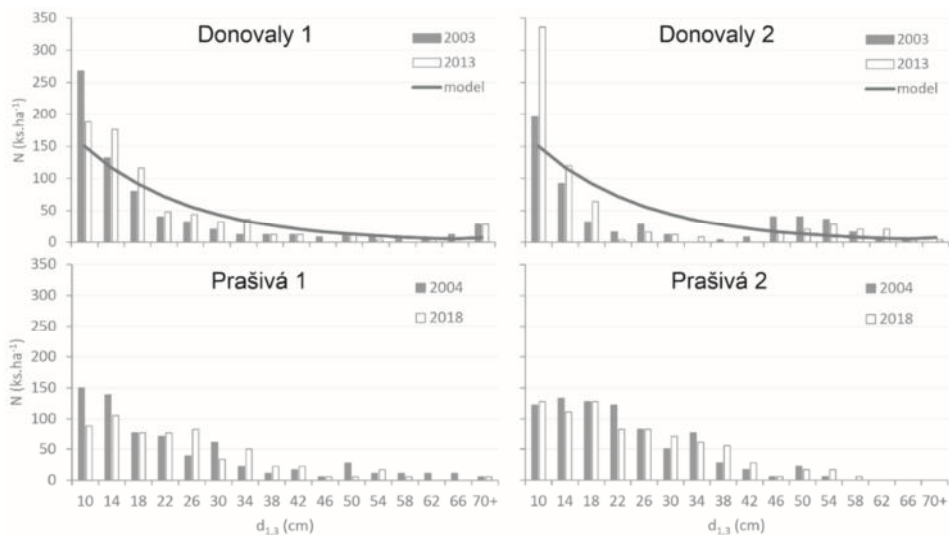
drevín buk a jedľa. Prímes buka je dokonca dôsledok umelej obnovy, ktorá bola zameraná na jeho doplnenie do pôvodnej drevinovej skladby (SANIGA, VENCURIK 2007). Tieto dreviny, sa ale väčšinou nachádzajú v dolnej vrstve porastu, kde je ich početnosť vyššia, ale kvôli nízkym hrúbkam je ich podiel na celkovej kruhovej základni malý. Napriek podpore zastúpenia jedle v poraste je jej pokles na kruhovej základni o 5 % zapríčinený ťažbou jej jedincov presahujúcich cieľovú hrúbku 70 cm (JAĎUĎ 2014).

Plocha Donovaly 2 je riešená v režime prebudovania porastu pomocou následnej generácie a na počiatku bola pestovne usmerňovaná Bádenským clonným rubom s obnovnou dobou 40 rokov (SANIGA, VENCURIK 2007). Modelové hodnoty produkčných veličín sú rovnaké ako pri ploche Donovaly 1. Stav rozpracovania porastu je charakterizovaný na Obr. 1. Na skúmanej ploche môžeme pozorovať dvojvrcholové rozdelenie hrúbkových početností, pričom životnosť stromov, ktoré tvoria kostru dielca je primeraná dĺžke obnovnej doby. Potenciálna dolná vrstva ako aj počet jedincov v hrúbkovej triede  $d_{1,3}$  10 cm je dostatočný pre zabezpečenie ich odrastania do vyšších vrstiev porastu.

Pri hodnotení produkčných ukazovateľov (Tab. 1) ôžeme konštatovať, že postupným odoberaním zásoby hornej vrstvy porastu (starej generácie) sa vytvára priestor pre vývoj dolnej a strednej vrstvy (následná generácia), čo má za následok približovanie sa hodnôt početnosti jedincov a zásoby porastu ku modelovým hodnotám, ale aj pokles kruhovej základne, pretože následná generácia ešte nedokáže nahradiť straty spôsobené ťažbou.

Pokiaľ hodnotíme druhovú diverzitu (Tab. 1 a 2), môžeme pozorovať jej výrazné zvýšenie, o čom svedčia hodnoty indexov druhovej diverzity, kde index relatívnej entropie vypočítaný z N stúpol na hodnotu 0,77, čo znamená, že v danom poraste sa dosiahlo až 77 % z maximálnej druhovej diverzity. Pri hodnotách indexov počítaných z G môžeme vidieť tiež zlepšenie, ale z maximálnej druhovej diverzity sa tu dosiahlo len 34 %. Zvýšenie druhovej diverzity potvrdzuje aj zastúpenie drevín počítané z N aj G. V oboch prípadoch podiel smreku klesá a podiel jedle a buku stúpa, pričom výraznejšie sa to prejavuje pri hodnotách počítaných z N, kde zastúpenie jedli stúplo až o 13 %. Príčinou je tak ako aj na predchádzajúcej ploche podpora primiešaných drevín pestovnými zásahmi (SANIGA, VENCURIK 2007).

Plochy Prašivá 1 a 2 sa nachádzajú v poraste, ktorý má dominantnú ochrannú funkciu subkategórie b (vysokohorské lesy pod hornou hranicou stromovej vegetácie). Porasty tejto kategórie boli v minulosti na Slovensku, pre ich nedostatočné sprístupnenie a nízku ekonomickú efektívnosť, zväčša ponechávané na samovývoj (HLADÍK et al. 1993; KUCBEL 2011). Prírodnému, bez zásahov človeka vyvíjajúcemu sa lesu sa všeobecne pripisovala vysoká a trvalá schopnosť plnenia ochranných funkcií. Prípadné zásahy boli spravidla len sanačnými opatreniami reagujúcimi na vzniknuté problémy (vetrové a snehové kalamity, premnoženie podkôrneho hmyzu). Ešte donedávna bolo pravidlom v ochranných lesoch 7. LVS nepredpisovať žiadne hospodárske zásahy, prípadne len účelový výber nízkej intenzity (OTT et al. 1995). Takéto "hospodárenie" sa používalo aj na sledovaných plochách. Na plochách Prašivá 1 sa pomedne spracovávala kalamita a plochy Prašivá 2 boli ponechané na samovývoj (KUCBEL 2011).



**Obr. 1:** Histogram hrúbkových početností na skúmaných plochách.

**Fig. 1:** Diameter distribution on surveyed sites.

**Tab. 1:** Základné porastové charakteristiky na skúmaných lokalitách.

**Tab. 1:** Basic stand characteristics at the surveyed sites.

	Donovaly 1		Donovaly 2		Prašivá 1		Prašivá 2	
	2003	2013	2003	2013	2004	2018	2004	2018
N [ks.ha <sup>-1</sup> ]	692	720	532	672	672	600	795	795
V [m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> ]	450,7	451,5	520,2	479,1	370,3	269,7	247,3	313,0
G [m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> ]	41,0	41,2	39,5	35,7	41,5	34,2	38,5	44,6
<b>Zastúpenie drevín z kruhovej základne / Species composition from basal area [%]</b>								
PiAb	88,5	93,0	97,0	89,2	98,1	96,1	89,7	92,9
AbAl	7,4	2,5	2,6	9,8	1,3	2,5		
FaSy	4,1	4,5	0,4	1,0	0,3	0,8		
SoAu					0,4	0,6	10,3	7,1
<b>Zastúpenie drevín z početnosti stromov / Species composition from abundance [%]</b>								
PiAb	87,1	82,8	83,5	63,1	95,0	93,5	80,4	88,8
AbAl	2,2	3,9	12,8	29,2	3,3	3,7		
FaSy	10,8	13,3	3,8	7,7	0,8	1,9		
SoAu					0,8	0,9	19,6	11,2

PiAb – *Picea abies*, AbAl – *Abies alba*, FaSy – *Fagus sylvatica*, SoAu – *Sorbus aucuparia*

Rozdelenie hrúbkových početností na oboch plochách je počas skúmaného obdobia výrazne favostranné, na ploche Prašivá 1 v roku 2004 dokonca až klesajúce (Obr. 1), čo je charakteristické pre výškovo a hrúbkovo diferencované porasty. Vývoj produkčných charakteristík prebiehal na týchto plochách rozdielne (Tab. 1). Na ploche Prašivá 1 môžeme sledovať pokles v hodnotách početnosti, kruhovej základne aj zásoby, zapríčinený spracovaním pomiestnej kalamity, a na ploche Prašivá 2, ponechanej na samovývoj, môžeme pozorovať stagnáciu v hodnote početnosti jedincov a rast v hodnotách kruhovej základne

a zásoby porastu spôsobený prirodzeným výškovým a hrúbkovým rastom. Celkovo môžeme konštatovať, že hodnoty zásoby porastu sú na lokalite Prašivá výrazne nižšie ako na lokalite Donovaly, a to aj napriek tomu, že hodnoty kruhovej základne sú porovnateľné na oboch lokalitách. Je to spôsobené vplyvom zhoršujúcich sa podmienok prostredia s rastom nadmorskej výšky, čo sa prejavuje na dimenziách stromov, hlavne ich výškach.

Pokiaľ hodnotíme druhovú diverzitu (Tab. 1 a 2), môžeme pozorovať dominanciu smreka na oboch plochách. V drevinovom zložení porastu na ploche Prašivá 1 sú okrem smreka zastúpené jarabina, jedľa a buk. Napriek malému podielu jedle a buka (0,7–1,4 % z G a 1,6–2,8 % z N) ich prítomnosť je dôkazom, že vo výškovej zóne do 1300 m n. m. sú schopné sa presadiť okrem jarabiny aj tieto dreviny a pri výraznejšom zastúpení pozitívne prispievajú k druhovej aj štruktúrálnej diverzite porastov (KUCBEL 2011). V drevinovom zložení porastu na ploche Prašivá 2, ktorý sa nachádza v nadmorskej výške 1400 m n. m., je už ako prímies zastúpená iba jarabina. Ak posudzujeme indexy druhovej diverzity (Tab. 2), môžeme konštatovať, že vo všetkých prípadoch sú hodnoty indexov počítané z kruhovej základne nižšie ako hodnoty počítané z počtosti jedincov. Je to spôsobené tým, že primiešané dreviny sa nachádzajú v nižších vrstvách porastu a nemajú až taký vplyv na produkciu porastu.

**Tab. 2:** Hodnoty vybraných štruktúrálnych indexov na skúmaných lokalitách.

**Tab. 2:** Values of selected structural indices at the surveyed sites.

Štruktúrálny index <sup>1</sup>	Donovaly 1		Donovaly 2		Prašivá 1		Prašivá 2	
	2003	2013	2003	2013	2004	2018	2004	2018
Shannonov index <sup>2</sup> (N)	0,44	0,55	0,54	0,85	0,24	0,30	0,49	0,35
Shannonov index (G)	0,43	0,30	0,14	0,38	0,11	0,20	0,33	0,26
Index relatívnej entropie <sup>3</sup> (N)	0,40	0,50	0,49	0,77	0,17	0,22	0,71	0,51
Index relatívnej entropie (G)	0,39	0,27	0,13	0,34	0,08	0,15	0,48	0,37
Giniho koeficient <sup>4</sup> (h)	0,23	0,27	0,33	0,32	0,28	0,21	0,23	0,21
Giniho koeficient (d <sub>1,3</sub> )	0,28	0,35	0,39	0,40	0,34	0,28	0,26	0,26
Koeficient homogenity <sup>5</sup>	2,19	1,92	1,65	1,54	2,12	3,10	2,66	2,69
Index porastovej denzity <sup>6</sup>	563	706	651	613	728	623	733	818

<sup>1</sup>structural indices, <sup>2</sup>Shannon index, <sup>3</sup>relative entropy index, <sup>4</sup>gini coefficient, <sup>5</sup>homogeneity index, <sup>6</sup>stand density index

Giniho koeficient (Tab. 2) bol použitý na zhodnotenie stupňa výškovej a hrúbkovej diferencovanosti porastu. V prípade výškovo alebo hrúbkovo úplne homogénneho porastu sa jeho hodnota rovná 0 a jeho teoretické maximum predstavuje hodnota 1, kedy všetky jedince okrem jedného majú nulovú výšku alebo hrúbku (LATHAM et al. 1998). Podľa KUCBELA (2011) sa hodnoty tohto indexu pre výrazne diferencované porasty pohybujú nad 0,37 a v zmiešaných prírodných lesoch so zastúpením smreka NPR Hrončecký grúň a Dobročský prales boli jeho priemerné hodnoty na úrovni 0,26, resp. 0,38 (BALANDA 2010; PAROBEKOVÁ et al. 2018). Vo vysokohorskom prírodnom lese v lokalite Nefcerka sa v závislosti od vývojového štádia jeho hodnoty pohybovali od 0,12 v štádiu optima cez 0,17 v štádiu rozpadu po 0,35 v štádiu dorastania s celkovou priemernou hodnotou 0,21 (PITNER 2008). Nami zistené hodnoty Giniho koeficientu pre výškovú diverzitu sa pohybovali od 0,21 po 0,33 a pre hrúbkovú

diverzitu od 0,26 po 0,40 (Tab. 2). Celkovo môžeme konštatovať, že hodnoty Giniho koeficientu vypočítané z hodnôt hrúbok sú vo všetkých prípadoch vyššie ako hodnoty vypočítané z výšok a pohybujú sa na úrovni hodnôt zistených v prírodných lesoch so zastúpením smreka a vo všetkých prípadoch sú vyššie ako hodnoty pre štádiá optima a rozpadu zistené v lokalite Nefcerka, čo naznačuje pomerne vysokú hrúbkovú a výškovú diferenciáciu skúmaných porastov, hoci v lokalite Prašivá, ktorá je ponechaná prevažne na samovývoj, môžeme pozorovať trend k jej znižovaniu a homogenizáciu štruktúry.

Koeficient homogenity (Tab. 2) vyjadruje vzťah medzi početnosťou jedincov a ich zásobou v hrúbkových stupňoch a využíva sa na určenie stupňa štruktúrnej homogenity porastu (BACHOFEN, ZINGG 2005). V stromovej forme výberkového lesa dosahuje koeficient homogenity hodnoty 1,3–2,8, v rovnovekých porastoch vychovávaných úrovňovými prebierkami sa pohybuje v rozmedzí 2,2–4,2 a v porastoch vychovávaných podúrovňovými prebierkami v rozmedzí 4,0–10,0 (CAMINO 1976). BACHOFEN, ZINGG (2005) zistili vo vysokohorských porastoch s diferencovanou štruktúrou hodnoty 2,0–3,0. Nami zistené hodnoty koeficientu sa pohybujú od 1,5 po 3,1 (tab. 2), čo naznačuje vysokú štruktúrnu diferenciáciu skúmaných porastov. Celkovo môžeme konštatovať, že hodnoty tohto koeficientu zistené na plochách prebudovaných na výberkový hospodársky spôsob (Donovaly 1 a 2) sú priaznivejšie ako hodnoty zistené na plochách ponechaných na samovývoj (Prašivá 2), resp. kde sa len pomiestne spracovávala kalamita (Prašivá 1) a kde môžeme sledovať trend k homogenizácii štruktúry.

Index porastovej denzity (Tab. 2) je všeobecne použiteľnou mierou hustoty porastu, vychádzajúcou z hektárového počtu jedincov a strednej hrúbky. Hodnota indexu udáva početnosť jedincov na hektár, ktorú by daný porast dosahoval pri strednej hrúbke 25 cm (REINEKE 1933). Tento index sa využíva aj ako relatívna charakteristika miery protizosuvnej funkcie. BACHOFEN a ZINGG (2005) kvantifikujú ochranné pôsobenie pri hodnote indexu pod 400 ako nízke, 400–800 priemerné, 800–1200 dobré a nad 1200 ako veľmi dobré a pre vysokohorské smrekové porasty s diferencovanou štruktúrou zistili jeho hodnoty v intervale 400–800, t.j. priemerný stupeň ochranného pôsobenia. Nami zistené hodnoty na skúmaných lokalitách potvrdili podobné výsledky, pričom index porastovej denzity sa pohyboval od 563 po 818 (Tab. 2), pričom v priemere vyššie hodnoty indexu sme zistili v lokalitách ponechovaných na samovývoj (Prašivá 1 a 2). Maximálne hodnoty indexu porastovej denzity uvádzané pre rovnorodé smrekové porasty sa pohybujú v rozmedzí 900–1100 (PRETZSCH 2002). KUCBEL (2011) považuje hodnotu indexu 900 za maximálnu hustotu dosiahnuteľnú v štruktúrne diferencovanom vysokohorskom lese a hodnoty indexu v intervale 600–800 predstavujú optimum, pri ktorom je zabezpečená dostatočne diferencovaná štruktúra porastu aj jeho priemerné ochranné pôsobenie. Hodnoty presahujúce túto hranicu poukazujú na porasty s vysokou hustotou a vysokým ochranným pôsobením ale málo diferencovanou štruktúrou.

## ZÁVER

Pretože v minulosti na Slovensku neexistovala požiadavka po pestovnom usmerňovaní vysokohorských lesov a porasty v týchto polohách boli prakticky ponechané na prirodzený vývoj, v súčasnosti v praxi zväčša chýbajú skúsenosti s ich obhospodarovaním (KUCBEL 2011). Porasty ponechané na samovývoj si môžu určité obdobie udržiavať diferencovanú štruktúru, ale ako ukazujú aj naše výsledky (zhoršenie hodnôt Giniho koeficientu a koeficientu homogenity), bez cieľavedomého pestovného usmerňovania môže nastať homogenizácia ich

štruktúry. Lesy s takouto štruktúrou sú ekologicky nestabilné a majú len nízku odolnosť voči stresorom. Pri pôsobení komplexu stresových faktorov býva zákonným dôsledkom ich viac alebo menej intenzívny rozpad a ohrozenie ich ekosystémových funkcií. Stabilný les by sa mal vyznačovať najmä dlhou obnovnou dobou, nerovnovekosťou, výškovou a hrúbkovou diferencovanosťou, nerovnomernou mozaikovitou textúrou a vysokou statickou stabilitou. Požadovanú stabilitu a tým trvalé ochranné pôsobenie v smrekových porastoch je potrebné dosiahnuť cielenými pestovnými zásahmi, ktoré smerujú k úprave štruktúry v zmysle uvedených charakteristík (MAYER, OTT 1991). Hlavnou úlohou pestovného usmerňovania by teda malo byť zameranie sa na vybudovanie a udržanie stabilnej diferencovanej štruktúry a zabezpečenie trvale plynulej prirodzenej obnovy, čo sú hlavné znaky výberkového hospodárskeho spôsobu.

### PodĎakovanie

Práca bola podporená Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe Zmluvy o spolupráci pri riešení projektu APVV-21-0199 a Vedeckou grantovou agentúrou MŠVVaŠ SR a SAV pri riešení projektov VEGA 1/0606/22 a VEGA 1/0515/23.

### LITERATÚRA

- BACHOFEN H., ZINGG A. (2005): Auf dem Weg zum Gebirgsplenterwald: Kurzezeiteffekte von Durchforstungen auf die Struktur subalpiner Fichtenwälder, Schweiz. Z. Forstwes., 156: 456–466.
- BALANDA M. (2010): Štruktúra, textúra, diverzita a regeneračné procesy zmiešaného prírodného lesa v NPR Hrončeský Grúň. Dizertačná práca, 118 s.
- BODEN S., KAHLE H.P., WILPERT K., SPIECKER H. (2014): Resilience of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) growth to changing climatic conditions in Southwest Germany. Forest Ecology and Management, 315: 12–21.
- BRANG P., SPATHELF P., LARSEN J.B., BAUHUS J., BONCINA 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, 87: 492–503.
- CAMINO R. (1976): Zur Bestimmung der Bestandeshomogenität, AFJZ 147: 54–58.
- DIXON P.M., WEINER J., MITCHELL-OLDS T., WOODLEY R. (1987): Bootstrapping the Gini Coefficient of Inequality, Ecology, 68: 1548–1551.
- GAMBORG CH., LARSEN J.B. (2003): ‘Back to nature’—a sustainable future for forestry? Forest Ecology and Management, 179: 559–571.
- HANEWINKEL M., KUHN T., BUGMANN H., LANZ A., BRANG P. (2014): Vulnerability of uneven-aged forests to storm damage. Forestry, 87: 525–534.
- HLADÍK M., KORPEE Š., LUKÁČ T., TESAŘ V. (1993): Hospodárenie v lesoch horských oblastí, Lesnícká fakulta VŠZ Praha a Matice lesnícká, Písek, 123 s.
- JAĎUŠ J. (2014): Dynamika štruktúry a regeneračné procesy lesov v rôznej fáze prebudovy na výberkový les. Zvolen, 90 s.
- KORPEE Š., SANIGA M. (1994): Prírode blízke pestovanie lesa. Technická univerzita vo Zvolene, 158 s.
- KUCBEL S. (2011): Štruktúra porastov a regeneračné procesy vo vysokohorských ochranných lesoch Nízkych Tatier. Technická univerzita vo Zvolene, 138 s.



- LATHAM P.A., ZUURING H.R., COBLE D.W. (1998): A method for quantifying vertical forest structure. *Forest Ecology and Management*, 104: 157–170.
- MAYER H., OTT E. (1991): *Gebirgswaldbau – Schutzwaldpflege*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 587 p.
- MEYER P. (2005): Network of Strict Forest Reserves as reference system for close to nature forestry in Lower Saxony, Germany. *For. Snow Landscape Res.*, 79: 33–44.
- OTT E., HLADÍK M., KORPEE Š., SANIGA M. (1995): Pestovanie horských lesov Švajčiarska a Slovenska, ÚVVP LVH SR, Zvolen, 127 s.
- PAROBEKOVÁ Z., PITTNER J., KUCBEL S., SANIGA M., FILÍPEK M., SEDMÁKOVÁ D., VENCURIK J., JALOVÍAR P. (2018): Structural diversity in a mixed spruce-fir-beech old-growth forest remnant of the Western Carpathians. *Forests*, 9: 7: 379.
- PETRÁŠ R., PAJTIK J. (1991): Sústava česko-slovenských objemových tabuliek drevín. *Lesnícky časopis*, 37: 1: 49–56.
- PITTNER J. (2008): Štruktúrna diverzita a ekologická stabilita smrekového prírodného lesa v doline Nefcerka. Dizertačná práca, TU Zvolen, 124 s.
- PRETZSCH H. (2002): *Grundlagen der Waldwachstumsforschung*, Parey Verlag, Berlin, 414 s.
- REINEKE L.H. (1933): Perfecting a stand density index for even-aged forests, *Journal Agric. Res.*, 46: 627–638.
- SANIGA M., DENDYS P. (2015): Rekonštrukcie smrekových porastov (poznatky a praktické skúsenosti). Technická univerzita vo Zvolene, 36 s.
- SANIGA M., VENCURIK J. (2007): Dynamika štruktúry a regeneračné procesy lesov v rôznej fáze prebudovy na výberkový les v LHC Korytnica. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene, 82 s.
- SEIDL R., SCHELHAAS MJ., RAMMER W., VERKERK P.J. (2014): Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Clim Change*, 4: 806–810. <https://doi.org/10.1038/nclimate2318>
- SHANNON C.E. (1948): The mathematical theory of communication. In *The Mathematical Theory of Communication*; Shannon, C.E., Weaver, W., Eds.; University of Illinois Press: Urbana, IL, USA, 3–91.
- SCHÜTZ J.P. (2002): Silvicultural tools to develop irregular and diverse forest structures. *Forestry*, 75: 329–337.
- SCHÜTZ J.P., GÖTZ M., SCHMID W., MANDALLAZ D. (2006): Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research*, 125: 291–302.
- WERMELINGER B. (2004): Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*—a review of recent research. *Forest Ecology and Management*, 202: 67–82.

## Reakcia výsadiel buka lesného a smreka obyčajného na termín výsadby a aplikáciu hnojiva a hydroabsorbenta

*Response of European beech and Norway spruce plantations to planting time and fertilizer and hydrogel application*

IVAN REPÁČ

Tehnická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra pestovania lesa, T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, SR repac@tuzvo.sk

### Abstrakt

Štvorročné voľnokorenné (VK) sadenice a jednoročné krytokorenné (KK) semenáčiky buka lesného (BK) a smreka obyčajného (SM) boli vysadené v jesennom a jarnom termíne na ploche po vetrovej kalamite v pohorí Strážovské vrchy (severozápad Slovenska). V jarnom termíne boli pri výsadbe aplikované hnojivo Silvamix a hydroabsorbent Agrisorb. Dva roky po výsadbe SM prežival lepšie ako BK, vyspelejšie VK sadenice obidvoch drevín preživali lepšie ako KK semenáčiky. VK SM a KK BK z jesennej výsadby preživali horšie ako z jarnej. Silvamix a Agrisorb mali pozitívny vplyv na prežívanie KK SM. KK SM vysadený v jarnom termíne mal vyššiu hmotnosť nadzemnej časti než vysadený v jeseni. Agrisorb stimuloval rast VK SM. Termín výsadby ani prípravky nemali významný vplyv na rast BK výsadiel. Hodnoty fluorescence chlorofylu (Fv/Fm) indikovali miernu stresovú záťaž asimilačných orgánov BK. Výsledky poukazujú na čiastočný nekonzistentný vplyv termínu výsadby a prípravkov na prežívanie a rast výsadiel v závislosti od druhu dreviny a typu sadbového materiálu.

**Kľúčové slová:** buk lesný; smrek obyčajný; krytokorenné semenáčiky; voľnokorenné sadenice; vývoj lesnej kultúry

### Abstract

*Four-year-old bareroot (BR) and 1-year-old containerized (CR) European beech and Norway spruce seedlings were planted in autumn and spring time on the windthrow area in Strážovské vrchy Mts., northwest Slovakia. In spring, seedlings were treated by hydrogel Agrisorb or slow-release fertilizer Silvamix. Two years after planting, spruce survived better than beech, larger-sized BR seedlings of both tree species better than smaller-sized CR seedlings. Autumn planted BR spruce and CR beech showed lower survival than those planted in spring. Both amendments had positive effect on survival of CR spruce. Spring planted CR spruce reached higher aboveground part weight than that in autumn. Agrisorb stimulated growth of BR spruce. Neither planting time nor amendments affected beech growth. Chlorophyll fluorescence (Fv/Fm) indicated mild stress incidence in beech leaves. The results suggest a certain inconsistent impact of the planting time and additives on seedling survival and growth depending on tree species and stock type tested.*

**Key words:** European beech; Norway spruce; containerized seedlings; bareroot seedlings; outplanting performance

## Úvod

Veľkoplošné holiny v strednej Európe vznikajú najčastejšie vo vetrom a podkôrnym hmyzom zničených dospelých rovnorodých smrečinách alebo druhovo a vekovo málo diferencovaných porastoch s prevažným zastúpením smreka obyčajného (*Picea abies* [L.] Karst.) (SM). Napriek tomu SM zostáva na Slovensku v areáli prirodzeného rozšírenia, podľa polohy obnovovanej plochy, viac alebo menej vysoko zastúpenou drevinou. Rozhodujúcim prostriedkom zabezpečenia odolnosti nových porastov nahrádzajúcich SM monokultúry je dostatočné zastúpenie listnáčov, z ktorých sa vzhľadom na dominantné rozšírenie najviac uplatňuje buk lesný (*Fagus sylvatica* [L.]) (BK). Najrýchlejší a najspoľahlivejší spôsob obnovy lesa uvedenými drevinami na holinách je umelá obnova sadbou.

Obvykle používaná výsadba voľnokorenného (VK) sadbového materiálu v jarnom termíne je v nepriaznivých až extrémnych podmienkach prostredia holín často neúspešná. Pozorovanie reakcie sadbového materiálu na jesenný termín výsadby ukazuje, že jesenná výsadba môže byť rovnako úspešná ako jarná, nielen ako sa všeobecne traduje v prípade listnatých, ale aj ihličnatých drevín (BARZDAJN 2010; REPÁČ et al. 2011, 2021; LUORANEN et al. 2018). Predĺženie jarného zalesňovacieho obdobia je možné dosiahnuť používaním krytokorenného (KK) sadbového materiálu ktorý má korene chránené substrátom pred poškodením pri manipulácii, má predpoklady obnoviť príjem vody a živín skôr než VK materiál a zmierniť šok z presadenia a riziko zaschnutia čerstvo narastených korenkov a výhonkov (GROSSNICKLE, EL-KASSABY 2016; MAUER et al. 2018).

Na nutrične chudobných pôdach, alebo všade, kde je užitočné podporiť odrastanie lesných kultúr a tak uniknúť ataku zveri a buriny, prichádza do úvahy aplikácia hnojív s pomalým a kontrolovaným uvoľňovaním živín. V prácach zaoberajúcich sa hnojením kultúr boli pozorované stimulačné i nevýznamné účinky hnojenia na vývoj kultúr (KUNEŠ et al. 2013; REPÁČ, BELKO 2020; LORENC et al. 2023; BALÁŠ et al. 2024). Zvýšenie obsahu prístupnej vody, prípadne predĺženie obdobia, počas ktorého je sadenica schopná vodu prijať, je možné prostredníctvom aplikácie rôznych vododržných materiálov. Poznatky o účinkoch ošetrenia koreňov hydroabsorbentami na vývoj lesných kultúr nie sú v našich podmienkach jednoznačné (TUČEKOVÁ et al. 2008; REPÁČ et al. 2011, 2021; REPÁČ, BELKO 2020; LEUGNER et al. 2023).

Cieľom tohto príspevku je zhodnotenie vplyvu termínu výsadby, aplikácie hnojiva Silvamix Forte a hydroabsorbenta Agrisorb na prežívanie, rast a fluorescenciu chlorofylu voľnokorenných sadeníc a krytokorenných semenáčikov buka lesného a smreka obyčajného na výsadbovej ploche v Strážovských vrchoch po druhom vegetačnom období po výsadbe.

## MATERIÁL A METODIKA

Výsadby boli založené na ploche po vetrovej kalamite v Strážovských vrchoch (48°56'52", 18°29'46"), ktorá je v súčasnosti obhospodarovaná Urbárskym pozemkovým spoločenstvom Čičmany. Geologické podložie je tvorené vápencami a dolomitmi, pôdny typ rendzina, s neutrálnou pôdnou reakciou (pH<sub>H2O</sub> 6,9). Pre zistenie obsahu základných prvkov v pôde boli pred výsadbou odobrané pôdne vzorky z 15 miest rozmiestnených pravidelne po celej výsadbovej ploche (5 vzoriek z každého z troch experimentálnych blokov). Dusík a uhlík boli stanovené analyzátorom FLASH EA 1112, ďalšie minerálne prvky metódou AES-ICP. Koncentrácia prvkov vo vzorkách pôdy: C 10,0 %; N 0,6 %; P 9,1 mg.kg<sup>-1</sup>; K 95 mg.kg<sup>-1</sup>; Ca 5105 mg.kg<sup>-1</sup>; Mg 1568 mg.kg<sup>-1</sup>. Uvedené koncentrácie sú priemerné hodnoty výsledkov analýz troch zmiešaných vzoriek, každá vytvorená zmiešaním piatich základných vzoriek.

Nadmorská výška plochy je 650–670 m, expozícia SZ, sklon 30 %. V drevinovom zložení pôvodného porastu prevládala SM (95 %), prímes BK nepresiahla 5 %. Plocha sa nachádza v 5. lesnom vegetačnom stupni (jedľovo-bukovom), skupina lesných typov *Fageto-Aceretum*. Priemerné ročné zrážky sú 921 mm, priemerná ročná teplota 6,44 °C; zrážky a teplota počas vegetačného obdobia 540 mm a 12,65 °C.

Teplota vzduchu vo výške 30 cm nad povrchom, vlhkosť a teplota pôdy v hĺbke 15 cm boli zaznamenávané dataloggerom Minikin (EMS Brno). Obdobie s veľkým počtom dní s denným maximom teploty vzduchu nad 30 °C bolo v prvom roku celý august, v druhom roku začalo už v polovici júna a s výnimkou dvoch týždňov v júli trvalo až do začiatku septembra. V prvom roku po výsadbe boli najbližšou zrážkomernou stanicou Slovenského hydrometeorologického ústavu zaznamenané podnormálne mesačné úhrny zrážok počas celého vegetačného obdobia s výnimkou júna (70 % dlhodobého priemeru zrážok vo vegetačnom období) a v druhom vegetačnom období podnormálne úhrny v apríli, júni a júli, s vysoko nadpriemernými zrážkami v máji (za celé vegetačné obdobie 90 % dlhodobého priemeru zrážok). Objemový obsah vody v pôde pod konvenčnou hranicou bodu vädnutia (21 % zistený z retenčnej krivky pre vodný potenciál pôdy –1500 kPa) bol zaznamenaný v prvom roku len počas jedného týždňa v druhej polovici júla a niekoľkých dní začiatkom septembra, a v druhom roku počas desiatich dní v polovici júla. V priebehu oboch vegetačných období však bolo zaznamenaných viacero kratších období s vlhkosťou pôdy pomerne tesne nad bodom vädnutia, kedy voda nemusí byť prístupná rastlinám a tieto vysychajú.

Na plochu boli vysadené štvorročné (2+2) VK sadenice SM a BK vypestované v lesnej škôlke Urbárskeho spolčenstva Čičmany. KK SM bol vypestovaný v rašelinocelulóзовých tabletách Jiffy a BK v plastových obaloch Plantek (obe dreveny fk1+0) v škôlkarskom stredisku Jochy štátnych lesov SR. Použitý bol materiál vhodného pôvodu, pre každú drevinu a typ (VK, KK) boli vybrané výškovo i celkovo morfológicky čo najhomogénnejšie jedince. Sadbový materiál obidvoch drevín bol vysadený jamkovou sadbou v jeseni 2017 (koniec októbra) a na jar 2018 (koniec apríla) v rozstupe 1,3 m, hustota 6000 ks.ha<sup>-1</sup>. V dôsledku výskytu ťažbových zvyškov na ploche nebolo možné vždy dodržať pravidelný spon. V jarnom termíne boli popri výsadbe neošetrených (kontrola) vysadené aj sadenice a semenáčky, ku ktorým bolo aplikované hnojivo Silvamix forte (ECOLAB, Znojmo, Česká republika), alebo hydroabsorbent Agrisorb 500 Micro (Evonik Industries, Essen, Nemecko). Okolo jednej sadenice sme aplikovali 3 tablety hnojiva (obsah živín N 17,5 %; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 17,5 %; K<sub>2</sub>O 10,5 %; MgO 9 %) vo vzdialenosti asi 10 cm od kmienka do hĺbky 3 cm. Agrisorb je práškový hydroabsorbent schopný viazať extrémne množstvo vody (1 g až 300 ml vody). Koreňové systémy sadeníc boli pred výsadbou namáčané v Agrisorbe gélovej konzistencie, ktorá bola pripravená zmiešaním prípravku s vodou (500 g do 50 l vody).

Experiment bol založený v znáhodnených blokoch v trojnásobnom opakovaní. V jednom opakovaní (bloku) bolo vysadených 50 ks sadeníc každej dreveny a typu sadbového materiálu (50 ks × 2 dreveny × 2 typy), v dvoch termínoch, s jarnou aplikáciou hnojiva a hydroabsorbenta (jeseň, jar bez aplikácie, jar + Silvamix, jar + Agrisorb) (× 4 varianty) = 800 ks sadeníc × 3 bloky = spolu 2400 ks sadeníc. Rozmiestnenie pokusných variantov na výsadbovej ploche je schematicky znázornené v Obr. 1. Po jesennej výsadbe a ďalej každoročne po skončení vegetačného obdobia bola vykonaná individuálna ochrana proti odhryzu zverou náterom terminálneho výhonka repelentom. Ochrana kultúr proti burine bola vykonaná mechanicky vyžínaním okolo každej sadenice.

I. BLOK				II. BLOK				III. BLOK			
SM VK Jeseň	BK VK Jeseň	SM KK Jeseň	BK KK Jeseň	SM KK Jar	BK VK Jar	SM VK Jar	BK KK Jar	SM VK Jar Agrisorb	BK KK Jar Agrisorb	SM KK Jar Agrisorb	BK VK Jar Agrisorb
BK VK Jar Agrisorb	SM VK Jar Agrisorb	BK KK Jar Agrisorb	SM KK Jar Agrisorb	BK VK Jar Silvamix	SM KK Jar Silvamix	BK KK Jar Silvamix	SM VK Jar Silvamix	BK KK Jar	SM VK Jar	BK VK Jar	SM KK Jar
SM KK Jar Silvamix	BK KK Jar Silvamix	SM VK Jar Silvamix	BK VK Jar Silvamix	SM VK Jeseň	BK KK Jeseň	SM KK Jeseň	BK VK Jeseň	SM KK Jar Silvamix	BK VK Jar Silvamix	SM VK Jar Silvamix	BK KK Jar Silvamix
BK KK Jar	SM KK Jar	BK VK Jar	SM VK Jar	BK KK Jar Agrisorb	SM VK Jar Agrisorb	BK VK Jar Agrisorb	SM KK Jar Agrisorb	BK VK Jeseň	SM KK Jeseň	BK KK Jeseň	SM VK Jeseň

**Obř. 1:** Usporiadanie výsadbovej plochy založenej v Strážovských vrchoch pre hodnotenie účinkov termínu výsadby a aplikácie hnojiva Silvamix a hydrogélu Agrisorb na vývoj volnokorených (VK) a krytokorených (KK) sadeníc smreka obyčajného (SM) a buka lesného (BK).

**Fig. 1:** *Experimental design of planting site established in Strážovské vrchy Mts. to assess effects of planting time (Jar/Spring, Jeseň/Autumn) and fertilizer Silvamix and hydrogel Agrisorb application on development of bareroot (VK) and containerized (KK) Norway spruce (SM) and European beech (BK) seedlings.*

Hodnotenie výsadby bolo vykonané koncom každého z dvoch vegetačných období (október). Prežítavanie bolo vyjadrené ako percento počtu živých (zdravé + poškodené) z počtu vysadených jedincov. Výška kmienka, výškový prírastok a hrúbka kmienka boli merané na všetkých nepoškodených jedincoch. Z každej kombinácie dreveny, typu sadbového materiálu, variantu a opakovania (v čase výsadby 50 ks) boli vyzdvihnuté 4 nepoškodené jedince. Z koreňových systémov sme odobrali vzorky jemných koreňov (niekoľko sekcií dĺžky 4–5 cm, sumárna dĺžka približne 30 cm z jednej sadenice) a spočítali krátke koreňky pomocou binokulárnej lupy. Počet krátkych koreňkov bol prepočítaný na 1 cm dĺžky jemných koreňov. Nadzemná a podzemná časť boli samostatne vysušené (70 °C, 48 h) a následne zvážené. V oboch rokoch na konci augusta boli zmerané parametre fluorescencie chlorofylu *a* prenosným fluorimetrom PEA (Hansatech Instruments Ltd., Kings Lynn, UK) na 5 náhodne vybraných nepoškodených jedincoch v každom variante. Meranie sa uskutočnilo po 30minútovej dobe adaptácie asimilačných orgánov na tmu pri intenzite saturačného svetla  $2\ 100\ \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  a 1sekundovom intervale zaznamenávania údajov. V tejto práci je prezentovaný len parameter  $F_v/F_m$  – maximálna fotochemická efektívnosť fotosystému II.

Získané údaje boli analyzované samostatne v rámci každej kombinácie dreveny a typu sadeníc. Normálne rozdelenie údajov bolo overené prostredníctvom Shapiro-Wilk testu v programe STATISTICA 12 (StatSoft, Inc., Tulsa, USA). Parametre (rastové, fluorescencie chlorofylu, počet krátkych koreňkov) boli analyzované jednofaktorovou analýzou rozptylu (porovnávané varianty: jeseň; jar; jar + Silvamix; jar + Agrisorb) v programe SAS (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). Významnosť rozdielov medzi variantmi bola posúdená Tuckeyovým testom ( $p \leq 0,05$ ).

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

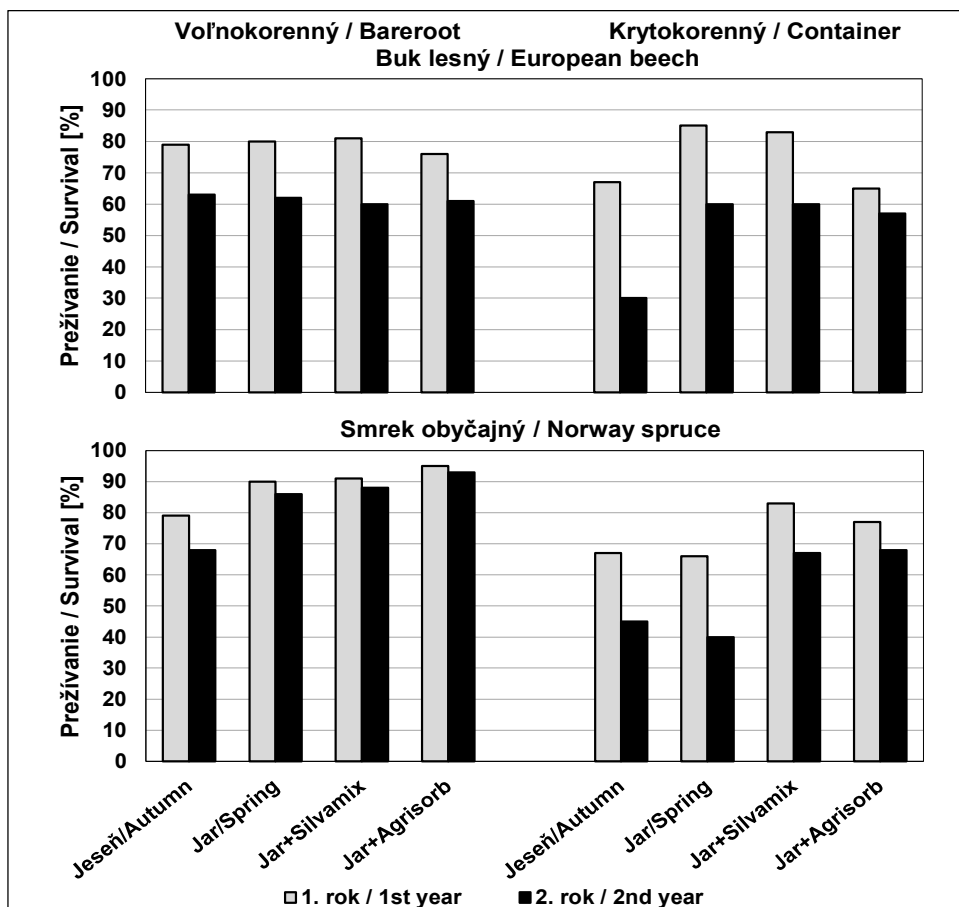
Semenáčiky a sadenice vysadené na ploche boli poškodzované predovšetkým zverou, BK vo väčšom rozsahu ako SM počas obidvoch hodnotených rokov. Najvyšší podiel sadbového

materiálu poškodeného zverou bol pozorovaný pri výsadbách z jesenného termínu. Rozsah poškodenia jesenných výsadiel bol väčší na VK než KK materiáli. V založených kultúrach zver často vyhladáva a poškodzuje sadenice menej rozšírených drevín v danej oblasti (FINDO, PETRÁŠ 2011), čo platí aj pre našu výsadbovú plochu. LUORANEN et al. (2018) uvádzajú, že škody zverou, rovnako ako kvalita výsadby patria medzi dôležité faktory ovplyvňujúce úspech výsadby sadeníc v jesennom termíne. Z ostatných druhov poškodenia bol zaznamenaný v menšom rozsahu len výskyt suchého vrchola, ktorého rozsah v závislosti od dreveniny a typu sadbového materiálu nepresiahol 10 %.

Na konci prvého vegetačného obdobia po založení výsadby bolo v priemere (bez ohľadu na termín výsadby a aplikovaný prípravok) prežívanie SM 81 % a BK 76 %. V čase výsadby vyspelejšie VK sadenice, zvlášť SM prežívali lepšie (SM 89 %; BK 78 %), ako KK semenáčiky (SM 73 %; BK 75 %). Dva roky po založení výsadby prežíval v priemere lepšie SM (68 %) než BK (55 %). Nízke prežívanie bolo dôsledkom nízkych zrážok, vysokých teplôt a závažnejšieho poškodenia zverou. Zhoršenú schopnosť adaptácie sadbového materiálu BK v porovnaní so SM na podmienky holej plochy rovnako pozorovali REPÁČ et al. (2011), MARTINÍK et al. (2014), TUČEKOVÁ, TAKÁČOVÁ (2014), REPÁČ, BELKO (2020). Pri SM prežívali v prvom roku po výsadbe VK sadenice lepšie ako KK semenáčiky o 16 %, v druhom roku už o 30 %. V prežívaní VK a KK materiálu BK boli menšie rozdiely (Obr. 2), ale tiež mierne lepšie prežívali VK sadenice. Napriek všeobecne deklarovaným prednostiam KK materiálu, vo viacerých experimentoch bola zaznamenaná horšia ujatnosť morfológicky menej vyspelých KK semenáčikov SM v porovnaní s vyspelými VK sadenicami (REPÁČ et al. 2011; 2021; KLAVINA et al. 2013).

Od jesennej výsadby do nasledujúcej jari uhynulo asi 20 % VK i KK SM, niečo cez 10 % VK a takmer 30 % KK BK. Jesenná výsadba VK SM dva roky po výsadbe prežívala o 18 % a KK BK až o 30 % horšie ako výsadby z jarného termínu. Avšak výsadby KK SM a VK BK z jesenného termínu prežívali na konci prvého a druhého vegetačného obdobia po výsadbe rovnako ako výsadby z jarného termínu (Obr. 2). Rovnako výsledky BARZDAJNA (2010) a REPÁČA et al. (2021) ukázali, že v našich podmienkach môže byť jesenný termín výsadby rovnako úspešný ako jarný.

Aplikácia hnojiva Silvamix a hydrogélu Agrisorb nemala výraznejší vplyv na prežívanie VK sadeníc oboch drevín v prvom ani druhom roku po výsadbe. KK BK ošetrovaný Agrisorbom prežíval v prvom roku po výsadbe o 19% horšie ako prihnojené i kontrolné semenáčiky, čo bolo spôsobené pravdepodobne intenzívnym poškodením sadeníc v tomto variante zverou v prvých týždňoch po výsadbe. V druhom roku sa však rozdiely v prežívaní zmiernili a boli pomerne malé (Obr. 2). Ošetrované KK semenáčiky SM prežívali v prvom aj druhom roku po výsadbe výrazne lepšie než neošetrované (Obr. 2). Rovnako REPÁČ et al. (2021) pozorovali pozitívny účinok namáčania koreňového balu do hydrogélu na prežívanie KK semenáčikov, ale nie VK sadeníc SM, počas obdobia výrazného sucha v druhom roku vývoja výsadiel. Naopak LEUGNER et al. (2023) nezistili vplyv hydroabsorbenta na ujímavosť VK BK a REPÁČ, BELKO (2020) na prežívanie BK ani SM. V posledne citovanej práci je referované o 15 % nižšie prežívanie VK i KK SM prihnojeného hnojivom Silvamix, čo mohlo byť spôsobené nízkym obsahom pôdnej vody a navyše znížením jej dostupnosti pre sadenice v dôsledku zvýšenia koncentrácie pôdneho roztoku nadmerným uvoľňovaním živín z hnojiva vo forme solí (JACOBS et al. 2004).



**Obr. 2:** Prežívanie voľnokorenných a krytokorenných sadeníc smreka obyčajného a buka lesného po prvom a druhom vegetačnom období po výsadbe v jesennom a jarnom termíne a aplikácii hnojiva Silvamix a hydrogélu Agrisorb na ploche v Strážovských vrchoch.

**Fig. 2:** Survival of bareroot and containerized Norway spruce and European beech seedlings after the first and second growing season following planting in autumn and spring time and application of fertilizer Silvamix and hydrogel Agrisorb on the site in Strážovské vrchy Mts.

Note: Jar+Silvamix, Jar+Agrisorb / Application of fertilizer Silvamix, hydrogel Agrisorb in spring planting time.

V rámci kombinácií druhu dreviny a typu sadbového materiálu neboli medzi porovnávanými variantmi významné rozdiely v hrúbke koreňového krčka a výške sadeníc (Tab. 1). Výškové prírastky boli v oboch rokoch všeobecne pomerne malé, v súlade s obvyklým dvojrôčným adaptačným procesom sadeníc na podmienky prostredia (KLAVINA et al. 2013; REPÁČ et al. 2021), v našom prípade pravdepodobne navyše nepriaznivo ovplyvnenom zrážkovým deficitom v prvom a horúcim letom v druhom roku. Rovnako ako v práci REPÁČA, BELKA (2020), SM prirastal výrazne lepšie než BK. Počet krátkych koreňov bol bez ohľadu na typ sadbového materiálu vyšší pre BK než SM, vplyv termínu výsadby

a prípravkov nebol na tento ukazovateľ významný (Tab. 2). Podobný počet krátkych korieňov ako v tejto práci pre BK uvádzajú REPÁČ, BELKO (2020) a REPÁČ et al. (2021) aj pre SM.

Zvlášť včasná jesenná výsadba umožňuje rast koreňov kým teplota pôdy neklesne pod +10 °C (LUORANEN et al. 2018) a to umožňuje lepšie využitie zimnej vlhky a lepšiu rast sadeníc vysadených v jeseni než na jar v nasledujúcom vegetačnom období. Pravdepodobne neskorá jesenná výsadba a nepriaznivé prostredie v zimnom období spôsobili, že v tejto práci KK SM vysadený v jarnom termíne mal vyšší výškový prírastok v prvom roku a vyššiu hmotnosť nadzemnej časti po prvom i druhom roku než semenáčky vysadené v jesennom termíne (Tab. 1, 2). Termín výsadby ani prípravky nemali významný vplyv na rast BK výsadiieb, podobne ako v práci REPÁČA et al. (2011). LEUGNER et al. (2023) nepozorovali významný účinok hydroabsorbentov na rast a fyziologickú kvalitu VK BK ani v podmienkach simulovaného sucha.

VK SM ošetrový Agrisorbom dosiahol po druhom roku o niečo vyššie (nie významne) hodnoty hrúbky krčka, výšky a výškového prírastku než kontrola, avšak významne vyššiu hmotnosť nadzemnej časti i koreňov (Tab. 2). Naopak pri KK SM mal Agrisorb významný nepriaznivý vplyv na výškový prírastok v prvom, ale už nie v druhom roku (Tab. 1). Experimenty zhrnuté v práci CROUSA (2017) poukazujú na značnú premenlivosť úspechu aplikácie hydroabsorbentov v procese zakladania výsadiieb. Medzi faktory ovplyvňujúce ich účinok zaraďuje CROUS (2017) chemické a fyzikálne vlastnosti pôdy, vlastnosti a technológiu použitia hydroabsorbentov, priebeh počasia, ako aj faktory spojené s použitím sadeníc (druh dreviny, vyspelosť, manipulácia pred výsadbou). Rozdielny účinok hydroabsorbenta na VK sadenice a KK semenáčky v tejto práci môže byť spôsobený aj rozdielmi v architektúre koreňových systémov a ich vývoji po výsadbe (GROSSNICKLE et al. 2016; MAUER et al. 2018). V našom experimente sme pozorovali najmä pomalé prerastanie koreňov KK semenáčikov do okolitej pôdy a ich koncentráciu v rašelinovom substráte, čo malo nepriaznivý vplyv na vývoj semenáčikov.

Hnojivo nemalo významný vplyv na rast výsadiieb, čo je pravdepodobne dôsledok dostatočného obsahu živín v pôde (zvlášť N, Ca a Mg), takže je málo pravdepodobný aj prípadný oneskorený účinok hnojiva. Podobne žiadny výraznejší vplyv hnojenia s dlhodobým účinkom na rast výsadiieb nezistil napr. ŠTOFKO (2010). LORENC et al. (2023) zistili, že organominerálne hnojivo dokonca významne potlačilo stimulačný účinok mykorízneho prípravku na rast výsadiieb SM. Naopak stimulačný účinok aplikácie hnojiva s postupným uvoľňovaním živín na rast lesných kultúr pozorovali KUNEŠ et al. (2013) a REPÁČ, BELKO (2020). Pomerne rozsiahly prehľad o účinkoch hnojenia, vrátane aplikácie hnojív s dlhodobým uvoľňovaním živín, poskytujú BALÁŠ et al. (2024).



Tab. 1: Priemerné hodnoty ( $\pm$  smerodajné odchýlky) biometrických parametrov nadzemnej časti voľnokorenných a krytokorenných sadeníc smreka obyčajného a buka lesného po prvom a druhom vegetačnom období po výsadbe v jesennom a jarnom termíne a aplikácii hnojiva Silvamix a hydrogélu Agrisorb na ploche v Strážovských vrchoch. V rámci kombinácie dreviny a typu sadeníc, medzi variantmi neoznačenými písmenom alebo označenými rovnakým písmenom nie je štatisticky významný rozdiel ( $p \leq 0,05$ ).

Tab. 1: Means ( $\pm$  standard deviations) of morphological parameters of aboveground part of bareroot and containerized Norway spruce and European beech seedlings after the first and second growing season following planting in autumn and spring time and application of fertilizer Silvamix and hydrogel Agrisorb on the site in Strážovské vrchy Mts. Within tree species and stocktype combination, treatment means without letter or followed by the same letter do not differ significantly ( $p \leq 0.05$ ).

Variant Treatment	Hrúbka koreň. krčka [mm] Root collar diameter		Výška stonky [cm] Stem height		Výškový prírastok [cm] Height increment	
	1. rok	2. rok	1. rok	2. rok	1. rok	2. rok
<b>Smrek obyčajný voľnokorenný / Bareroot Norway spruce</b>						
Jeseň / Autumn	7,8 $\pm$ 1,2	9,1 $\pm$ 1,5	37,8 $\pm$ 5,3	45,1 $\pm$ 5,5	8,8 $\pm$ 1,9	7,3 $\pm$ 2,4
Jar / Spring	7,7 $\pm$ 1,2	9,1 $\pm$ 1,7	37,2 $\pm$ 5,8	44,7 $\pm$ 6,9	9,0 $\pm$ 2,1	7,5 $\pm$ 3,3
Jar+Silvamix	7,7 $\pm$ 1,5	10,0 $\pm$ 2,1	37,2 $\pm$ 6,3	46,2 $\pm$ 7,6	9,4 $\pm$ 2,3	9,0 $\pm$ 2,6
Jar+Agrisorb	7,8 $\pm$ 1,6	10,5 $\pm$ 2,2	39,9 $\pm$ 7,5	49,7 $\pm$ 7,9	10,4 $\pm$ 2,9	9,8 $\pm$ 4,3
<b>Smrek obyčajný krytokorenný / Containerized Norway spruce</b>						
Jeseň / Autumn	4,6 $\pm$ 1,2	7,7 $\pm$ 1,4	28,8 $\pm$ 5,4	38,5 $\pm$ 5,5	7,6 $\pm$ 2,4 <sup>b</sup>	9,7 $\pm$ 3,1
Jar / Spring	4,7 $\pm$ 1,0	7,2 $\pm$ 2,4	30,6 $\pm$ 5,7	39,3 $\pm$ 7,1	9,4 $\pm$ 2,9 <sup>a</sup>	8,7 $\pm$ 3,9
Jar+Silvamix	5,3 $\pm$ 1,3	7,7 $\pm$ 1,6	30,0 $\pm$ 4,9	40,2 $\pm$ 6,4	8,1 $\pm$ 2,3 <sup>ab</sup>	10,2 $\pm$ 3,6
Jar+Agrisorb	5,1 $\pm$ 1,1	7,0 $\pm$ 1,2	28,9 $\pm$ 4,8	38,6 $\pm$ 6,7	7,5 $\pm$ 2,4 <sup>b</sup>	9,7 $\pm$ 3,9
<b>Buk lesný voľnokorenný / Bareroot European beech</b>						
Jeseň / Autumn	6,3 $\pm$ 1,4	8,0 $\pm$ 1,6	40,8 $\pm$ 6,7	46,5 $\pm$ 6,7	5,7 $\pm$ 2,2	5,7 $\pm$ 1,9
Jar / Spring	6,7 $\pm$ 1,3	8,0 $\pm$ 1,4	41,8 $\pm$ 7,4	48,3 $\pm$ 6,6	6,7 $\pm$ 2,4	6,5 $\pm$ 2,3
Jar+Silvamix	6,8 $\pm$ 1,7	7,8 $\pm$ 1,4	41,8 $\pm$ 7,2	48,0 $\pm$ 8,3	6,2 $\pm$ 2,6	6,2 $\pm$ 2,8
Jar+Agrisorb	6,4 $\pm$ 1,4	7,6 $\pm$ 1,3	40,0 $\pm$ 6,6	45,3 $\pm$ 5,6	5,2 $\pm$ 2,4	5,3 $\pm$ 2,2
<b>Buk lesný krytokorenný / Containerized European beech</b>						
Jeseň / Autumn	5,8 $\pm$ 1,2	6,7 $\pm$ 1,3	31,9 $\pm$ 5,2	36,9 $\pm$ 5,4	5,1 $\pm$ 2,1 <sup>a</sup>	5,0 $\pm$ 1,7
Jar / Spring	5,6 $\pm$ 1,0	6,5 $\pm$ 1,0	31,7 $\pm$ 5,8	37,2 $\pm$ 4,2	4,9 $\pm$ 1,9 <sup>ab</sup>	5,5 $\pm$ 1,7
Jar+Silvamix	5,2 $\pm$ 1,0	6,3 $\pm$ 1,8	30,6 $\pm$ 5,7	37,2 $\pm$ 5,4	4,8 $\pm$ 2,4 <sup>ab</sup>	6,6 $\pm$ 2,4
Jar+Agrisorb	5,0 $\pm$ 1,0	6,5 $\pm$ 1,1	30,6 $\pm$ 7,4	36,1 $\pm$ 6,0	3,7 $\pm$ 1,7 <sup>b</sup>	5,5 $\pm$ 1,9

Note: 1. rok (1<sup>st</sup> year); 2. rok (2<sup>nd</sup> year); Jar+Silvamix (application of Silvamix fertilizer in spring planting time), Jar+Agrisorb (application of Agrisorb hydrogel in spring planting time).

**Tab. 2:** Priemerné hodnoty ( $\pm$  smerodajné odchýlky) hmotnosti sušiny nadzemnej časti a koreňov a počtu krátkych korieňov voľnokorenných a krytokorenných sadeníc smreka obyčajného a buka lesného po prvom a druhom vegetačnom období po výsadbe v jesennom a jarnom termíne a aplikácii hnojiva Silvamix a hydrogélu Agrisorb na ploche v Strážovských vrchoch. V rámci kombinácie dreviny a typu sadenic, medzi variantmi neoznačenými písmenom alebo označenými rovnakým písmenom nie je štatisticky významný rozdiel ( $p \leq 0,05$ ).

**Tab. 2:** Means ( $\pm$  standard deviations) of aboveground part and root system dry weight and number of short roots of bareroot and containerized Norway spruce and European beech seedlings after the first and second growing season following planting in autumn and spring time and application of fertilizer Silvamix and hydrogel Agrisorb on the site in Strážovské vrchy Mts. Within tree species and stocktype combination, treatment means without letter or followed by the same letter do not differ significantly ( $p \leq 0.05$ ).

Variant Treatment	Hmotnosť sušiny nadzemnej časti [g]		Hmotnosť sušiny koreňov [g]		Počet krátkych korieňov [ks.cm <sup>-1</sup> ]	
	Aboveground part dry weight		Root dry weight		Short root frequency [pcs.cm <sup>-1</sup> ]	
	1. rok	2. rok	1. rok	2. rok	1. rok	2. rok
<b>Smrek obyčajný voľnokorenný / Bareroot Norway spruce</b>						
Jeseň / Autumn	13,3 $\pm$ 3,2b	28,3 $\pm$ 6,7	6,9 $\pm$ 1,6b	11,3 $\pm$ 2,5b	5,9 $\pm$ 1,2	5,6 $\pm$ 1,1
Jar / Spring	13,2 $\pm$ 3,5b	28,1 $\pm$ 7,3	6,8 $\pm$ 1,6b	11,1 $\pm$ 2,6b	5,2 $\pm$ 1,8	4,8 $\pm$ 1,6
Jar+Silvamix	13,4 $\pm$ 4,0b	28,5 $\pm$ 8,5	7,1 $\pm$ 1,9b	11,6 $\pm$ 3,1b	5,7 $\pm$ 1,2	5,2 $\pm$ 1,7
Jar+Agrisorb	17,1 $\pm$ 5,5a	32,9 $\pm$ 8,1	10,1 $\pm$ 3,2a	16,0 $\pm$ 4,0a	4,0 $\pm$ 0,7	4,4 $\pm$ 1,1
<b>Smrek obyčajný krytokorenný / Containerized Norway spruce</b>						
Jeseň / Autumn	3,5 $\pm$ 1,1b	8,4 $\pm$ 2,2b	1,7 $\pm$ 0,7	4,4 $\pm$ 1,3	5,9 $\pm$ 0,6	5,0 $\pm$ 0,8
Jar / Spring	5,4 $\pm$ 1,4a	12,0 $\pm$ 2,5a	2,3 $\pm$ 0,8	5,4 $\pm$ 1,6	5,7 $\pm$ 0,8	5,2 $\pm$ 1,0
Jar+Silvamix	5,8 $\pm$ 1,4a	12,5 $\pm$ 2,2a	2,4 $\pm$ 0,7	5,6 $\pm$ 1,6	5,9 $\pm$ 0,8	5,4 $\pm$ 1,0
Jar+Agrisorb	4,9 $\pm$ 0,9a	11,7 $\pm$ 2,0a	1,9 $\pm$ 0,5	4,3 $\pm$ 1,0	5,7 $\pm$ 1,1	5,1 $\pm$ 1,1
<b>Buk lesný voľnokorenný / Bareroot European beech</b>						
Jeseň / Autumn	7,5 $\pm$ 2,4	9,0 $\pm$ 2,8	5,2 $\pm$ 1,8	8,3 $\pm$ 2,7	9,3 $\pm$ 2,0	8,1 $\pm$ 1,9
Jar / Spring	7,3 $\pm$ 1,5	8,8 $\pm$ 1,7	4,9 $\pm$ 0,9	8,2 $\pm$ 1,1	9,7 $\pm$ 1,7	7,8 $\pm$ 1,7
Jar+Silvamix	7,1 $\pm$ 2,2	9,0 $\pm$ 2,1	5,4 $\pm$ 1,7	8,7 $\pm$ 2,2	10,8 $\pm$ 1,9	8,4 $\pm$ 1,9
Jar+Agrisorb	7,4 $\pm$ 2,5	9,1 $\pm$ 2,7	5,1 $\pm$ 1,2	8,3 $\pm$ 2,0	10,3 $\pm$ 2,6	8,6 $\pm$ 1,3
<b>Buk lesný krytokorenný / Containerized European beech</b>						
Jeseň / Autumn	3,8 $\pm$ 1,3	6,1 $\pm$ 1,8	2,2 $\pm$ 0,8	5,1 $\pm$ 1,5	8,1 $\pm$ 2,4	8,2 $\pm$ 1,3
Jar / Spring	3,3 $\pm$ 0,9	5,6 $\pm$ 1,5	2,0 $\pm$ 0,7	5,1 $\pm$ 1,4	8,3 $\pm$ 2,5	6,7 $\pm$ 1,1
Jar+Silvamix	3,5 $\pm$ 0,9	5,8 $\pm$ 1,4	2,0 $\pm$ 1,0	4,8 $\pm$ 1,6	8,1 $\pm$ 2,7	7,7 $\pm$ 1,8
Jar+Agrisorb	3,2 $\pm$ 0,9	5,7 $\pm$ 1,2	2,3 $\pm$ 0,9	6,3 $\pm$ 1,7	7,9 $\pm$ 2,1	7,5 $\pm$ 1,8

Note: 1. rok / 1<sup>st</sup> year; 2. rok / 2<sup>nd</sup> year; Jar+Silvamix, Jar+Agrisorb / Application of fertilizer Silvamix, hydrogel Agrisorb in spring planting time.

Analýzou hodnôt parametra fluorescencie chlorofylu Fv/Fm bola v 2. roku zistená významne nižšia hodnota Fv/Fm VK sadenic BK ošetrených hydrogéлом než v ostatných variantoch (Tab. 3). V ostatných kombináciách dreviny, typu materiálu a roka hodnotenia nebol zistený významný účinok ani termínu výsadby ani prípravkov na tento parameter. Podľa RITCHIE (2006), normálne hodnoty Fv/Fm poukazujúce na optimálny stav chlorofylových štruktúr sú v rozpätí 0,70–0,82. Priemerné hodnoty Fv/Fm dosiahli v čase merania v prvom roku vo všetkých výsadbách a v BK výsadbách aj v druhom roku mierne podlimitné hodnoty indikujúce miernu stresovú záťaž asimilačného aparátu. V SM kultúrach boli v druhom roku zistené hodnoty spadajúce do intervalu normálnych hodnôt (Tab. 3).

**Tab. 3:** Priemerné hodnoty parametra fluorescencie chlorofylu Fv/Fm voľnokorenných a krytokorenných sadeníc smreka obyčajného a buka lesného po prvom a druhom vegetačnom období po výsadbe v jesennom a jarnom termíne a aplikácii hnojiva Silvamix a hydrogélu Agrisorb na plochu v Strážovských vrchoch. V rámci kombinácie dreviny a typu sadeníc, medzi variantmi neoznačenými písmenom alebo označenými rovnakým písmenom nie je štatisticky významný rozdiel ( $p \leq 0,05$ ).

**Tab. 3:** Mean values of Fv/Fm chlorophyll fluorescence parameter of bareroot and containerized Norway spruce and European beech seedlings after the first and second growing season following planting in autumn and spring time and application of fertilizer Silvamix and hydrogel Agrisorb on the site in Strážovské vrchy Mts. Within tree species and stocktype combination, treatment means without letter or followed by the same letter do not differ significantly ( $p \leq 0.05$ ).

Variant Treatment	Smrek obyčajný / Norway spruce				Buk lesný / European beech			
	Voľnokorenný Bareroot		Krytokorenný Containerized		Voľnokorenný Bareroot		Krytokorenný Containerized	
	1. rok	2. rok	1. rok	2. rok	1. rok	2. rok	1. rok	2. rok
Jeseň / Autumn	0,57	0,73	0,70	0,74	0,67	0,70a	0,70	0,66
Jar / Spring	0,58	0,76	0,65	0,73	0,66	0,67a	0,65	0,66
Jar+Silvamix	0,57	0,76	0,62	0,74	0,66	0,67a	0,67	0,65
Jar+Agrisorb	0,64	0,76	0,62	0,72	0,67	0,61b	0,68	0,70

Note: 1. rok / 1<sup>st</sup> year; 2. rok / 2<sup>nd</sup> year; Jar+Silvamix, Jar+Agrisorb / Application of fertilizer Silvamix, hydrogel Agrisorb in spring planting time.

## ZÁVER

Dva roky po založení výsadby na holine po vetrovej kalamite v Strážovských vrchoch prežíval a odrastal SM lepšie ako BK, v čase výsadby morfológicky najvyspelejší VK SM prežíval lepšie ako ostatný materiál. Pomerne nízke prežívanie bolo dôsledkom nepriaznivého počasia, ale aj závažnejšieho poškodenia zverou, ktoré zapríčinilo úhyn sadeníc. Termín výsadby ani aplikácia hnojiva a hydroabsorbenta nemali konzistentný významný vplyv na prežívanie a rast. Predsa len, horšie výsledky KK semenáčikov, zvlášť prežívanie BK a rast SM z jesennej výsadby, poukazujú na nevhodnosť použitia rýchlo, intenzívne vypestovaného materiálu v jesennom termíne v prostredí hodnotenej plochy. Stimulačný účinok hydroabsorbenta na prežívanie KK SM potvrdil vyššiu účinnosť namáčania koreňového balu KK než obnažených koreňov VK materiálu do hydrogélu, pozorovanú tiež v predchádzajúcom experimente s výskytom výraznejšieho letného obdobia sucha. Viac pozornosti bude preto potrebné venovať spôsobom aplikácie prípravkov podľa drevín a typu sadbového materiálu (architektúry koreňových systémov). V podmienkach danej výsadbovej plochy je možné odporučiť pre obidve dreviny výsadbu vyspelých voľnokorenných sadeníc, v prípade účinnej plošnej ochrany proti zveri aj v jesennom termíne.

## Pod'akovanie

Autor ďakuje M. Rybárikovi a Urbárskemu pozemkovému spoločenstvu Čičmany za materiálnu podporu a M. Belkovi, J. Povaľačovej a A. Rybárikovi za technické práce. Práca vznikla s finančnou podporou MŠVVaŠ a SAV, projekt VEGA 1/0567/21.

**LITERATÚRA**

- BALÁŠ M., KUNEŠ I., PODRÁZSKÝ V., GALLO J., LOPOT F. (2024): Chemical forest amelioration: Experience from the Czech Republic and other selected countries – A review. *Journal of Forest Science*, 70: 103–121.
- BARZDAJN W. (2010): The growth of the Scots pine (*Pinus sylvestris* [L.]) culture established at different planting times using container and bare-root seedlings. *Sylvan*, 154: 312–322.
- CROUS W.J. (2017): Use of hydrogels in the planting of industrial wood plantations. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*, 79: 3: 97–213.
- FINĐO S., PETRÁŠ R. (2011): Ochrana lesa proti škodám zverou. Národné lesnícke centrum, Zvolen, 283 s.
- GROSSNICKLE C.S., EL-KASSABY A.Y. (2016): Bareroot versus container stocktypes: a performance comparison. *New Forests*, 47: 1–51.
- JACOBS D.F., ROSE R., HAASE D.L., ALZUGARAY P.Y. (2004): Fertilization at planting impairs root system development and drought avoidance of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) seedlings. *Annals of Forest Science*, 61: 643–651.
- KLAVINA D., GAITNIEKS T., MENKIS A. (2013): Survival, growth and ectomycorrhizal community development of container and bareroot grown *Pinus sylvestris* and *Picea abies* seedlings outplanted on a forest clear-cut. *Baltic Forestry*, 19: 1: 39–49.
- KUNEŠ I., BALÁŠ M., BALCAR V., KACÁLEK D., MILLEROVÁ K., JANČOVÁ A., NOVÁKOVÁ O., ŠPULÁK O., ZAHRADNÍK D., VÍTÁMVÁS J., KOŇASOVÁ T. (2013): Effects of fertilisation on growth and nutrition of Norway spruce on a harsh mountain site. *Journal of Forest Science*, 59: 8: 306–318.
- LEUGNER J., BARTOŠ J., KACÁLEK D., ŠVORC ŠTĚPÁNOVÁ N. (2023): Testování meliorantů na podporu vodního režimu semenáčků buku lesního. In: Pittner J., Parobeková Z., Jaloviar P. (eds.): *Pestovanie lesa v strednej Európe. Zborník vedeckých prác*, Technická univerzita vo Zvolene, ISBN 978-80-228-3380-6, s. 53–59.
- LORENC F., LUBOJACKÝ J., TONKA T. (2023): Vliv mykorhizního přípravku a hnojiva na růst a napadení sazenic smrku ztepilého václavkami. *Zprávy lesnického výzkumu*, 68: 2: 107–115. doi: 10.59269/zlv/2023/2/695
- LUORANEN J., SAKSA T., LAPPI J. (2018): Seedling, planting site and weather factors affecting the success of autumn plantings in Norway spruce and Scots pine seedlings. *Forest Ecology and Management*, 419–420: 79–90.
- MARTINÍK A., DOBROVOLNÝ L., HURT V. (2014): Comparison of different forest regeneration methods after windthrow. *Journal of Forest Science*, 60: 5: 190–197.
- MAUER O., ROZMÁNEK M., HOUŠKOVÁ K. (2018): Drought spells and their impact on the growth of young plantations established with the containerized planting stock. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 66: 89–99.
- REPÁČ I., TUČEKOVÁ A., SARVAŠOVÁ I., VENCÚRIK J. (2011): Survival and growth of outplanted seedlings of selected tree species on the High Tatra Mts. windthrow area after the first growing season. *Journal of Forest Science*, 57: 8: 349–358.
- REPÁČ I., BELKO M. (2020): Vývoj lesnej kultúry smreka obyčajného a buka lesného po aplikácii hnojiva a hydrogelu na kalamitnej ploche v pohorí Javorie, stredné Slovensko. *Zprávy lesnického výzkumu*, 65: 4: 232–241.
- REPÁČ I., BELKO M., KRAJMEROVÁ D., PAULE L. (2021): Planting time, stocktype and additive effects on the development of spruce and pine plantations in Western Carpathian Mts. *New Forests*, 52: 449–472. doi: <https://doi.org/10.1007/s11056-020-09804-3>

- RITCHIE G.A. (2006): Chlorophyll fluorescence: What is it and what do the numbers mean. In: Riley E.L. et al. (eds.): Forest and Conservation Nursery Associations 2005. National Proceedings, Fort Collins: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, s. 34–42.
- ŠTOFKO P. 2010. Effects of slow-release fertilizers of Silvamix and Silvagen line on growth of a young spruce and larch forest plantation three years after application. *Folia Forestalia Polonica*, 52: 1: 54–60.
- TUČEKOVÁ A., HALÁK A., SLAMKA M. (2008): Hydrogely v umelej obnove lesa. *Lesnícky Časopis – Forestry Journal*, 54: 4: 347–369.
- TUČEKOVÁ A., TAKÁČOVÁ E. (2014): Aktuálne výsledky umelej obnovy na demonštračnom objekte Husárik na Kysuciach. In: Bednárová D. (ed.): Aktuálne problémy v zakladaní a pestovaní lesa. Zborník referátov, Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav, Zvolen, s. 86–96.

## **Produkčné vlastnosti a zdravotný stav výsadiieb topoľov (*Populus* sp.) lužných lesov v Arborete Borová hora Technickej univerzity vo Zvolene**

*Production characteristics and health status of alluvial forest poplars (*Populus* sp.)  
plantations in Arboretum Borová hora of Technical University in Zvolen*

IVANA SARVAŠOVÁ<sup>1</sup>✉, IVAN LUKÁČIK<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Technická univerzita vo Zvolene, Arboretum Borová hora Technickej univerzity vo Zvolene, Borovianska cesta 66, 960 01 Zvolen, SR, ✉sarvasova@tuzvo.sk

<sup>2</sup>Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra pestovania lesa, T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, SR

### **Abstrakt**

V práci sú hodnotené charakteristiky *Populus alba* L., *Populus ×canescens* (Ait.) J. E. Sm., *Populus nigra* L. Hodnotených bolo 56 jedincov prirodzených ekotypov z rozličných lokalít Slovenska a Českej republiky, vysadených v arborete.

Výsadby topoľov boli hodnotené v dvoch porastoch (3b, 5b) s rôznymi ekologickými podmienkami. Všetky jedince topoľov dosahovali zodpovedajúce dimenzie kruhovej základne a objemu vzhľadom na ich vek a postavenie v poraste. Výsledky meraní dendrometrických znakov poukázali na významné rozdiely v kruhovej základni a objeme v poraste 5b. Najvyššiu priemernú hodnotu kruhovej základne  $G$  ( $0,260 \text{ m}^2$ ) dosiahol topoľ sivý zo Šamorína, čo platí aj o objeme zásoby dreva. Najnižšie priemerné hodnoty kruhovej základne a objemu mal ekotyp topoľa sivého z Veľkých Kapušian ( $0,091 \text{ m}^2$ ). Najvyrovnanejšie biometrické hodnoty, ktoré tvoria viac menej homogénnu skupinu, dosiahli pôvody topoľa čierneho. Zdravotný stav hodnotených ekotypov je uspokojivý, na vyhodnocovaných jedincoch topoľov sme nezaznamenali výskyt hubových ochorení, ani invázneho rodu *Phytophthora* spp.

**Kľúčové slová:** *Populus* sp.; autochtónne druhy; ekologické nároky; Arboretum Borová hora; hubové ochorenia

### **Abstract**

*The paper assesses growth characteristics of *Populus alba* L., *Populus ×canescens* (Ait.) J. E. Sm., *Populus nigra* L. Fifty-six individual pieces of native origins different localities of Slovakia and Czech Republic planted in arboretum were evaluated.*

*Poplar plantations were evaluated in two stands formations (3b, 5b) with various ecological conditions for their growth. Origins of *Populus* sp. were achieved adequate basal area and volume in relation of tree individuals age and with their position in stand. The results of dendrometric characteristics measurements showed significant differences in the basal area  $G$  and volume  $V$  in stand 5b. The highest average value of the basal area  $G$  ( $0.260 \text{ m}^2$ ) was achieved by gray poplar from Šamorín, which also applies to the volume of wood stock. The lowest average values*

of basal area and volume had a gray poplar ecotype from Velké Kapušiany (0.091 m<sup>2</sup>). The most balanced biometric values, which form a less homogeneous group, reached the origins of the black poplar. Healthy states of evaluated origins were acceptable, we did not record the occurrence of fungal diseases, nor invasive genus of *Phytophthora* spp. on evaluated poplar individuals.

**Key words:** *Populus* sp.; autochthonous tree species; ecological demands; Arboretum Borová hora; fungal diseases

## ÚVOD

Rod *Populus* sp. zahŕňa 35–40 druhov, vyskytujúcich sa pôvodne len na severnej pologuli (ROLOFF, BÄRTELS 1996). V Európe sú najviac zastúpené štyri pôvodné druhy: *Populus alba* L., *Populus ×canescens* (Ait.) J. E. Sm., *Populus nigra* L., *Populus tremula* L. (PAGAN 1987). Topole patria medzi rýchlorastúce a krátkoveké dreviny, ktoré v určitých podmienkach plnia významnú priekopnícku úlohu. Vo vhodných ekologických podmienkach dosahujú na území Slovenska úctyhodné rozmery (topoľ biely v Strážskom, v povodí rieky Laborec mal vo veku 200 rokov obvod 12,60 m a hrúbku  $d_{1,3}$  401 cm, MAXIM 1998). Kvôli ich rýchlemu rastu sa už v 19. a 20. storočí vytvorili rozsiahle šľachtiteľské programy topoľov v mnohých európskych krajinách. Do pôvodného genómu európskych topoľov sa vnášali severoamerické druhy, predovšetkým *Populus deltoides* Bartr. Ex Marsh. a *Populus balsamifera* L., z dôvodu zvýšenia prirastavosti, produkcie drevnej hmoty, ale tiež odolnosti k prísuškom a biotickým škodcom u novovzniknutých hybridov. Okrem vedecky riadených programov šľachtenia topoľov vzniklo aj množstvo spontánnych hybridov, ktoré sa nekontrolovateľne šíria a šíria v ekosystémoch vhodných pre autochtónne druhy topoľov (napr. *P. ×canadensis* Moench.).

Od roku 1994 prebieha program na záchranu pôvodných európskych topoľov EUFORGEN *Populus nigra* Network a EUFORGEN *Populus alba* Network, v rámci ktorých sa napr. v Českej republike zaevidovalo len 200 jedincov autochtónneho *Populus nigra* v siedmich identifikovaných oblastiach (BENETKA, DUBSKÝ 1998). Zber diaspór z autochtónnych topoľov bol zahájený vo viacerých európskych krajinách, s cieľom vytvorenia matečnic a klonových archívov, najmä topoľa čierneho za účelom porovnávania morfológických znakov druhu z rôznych územných celkov Európy. Veľký dôraz popri zachovávaní topoľov *ex situ* sa kladie na zachovanie autochtónnych druhov *Populus* sp. *in situ*. Ide najmä o záchranu pôvodných lužných ekosystémov, resp. cielené usmerňovanie, reguláciu a úpravu podmienok na stanovištiach, na ktorých je prirodzená regenerácia druhu obmedzená. V takýchto podmienkach sú nevyhnutné úpravy brehových ekosystémov tak, aby sa vytvorili možnosti pre prirodzené zmladenie. Zámerom spolupráce IPGRI (Medzinárodný ústav pre rastlinné genetické zdroje), lesníckej sekcie FAO a programu EUFORGEN je vytvoriť sieť prirodzených a obhospodarovaných jednotiek *in situ*, zahŕňajúcich prirodzené genetické zdroje v rámci pôvodného areálu rozšírenia topoľa čierneho (SLOVÁČEK 2004) tak, aby nedochádzalo k jeho genetickej erózií (ELIÁŠ 2011).

Hoci topoľ biely (*Populus alba* L.) nepatrí k hospodársky významným druhom lesných drevín, jeho výskyt a úloha v ekosystémoch má multifunkčný význam. Zachytáva a zmierňuje pôsobenie exhalátov, zlepšuje štruktúralnu a biologickú diverzitu v kontaktných (agro-lesných) spoločenstvách. Jeho populácie sú kriticky ohrozené najmä destabilizáciou pôd a znižovaním hladiny podzemných vôd (CAUDULLO, DE RIGO 2016). Prirodzeným hybridom topoľa bieleho

a osikového je topoľ sivý (*Populus ×canescens* (Ait.) J. E. Sm.), ktorý je v raste najdynamickejší v porovnaní so základnými druhmi. Topoľ osikový a topoľ sivý sú východiskovými drevinami pre šľachtenie ďalších hybridných topoľov, najmä so severoamerickým topoľom (*Populus tremuloides* Michx.). Tieto sú využívané v širokej škále pestovania na plantážach práve pre svoju vitalitu a rýchly rast (CAUDULLO, DE RIGO 2016).

Topoľ čierny (*Populus nigra* L.) je významný hospodársky druh drevín, s podobným významom v lužných ekosystémoch ako topoľ biely. Je vysoko cenený z pohľadu využitia v šľachtiteľských programoch ako jeden z rodičov (DE RIGO et al. 2016) vznikajúcich hybridných topoľov (*Populus ×euroamericana* (Dode) Guinier, syn. *P. ×canadensis* Moench.). Hybridy sú využívané v lignikultúrach, silvikultúrach a energetických porastoch, na Slovensku podľa určenej smernice na *Pestovanie topoľov a vrb* z roku 2002 (BARTKO 2011).

Topole patria v súčasne sa meniacej klíme k značne ohrozeným drevinám, pretože veľmi citlivo reagujú na suchu, dlhodobý pokles hladiny podzemnej vody, na kolísanie teplôt počas vegetačnej doby a na zmeny v pôdnych podmienkach (zmena zrnitosti pôdy v dôsledku prudkých záplav apod.). Spomínané faktory oslabujú jedince *Populus* sp. a zvyšujú ich predispozíciu k inicializačným štádiám infekcie a priebehu hubových ochorení a napadnutí hmyzmi škodcami (GIAN 1999). Okrem pôvodných hubových ochorení, ako napr. dotichíza topoľová (*Cryptodiaporthe populea* (Sacc.), marsonína (*Marssonina brunnea* Ell. Ev.), hnedospórka topoľová (*Melampsora larici-populina* Kleb.), nekrózy a spály kmeňa (*Erwinia cancerogena* Urosevic), sa na Slovensku objavujú invázne a agresívne druhy *Phytophthora* sp., ktoré decimujú koreňový systém, následne nadzemnú časť najmä juvenilných porastov topoľov (MILENKOVIČ et al. 2018).

Cieľom práce je porovnať základné objemové charakteristiky a posúdiť celkovú vitalitu topoľov lužných lesov vysadených v podmienkach arboréta.

## MATERIÁL A METÓDY

Východiskový materiál v predkladanej práci sa získal hodnotením pôvodných druhov topoľov vysadených v areáli Arboréta Borová hora. Celkovo sa hodnotilo 56 jedincov, pričom každý z nich je predmetom samostatného vyhodnocovania a pozorovania. Klimatické charakteristiky lokality sú uvedené v Tab. 1.

**Tab. 1:** Klimatické údaje Arboréta Borová hora (LUKÁČIK et al. 2005).

**Tab. 1:** Climate data of Arboretum Borová hora (LUKÁČIK et al. 2005).

lokality <sup>1</sup>	nadm. výška <sup>2</sup> [m n. m.]	priemerná ročná teplota <sup>3</sup> [°C]	priemer. teplota vo vegetač. období <sup>4</sup> [°C]	priemer. ročný úhrn zrážok <sup>5</sup> [mm]	priemer. úhrn zrážok vo veg. obd. <sup>6</sup> [mm]
<b>Borová hora</b>	291–377	+8,8	+15,6	640	399

<sup>1</sup>locality, <sup>2</sup>altitude, <sup>3</sup>annual temperature average, <sup>4</sup>temperature average in vegetation period, <sup>5</sup>annual precipitation average, <sup>6</sup>precipitation average in vegetation period

Jednotlivé ekotypy topoľov boli vysadené v dvoch porastoch (Tab. 2). Ich geologická a pedologická charakteristika je nasledovná:

Porast 3b – travertín a svahoviny travertínu, pararendziny.

Porast 5b – stredozrné aluviálne náplavy Hrona, fluvizeme.



Na vyhodnotenie premenlivosti a rastových charakteristík skúmaných jedincov boli použité nasledovné metodické postupy:

Hodnotenie habitu

*Kvantitatívne charakteristiky*

1.a) G – kruhová základňa,

$$G = \pi \cdot d^2 / 4$$

1.b) Objem jedincov

Objem hrubiny jednotlivých stromov sa počítal pomocou vzorcov PETRÁŠ, PAJTÍK (1991).

*Kvalitatívne charakteristiky*

2) stupeň defoliácie SAO (%), podľa PAVLENDÁ et al. (2014)

stupeň 0: 0–10 % bez defoliácie

stupeň 1: 11–25 % slabo defoliované

stupeň 2: 26–60 % stredne defoliované

stupeň 3: 61–99 % silne defoliované

stupeň 4: 100 % odumierajúce a mŕtve stromy

3) výskyt poškodenia a vyhľadávanie napadnutia konkrétnymi hubovými ochoreniami (*Chondroplea populea* Sacc. Briad., *Cryptodiaporthe populea* (Sacc.), *Marssonina brunnea* Ell. Ev., *Melampsora larici-populina* Kleb., *Erwinia cancerogena*, a invázných druhov *Phytophthora* spp.

Získané hodnoty biometrických znakov boli spracované základnými štatistickými metódami, kde sa vypočítali aritmetické priemery, minimálne a maximálne hodnoty kruhovej základne a objemov pre vysadené pôvody topoľov. Na posúdenie vplyvu ekotypu na rast jedincov *Populus* sp. v poraste 5b bola použitá jednofaktorová analýza variancie, rozdiely medzi biometrickými charakteristikami jednotlivých ekotypov boli overované Duncanovým testom.

**Tab. 2:** Základné údaje o vysadených ekotypoch topoľov (*Populus* sp.) vysadených v Arborete Borová hora.**Tab. 2:** Basic data of poplars (*Populus* sp.) origins planted in Arboretum Borová hora.

druh <sup>1</sup>	ev. č. <sup>2</sup>	porast <sup>3</sup>	výsadba <sup>4</sup>	počet jed. <sup>5</sup> [ks]	pôvod <sup>6</sup>	nadm. výška <sup>7</sup>	kordináty <sup>8</sup>	pozn. <sup>9</sup>
<i>Populus alba</i>	2506	3b	11/1981	2	Laborecká vrchovina	340	N 49° 02' 30" E 19° 09' 00"	pastvisko, semeno
	2342	5b	04/1979	5	Podunajská rovina ostrov Lelská Sihot'	110	N 47° 45' 00" E 17° 56' 00"	odrezky
<i>Populus xcanescens</i>	2343	5b	04/1979	4	Podunajská rovina Baka	117	N 47° 53' 00" E 17° 31' 00"	v. st. č. 4, odrezky
	2344	5b	04/1979	4	Podunajská rovina Šufany	119	N 47° 56' 00" E 17° 26' 00"	v. st. č. 6, odrezky
	2345	5b	04/1979	4	Borská nížina Vysoká pri Morave	144	N 48° 18' 30" E 16° 54' 30"	v. st. č. 10, odrezky
	2346	5b	04/1979	5	Latorická rovina Veľké Kapušany	105	N 48° 29' 00" E 22° 06' 00"	v. st. č. 12, odrezky
	2530	5b	05/1982	5	Podunajská rovina Šamorín	119	N 48° 00' 00" E 17° 17' 00"	v. st. č. 25, odrezky
<i>Populus nigra</i>	2347	5b	04/1979	3	Liptovská kotlina Ivachnová	500	N 49° 04' 30" E 19° 24' 00"	v. st. č. 67, odrezky
	2348	5b	04/1979	2	Nitrianska pahorkatina Vínohrady	110	N 48° 19' 00" E 17° 45' 00"	v. st. č. 75, odrezky
	2349	5b	04/1979	2	Podunajská rovina Baka	110	N 47° 53' 00" E 17° 31' 00"	v. st. č. 62, odrezky
	2350	5b	04/1979	4	Podunajská rovina Baka	110	N 47° 53' 00" E 17° 31' 00"	v. st. č. 63, odrezky
	2353	5b	04/1979	4	Brno, Lužánky	200	N 49° 12' 00" E 16° 37' 00"	odrezky
	2354	5b	04/1979	5	Brno, Lužánky	200	N 49° 12' 00" E 16° 37' 00"	samičí j. odrezky
	2355	5b	04/1979	5	Brno, Lužánky	200	N 49° 12' 00" E 16° 37' 00"	samičí j. odrezky

<sup>1</sup>tree species, <sup>2</sup>evidence number, <sup>3</sup>stand, <sup>4</sup>date of planting, <sup>5</sup>number of individuals, <sup>6</sup>origin, <sup>7</sup>altitude, <sup>8</sup>coordinates, <sup>9</sup>note, v. st. – výberový strom (selected tree)

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Biometrické charakteristiky získané výpočtom z meraní jedincov topoľov sú uvedené v Tab. 3. Vek hodnotených druhov topoľov je približne rovnaký, keďže ich výsadby sa uskutočnili v rokoch 1979–1982. Za najmenej priaznivé stanovište z hľadiska obsahu živín možno považovať porast 5b, ktorý je tvorený štrkovými náplavami rieky Hron. Ide však súčasne o porast dobre zásobený podzemnou vodou s každoročne sa opakujúcimi jarnými záplavami (7–10 dní). V poraste 3b je pôda suchšia, ale bohatšia na živiny, kde hodnotené topole biele rastú na úpätí travertínovej kopy. Výsledky môžu byť ovplyvnené umiestnením konkrétneho jedinca v rámci ostatných výsadiel v danom poraste.

**Tab. 3:** Štatistické charakteristiky kruhovej základne a objemov pôvodov topoľov (*Populus* sp.).**Tab. 3:** Basic characteristics of basal area (*G*) and volume (*V*) of different origins of poplars (*Populus* sp.) origins.

druh <sup>1</sup>	ev. č. <sup>2</sup>	porast <sup>3</sup>	počet jedincov <sup>4</sup> [ks]	G – kruhová základňa <sup>5</sup> [m <sup>2</sup> ]			V – objem <sup>6</sup> [m <sup>3</sup> ]		
				priemer <sup>7</sup>	min.	max.	priemer	min.	max.
<i>Populus alba</i>	2506	3b	2	0,138	0,103	0,174	2,143	1,594	2,699
	2342	5b	5	0,176	0,129	0,214	<b>4,919</b>	3,629	5,981
<i>Populus × canescens</i>	2343	5b	4	0,175	0,138	0,252	<b>4,716</b>	3,741	6,804
	2344	5b	4	<b>0,208</b>	0,179	0,225	<b>5,991</b>	5,173	6,507
	2345	5b	4	0,096	0,040	0,150	1,779	0,732	2,792
	2346	5b	5	0,091	0,043	0,164	1,046	0,823	1,448
	2530	5b	5	<b>0,260</b>	0,181	0,358	<b>11,07</b>	7,715	15,235
<i>Populus nigra</i>	2347	5b	3	0,111	0,141	0,171	2,197	1,262	3,363
	2348	5b	2	0,120	0,102	0,138	2,144	1,828	2,483
	2349	5b	2	0,166	0,083	0,287	3,996	1,992	6,924
	2350	5b	4	0,113	0,078	0,134	3,103	2,161	3,702
	2353	5b	4	0,112	0,075	0,158	2,666	1,785	3,783
	2354	5b	5	0,140	0,108	0,168	3,481	2,706	4,185
	2355	5b	5	0,141	0,092	0,194	3,667	2,399	5,062

<sup>1</sup>tree species, <sup>2</sup>evidence number, <sup>3</sup>stand, <sup>4</sup>number of individuals <sup>5</sup>G – basal area, <sup>6</sup>V – tree volume, <sup>7</sup>average**tučne** – priemerné hodnoty pozitívne sa odlišujúcich pôvodov od homogénnej skupiny testovaných pôvodov všetkých topoľov**in bold** – average values for the appropriate origin significantly higher than the average value of the entire evaluated poplar individuals*kurzívou* – priemerné hodnoty negatívne odlišujúcich sa pôvodov od homogénnej skupiny testovaných pôvodov všetkých topoľov*in italic* – average values for the appropriate origin significantly lower than the average value of the entire evaluated poplar individuals

Ekotypy topoľa bieleho boli v areáli arboréta vysadené na odlišných stanovištiach (výsušný porast 3b a typické lužné stanovište, porast 5b). Keďže z tohto druhu hodnotíme iba nízky počet jedincov ( $n = 7$ , priemerné hodnoty sú uvedené v Tab. 3), na dvoch výrazne odlišných stanovištiach, môžeme konštatovať vysokú plasticitu (prispôsobivosť) druhu na extrémne stanovištné podmienky, čo korešponduje s údajmi, ktoré uvádzajú CAUDULLO a DE RIGO (2016). U oboch pôvodov, z Laboreckej vrchoviny a Podunajskej roviny, za 37, resp. 39 rokov ich rastu v arboréte sa potvrdil výborný zdravotný stav, keď stupeň defoliácie SAO rovný 0, okulárne sme nezaznamenali žiadne hubové ochorenie.

Vzhľadom k podobným stanovištným podmienkam v poraste 5b sme sa rozhodli porovnať jeden ekotyp topoľa bieleho, päť pôvodov topoľa sivého a sedem pôvodov topoľa čierneho jednofaktorovou analýzou variancie. Všetky pochádzajú z lužných spoločenstiev z nadmorských výšok v rozpätí 100–200 m, s výnimkou topoľa čierneho z Ivachnovej (ev. č. 2347, 500 m).

**Tab. 4:** Výsledky analýzy rozptylu rastových znakov jedincov topoľa bieleho, sivého a čierneho rastúcich v poraste 5b v Arborete Borová hora.

**Tab. 4:** *The growth characteristics results one-way analysis of variance of white, gray and black poplars growing in 5b stand in Arboretum Borová hora.*

Biometrická veličina <sup>1</sup>	SS	df	MS	F	p-level	Error		
						SS	df	MS
G – kruhová základňa <sup>2</sup>	1 190,5	12	99,21	13,88	0,000	278,75	39	7,15
V – objem <sup>3</sup>	15 058,8	12	1254,9	18,01	0,000	2717,5	39	69,7

<sup>1</sup>biometrical characteristic, <sup>2</sup>G – basal area, <sup>3</sup>V – volume average,

SS – suma štvorcov odchýlok (*Sum of squares*), df – stupne voľnosti medzi úrovňami faktora (*degree of freedom*), MS – rozptyl medzi úrovňami faktora (*MS Effect*), F – F-testovacie kritérium (*values of F-test*), p-level – hladina významnosti (*level of significance*)

Porovnaním kritických hodnôt F testu a testovacích kritérií sa s 95 % spoľahlivosťou potvrdil štatisticky významný vplyv pôvodu predmetných druhov topoľov na skúmané biometrické charakteristiky (tab. 4). Vypočítané hodnoty F testu pri všetkých charakteristikách výrazne prekročili tabuľkovú hodnotu ( $F_{\text{tab}0.05(13, 39)} = 2,34$ ).

Následným testovaním rozdielov medzi jednotlivými pôvodmi Duncanovým testom boli zistené štatisticky významné rozdiely v ich rastových charakteristikách. Ako je vidieť z tabuľky 3, priemerné hodnoty kruhovej základne G sú pri všetkých pôvodoch v podstate vyrovnané. Následným testovaním na hladine významnosti  $p = 0,001$  sa však potvrdilo, že štatisticky významne sa v kruhovej základni odlišujú iba topole sivé z Podunajskej roviny ev. č. 2530 (zo Šamorína, priem. hodnota =  $0,260 \text{ m}^2$ ) a ev. č. 2344 (zo Šulian, priem. hodnota výšky =  $0,208 \text{ m}^2$ ), ktorých kruhová základňa je oproti ostatným hodnoteným topoľom z porastu 5b výrazne vyššia. Ostatné ekotypy topoľa bieleho a topoľa čierneho rástli vyrovnanejšie, v rámci druhu topoľ čierny dokonca vytvárajú homogénnu skupinu, okrem pôvodu ev. č. 2349a z Baky (Podunajská rovina), ktorý dosiahol vyššiu priemernú hodnotu  $0,166 \text{ m}^2$ .

Duncanovým testom sa preukázali štatisticky významné rozdiely v objeme kmeňov (hrubina bez kôry). Jedince topoľa sivého zo Šamorína (ev. č. 2530 priem. hodnota  $d_{1,3} = 11,07 \text{ m}^3$ ) sa štatisticky významne odlišujú od všetkých hodnotených ekotypov topoľov napriek tomu, že jedince tohto pôvodu boli v poraste 5b vysadené o tri roky neskôr ako ostatné pôvody. Pôvody topoľa sivého zo Šulian a Baky dosahujú približne polovičné hodnoty priemerných objemových zásob. Podobné rozpätie hodnôt vykazujú aj priemerná hodnota objemu topoľa bieleho z Lelskej Sihoti z Podunajskej roviny ( $4,716\text{--}5,991 \text{ m}^3$ ). Priemerné hodnoty objemu jedincov autochtónnych *Populus nigra* sú opäť takmer vyrovnané a pohybujú sa v rozmedzí od  $2,197$  do  $3,996 \text{ m}^3$ , kde najlepšiu priemernú zásobu objemu dosiahol pôvod ev. č. 2349 z Baky (Podunajská rovina). Signifikantné rozdiely sú uvedené v tabuľke 3, kde sú tučne vyznačené priemerné hodnoty pozitívne sa odlišujúcich pôvodov a kurzívou negatívne odlišujúcich sa pôvodov od homogénnej skupiny všetkých testovaných pôvodov topoľov. V prípade homogénnej skupiny v objeme, ev. č. 2342, 2343 a 2344 je skupina vyznačená súčasne boldom a kurzívou.

Z uvedených výsledkov hodnotených rastových charakteristík vidieť väčšiu objemovú rozrôznenosť najmä pri ekotypoch *Populus ×canescens*, pričom ekotypy z Podunajskej nížiny (ev. č. 2343, 2344, 2530) dosiahli vyššie priemerné hodnoty ako ekotypy z povodia riek

Moravy (ev. č. 2345) a Latorice (ev. č. 2346). Rôzne výsledky poukazujú na nestálosť znakov hybridov topoľa sivého z rôznych oblastí Slovenska, čo je vysoko pravdepodobné, keďže nemožno určiť, z ktorého rodiča (*P. alba*, alebo *P. tremula*), má skúmaný jedinec viac genetického potenciálu. Pri skupine pôvodov *Populus nigra* sa priemerné hodnoty celkovej kruhovej základne a objemu kmeňa neodlišujú tak výrazne ako pri topoli sivom. Podobné výsledky uvádza aj ŠILER et al. (2014), ktorý poukazuje na vysokú variabilitu morfológických znakov topoľov v medzidruhovom krížení a na relatívnu vyrovnanosť znakov topoľa čierneho z jednotlivých skúmaných oblastí povodia rieky Dunaj (za Slovensko bola zastúpená oblasť Dunajské luhy).

Zdravotný stav jedincov topoľov bieleho, sivého a čierneho vysadených v Arboréte Borová hora možno považovať za uspokojivý, v stupňoch defoliácie SAO sme ich zaradili k stupňom 0 a 1 (0–25 % strata asimilačných orgánov). V skúmaní zdravotného stavu jedincov sme sa okrem domácich (pôvodných) druhov ochorení topoľov zameriavali aj na príznaky invázných a agresívnych druhov rodu *Phytophthora* spp. MILENKOVIČ et al. (2018) opisuje až 9 druhov r. *Phytophthora*, ktoré izolovali na plantážach rôznych krížencov topoľov vo veku drevín 2–33 rokov. Určité druhy fytoftóry boli zistené aj v zdravých pobrežných porastoch plantáží. Najčastejšie sa nachádzali v rhizosfére odkiaľ sa šírili na odrezkoch pri ich zakoreňovaní, po zámernej inokulácii na kôre a dreve a často tiež na listoch. ĎURKOVIČ et al. (2021) opisuje rakovinu kôry hybridných topoľov spôsobenou r. *Phytophthora*, kde uvádza, že po zámernej inokulácii patogénom pod kôru sa zistilo stresujúce správanie dreviny na 30. až 38. deň, pričom jedince uzavreli kalusové pletivo nad ranami po 4 rokoch. Pri pozorovaní kmeňov, konárov a olistenia lužných topoľov vysadených v ABH sme príznaky fytoftóry nezistili. Výskyt a prítomnosť rôznych druhov *Phytophthora* spp. môže predstavovať vážne riziko nielen pre rod *Populus* sp., ale aj pre iné spoločenstvá lužných lesov, najmä pre prirodzené porasty r. *Quercus* sp. a *Fraxinus angustifolia*. VARGA (2010) a BARTKO (2011) uvádzajú, že topole vhodné pre intenzívne pestovanie musia byť odolné voči bakteriálnym a hubovým chorobám (najmä voči *Chondroplea populea* Sacc. Briad., *Marssonina brunnea* Ell. Ev., *Melampsora larici-populina* Kleb.), vyznačovať sa rýchlym rastom, vytvárať rovný, alebo mierne prehnutý kmeň a mať vyhovujúce vlastnosti dreva. Pri hodnotení jedincov topoľa bieleho, sivého a čierneho v Arboréte Borová hora sme žiadne anomálie v ich raste nepozorovali, s výnimkou pôvodu topoľa čierneho ev. č. 2349 (Baka, výberový strom 62), jedince ktorého sa vyznačovali výraznejšie vlnitým kmeňom.

## ZÁVER

Topole (*Populus* sp.) sú nenahradiiteľnou súčasťou ekosystémov lužných lesov. Ich porasty vytvárajú zraniteľné pásmo medzi riekou a lesom. Sú postihované zmenami koryta, častými záplavami, poškodzované ľadom, pohybom nespevnených štrkových, alebo pieskových nánosov tvoriacich nestabilné podložie. Významným spôsobom chránia brehy vodných tokov pred eróziou, preto časť lužných lesov považujeme za ochranné lesy. Všetky pôvody „lužných topoľov“ hodnotených v Arboréte Borová hora vykazovali veľmi dobrý zdravotný stav aj napriek tomu, že niektoré jedince topoľa bieleho rástli v suchších podmienkach. Priemerne najlepšie ukazovatele kruhovej základne a objemu mal topoľ sivý zo Šamorína. Najvyrovnanejšie hodnoty biometrických charakteristík mali jedince ekotypov topoľa čierneho.

Všetky vyhodnocované a archivované ekotypy autochtónnych topoľov v Arboréte Borová hora možno považovať za významné a cenné genetické zdroje. Chradnutie topoľových porastov je komplexným problémom, ktorý si vyžaduje integrovaný prístup a zodpovedné riadenie, ktoré zahŕňa monitorovanie zdravotného stavu topoľových porastov a včasné identifikovanie príznakov nákazy. Zlepšenie vitality populácií lužných druhov topoľov sa dosahuje zvýšenou hygienou porastov, odstraňovaním infikovanej a mrtvej biomasy a genetickým výberom, t.j. pestovaním odolnejších genotypov druhov, resp. šľachtených odrôd topoľov. Ochrana topoľových porastov tak prispieva k zachovaniu biodiverzity a zvyšovaniu kvality životného prostredia v meniacich sa klimatických podmienkach Slovenska.

### PodĎakovanie

Príspevok vznikol v rámci riešenia projektu VEGA 1/0108/23 a VEGA 1/0515/23.

### LITERATÚRA

- BARTKO M. (2011): Aktuálne výsledky testovania a nová rajonizácia topoľov na Slovensku. Lesnícky časopis – Forestry Journal, 57: 4: 261–268.
- BENETKA V., DUBSKÝ M. (1998): Práce na zachování domácího druhu *Populus nigra* L. uskutečnené ve VÚOZ Průhonice. Acta Průhoniciana, 65: 214–221.
- CAUDULLO G., DE RIGO D. (2016): *Populus alba* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz J., de Rigo D., Caudullo G., Houston Durrant T., Mauri A. (eds.): Atlas of Forest tree Species. Publ. Off. EU, Luxembourg, 197 s., 134–135.
- CAUDULLO G., DE RIGO D. (2016): *Populus tremula* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel Ayanz J., de Rigo D., Caudullo G., Houston Durrant T., Mauri A. (eds.): Atlas of Forest tree Species. Publ. Off. EU, Luxembourg, 197 s., 138–139.
- DE RIGO D., ENESCU C.M., HOUSTON DURRANT T., CAUDULLO G. (2016): *Populus nigra* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel\_Ayanz J., de Rigo D., Caudullo G., Houston Durrant T., Mauri A (eds.): Atlas of Forest tree Species. Publ. Off. EU, Luxembourg, 197 s., 136–137.
- ĎURKOVIC J., BUBENIKOVÁ T., GUŽMEROVÁ A., FLEISCHER P., KURJAK D., ČAŇOVÁ I., LUKÁČIK I., DVOŘÁK M., MILENKOVIC I. (2021): Effects of Phytophthora Inoculations on Photosynthetic Behaviour and Induced Defence Responses of Plant Volatiles in Field-Grown Hybrid Poplar Tolerant to Bark Canker Disease. Journal of Fungi, 7: 11: 969 DOI:10.3390/jof7110969
- ELIÁŠ P. (2011): Ohrozené druhy: príčiny, súčasný stav a ochrana. Threatened Species: Causes, current Status and Conservation. Životné prostredie, 45: 5: 227–234.
- GIAN P.C. (1999): Review of fungal diseases in Poplar. Grugliasco, 1999, 53 s. citované: 16. 05. 2024, dostupné na: <https://www.fao.org/4/AC492E/AC492E00.htm>
- LUKÁČIK I., ČÍŽOVÁ M., JEŽOVIČ V., ŠKVARENINOVÁ J. (2005): Arborétum Borová hora 1965–2005. Vydavateľstvo TU vo Zvolene, Zvolen, ISBN 80-228-1479-2, 90 s.
- MAXIM L. (1998): Vzácné dreviny okresov Sobrance a Michalovce. Media Group, Michalovce, 56 s., ISBN 80-7090-498-4.
- MILENKOVIC I., KEČA N., KARADŽIĆ D., RADULOVIC Z., NOWAKOWSKA J.A., OSZAKO T., SIKORA K., CORCOBADO T., JUNG T., (2018): Isolation and Pathogenicity of Phytophthora species from Poplar plantation in Serbia. Forests, 9: 6: 330, <https://doi.org/10.3390/f9060330>
- PAGAN J., RANDUŠKA D. (1987): Atlas drevín 1 (pôvodné dreviny), Obzor, Bratislava, 360 s.

- PAVLEND A P., PAJTÍK J., PRIWITZER T. (2014): Monitoring lesov Slovenska. Správa za ČMS Lesy za rok 2013. Zvolen, NLC – LVÚ Zvolen, 138 s.
- PETRÁŠ R., PAJTÍK J. (1991): Sústava česko-slovenských objemových tabuliek drevín. Lesnícky časopis, 37: 1: 49–56.
- ROLLOF A., BÄRTELS A. (1996): Gehölze. Ulmer Verlag, Stuttgart, 694 s.
- SLOVÁČEK M. (2004): Génové zdroje topolu černého a bílého v ČR. Lesnická práce, 83: 2: 22–28.
- ŠILER B., SKORIĆ M., MIŠIĆ D., KOVAČEVIĆ B., JELIĆ M., PATENKOVIĆ A., NOVIČIĆ K.Z. (2014): Variability of European Black Poplar (*Populus nigra* L.) in the Danube basin. Public Enterprise „Vojvodina šume“, Beograd, 128 s. ISBN 978-86-906665-4-6.
- VARGA L. (2010): Optimalizácia zastúpenia uznaných klonov topoľov a stromovitých vrb v prírodných podmienkach Slovenska. In: Varga L., Hrenko J., (eds.): Rýchlorastúce dreviny – jeden z obnoviteľných zdrojov drevnej suroviny a energie. Zborník referátov, Sobrance, 25. 9. 2008, NLC, Zvolen, ISBN 978-80-8093-117-9, s. 29–43.

## Vekovo špecifická rastová reakcia duba plstnatého (*Q. pubescens* L.) na sucho v oblasti Krupinskej planiny

*The growth response of downy oak trees (*Q. pubescens* L.) to drought varies  
according to age in the Krupinska Plain region*

DENISA SEDMÁKOVÁ<sup>1</sup>✉, PETER JALOVIAŘ<sup>1</sup>, SAMUEL DEBNÁŘ<sup>1</sup>,  
IVANA SARVAŠOVÁ<sup>2</sup>, IVAN LUKÁČIK<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra pestovania lesa,  
T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, SR, ✉denisa.sedmakova@tuzvo.sk

<sup>2</sup>Arborétum Borova hora Technickej univerzity vo Zvolene, Technická univerzita  
vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, SR

### Abstrakt

Rozdielny vplyv klimatických zmien na rast stromov v závislosti od veku a veľkosti má pravdepodobne významný vplyv na dynamiku rastu a štruktúru v rámci porastu. Kvantifikácie prírastkových strát špecificky dané pre vekovú kategóriu istého druhu dreviny sú však doposiaľ málo preskúmané. Dub plstnatý (DP) v skúmanej lokalite Krupinskej planiny vykazuje vekovo špecifickú rastovú reakciu na prebiehajúcu klimatickú zmenu. Pod vplyvom súčasných klimatických podmienok sa jeho rast zlepšuje primárne v kategórii mladých dimenzionálne menších stromov. Je to pravdepodobný dôsledok toho, že rast duba plstnatého na najsevernejšom výskyte prirodzeného areálu rozšírenia prestáva byť limitovaný nízkymi teplotami. Paradoxne, vzhľadom na dlhodobu neuspokojivú prirodzenú obnovu a nepriaznivý zdravotný stav dospelých jedincov, pravdepodobne z dôvodu vysokého počtu raticovej zveri a ľudskej činnosti v minulosti, podpora regeneračných procesov nemusí byť dostatočné adaptívne opatrenie pre udržanie stabilnej a prosperujúcej populácie duba plstnatého v oblasti Krupinskej planiny.

**Kľúčové slová:** index sucha; hrúbkový prírastok; submediteránne dubové lesy; adaptívne pestovanie lesa

### Abstract

*The varying effects of climate change on tree growth based on age and size likely have a significant impact on the dynamics of growth and structure within the stand. There has been limited research on the specific quantifications of increasing increment losses for a particular type of tree species within a certain age category. The young pubescent oak trees in the area being examined is displaying a growth pattern specific to age category in response to the current climate change. The growth of younger, smaller trees is primarily improved by the current climate conditions. This is probably a consequence of the fact that the growth of the pubescent oak at the northernmost extent of its natural range is no longer limited by low temperatures. Contrary, given the long-standing unsatisfactory natural regeneration and the poor health status of adults, probably due to high numbers of game and past human activity, promoting regeneration processes may not be*



*a sufficient adaptive measure to maintain a stable and thriving population of pubescent oak in the Krupinská plain region.*

**Keywords:** *drought index; diameter increment; sub-Mediterranean oak forests; adaptive silviculture*

## ÚVOD

V podmienkach narastajúceho sucha nie je známe, či jednotlivé druhy drevín dokážu zabezpečiť dostatočný prisun a transport vody do vegetačných pletív (GENTILESCA et al. 2017). V xerothermných podmienkach lesostepí sa dubové lesné systémy vyznačujú nízkou hustotou, prítomnosťou stromov s roztrúseným výskytom v menších skupinkách. Ide o typ krajiny bez trvalej pokrývky lesa. Pre takýto typ lesných systémov máme v súčasnosti veľmi málo informácií o základných rastových a regeneračných procesoch, ktoré by nám umožnili návrh aktívnych pestovateľských postupov s cieľom zabezpečiť obnovu a dobrú rastovú vitalitu vybraných druhov dubov (PREVOSTO et al. 2015; FRÜCHTENICHT et al. 2018).

Dub plstnatý (*Quercus pubescens* Willd.) predstavuje pôvodný teplomilný a sucho znášajúci druh dreviny typický pre lesostepné ekosystémy južného a juhozápadného Slovenska. Dubové porasty sú vo všeobecnosti dobre adaptované na extrémne suché letá. Dub plstnatý (DP) patrí medzi dreviny s účinnou stratégiou odolávania suchu (krátko i dlhodobo trvajúcemu) a s účinnými mechanizmami voči vysokému ožiareniu (DANESIN, RAMBAL 1995). GALLÉ et al. (2007) uvádzajú, že pri DP zostáva zachovaný funkčný fotosyntetický aparát vďaka fotoprotektívnym mechanizmom aj počas extrémneho sucha a pri dostatočnom nasýtení vodou dochádza k rýchlej obnove transportu vody a fotosyntézy.

Vo väčšine vedeckých štúdií zameraných na rastové reakcie drevín na klimatické podmienky prevažuje selekcia stromov s nadúrovňovým a úrovňovým postavením v poraste; o rastovej odozve dimenzionálne alebo vekovo špecifických skupín vybraných druhov drevín existuje nepomerne menšie množstvo poznatkov. Pritom vplyv sucha môže disproporcionálne ovplyvňovať rast mladých (dimenzionálne menších) jedincov v porovnaní so staršími (dimenzionálne väčšími). Prostredníctvom zmien vo vzťahoch medzi veľkosťou/vekom a prírastkom, môžeme pod vplyvom klimatickej zmeny očakávať významne ovplyvnenie rastovej dynamiky a porastovej štruktúry (ZANG et al. 2012).

Cieľom predkladanej práce je zistiť a kvantifikovať vplyv meniacich sa klimatických podmienok na rast a prírastky duba plstnatého, a to pre dve kategórie (dvojice) vekovo odlišných stromov rastúcich bez kompetičného vplyvu okolitého porastu.

## MATERIÁL A METODIKA

### Popis lokality

Xerothermofilné submediteránne dubové lesy predstavujú 1,6 % z celkovej výmery lesov na Slovensku (Forestportal 2021). Sú to presychavé spoločenstvá lesostepného charakteru s plynulým prechodom do zapojených porastov s výskytom duba plstnatého. Z ostatných drevín sa často vyskytujú dub cer, mukyňa, brekyňa, jaseň manový, javor poľný, javor tatársky a pod. Podložie je tvorené minerálne bohatými horninami (vápence, dolomity, bázickéjšie vyvreliny). Na reliéfne exponovaných stanovištiach sa dub plstnatý (*Quercus pubescens* Willd.) dobre uplatňuje, pretože znáša obdobia sucha. Vo vybranej lokalite Krupinskej planiny

vrch Čierny hrad (48°10'24"N, 18°58'6"E) sa DP vyskytuje jednotlivo alebo v skupinkách v oblastiach lesostepného charakteru a vtrúsene primárne v lesných porastových okrajoch. Jedince majú malé dimenzie a často krovitý vzrast. Priemerný ročný úhrn zrážok sa v danej lokalite pohybuje v rozpätí hodnôt 600–650 mm a po roku 1990 sa jeho hodnota výrazne nemení. Priemerná ročná teplota sa po roku 1990 zvýšila približne o jeden stupeň z hodnoty 8–9 °C na 9–10 °C (Atlas krajiny SR online). Vybrané porastové skupiny majú juhozápadnú alebo juhovýchodnú expozíciu, sklon 12–17° a nadmorskú výšku 250–300 m n. m.

### **Empirický materiál**

Empirický materiál bol získaný v rokoch 2022–2023 a predstavuje dve sady vývrtoých vzoriek dreveniny DP. Vývrtové vzorky boli získané odobratím vývrtnu zo živých stromov v prsnej výške  $d_{1,3}$  kolmo na os kmeňa, a to z hornej časti svahu striedavo z dvoch strán približne pod 45° uhlom voči spádnici. Vývrty boli následne vysušené a nalepené do 5 mm širokých drevených drážok a postupne zbrúsené (80–600 – hrúbka zrna). Prvú sadu údajov (s označením ML) tvorí 14 vývrto mladých jedincov vo veku okolo 50 rokov. Druhú sadu (s označením SS) tvorí 12 vývrto stredne starých vo veku okolo 80 rokov. Hrúbkový rast v obidvoch súborech stromov je málo ovplyvnený postavením okolitých stromov. Vývrtové vzorky boli naskenované pomocou systému na zachytávanie obrazu ATRICS s vysokým rozlíšením (LEVANIČ 2007). Šírky ročných kruhov boli zmerané s presnosťou 0,01 mm pomocou programu CooRecorder (Cybis Elektronik & Data AB, 2013). Pre potvrdenie korektného priradenia kalendárnych rokov jednotlivým ročným kruhom bol použitý softvér COFECHA (HOLMES 1983).

### **Klimatické údaje**

Globálna sieť údajov (s priestorovým rozlíšením 0,5° zemepisnej šírky/dĺžky) štandardizovaného zrážkového a evapotranspiračného indexu (SPEI<sub>3</sub> a SPEI<sub>6</sub>) bola použitá pre preskúmanie vplyvu sucha na hrúbkový rast vekovo diferencovaných skupín stromov duba plstnatého (BEGUERÍA et al. 2023; VICENTE-SERRANO et al. 2010). Na výpočet indexu sa využíva štandardizácia rozdielu úhrnu zrážok a potenciálna evapotranspirácia trávneho porastu za dané obdobie, v našom prípade 3 a 6 mesiacov. Normalizované hodnoty indexu v rozpätí –0,1 až +0,1 možno považovať za obdobie bez prítomnosti sucha; kladné hodnoty nad 1,5 za veľmi a nad 2,0 za extrémne vlhké obdobie. Naopak záporné hodnoty indexu nižšie ako –1,5 znamenajú veľmi suché a nižšie ako –2,0 extrémne suché obdobie.

### **Analýza údajov**

Z jednotlivých letokruhových sérii boli pre kategóriu ML a SS stromov zostavené priemerné absolútne chronológie s časovým rozpätím rokov tak, aby pre každý kalendárny rok bola hodnota hrúbkového prírastku počítaná minimálne zo štyroch nameraných širok ročných kruhov. Priemerné hodnoty hrúbkových prírastkov (id) podľa jednotlivých kalendárnych rokov boli znázornené graficky a slovné popísané spolu s dlhodobým vývojom hodnôt indexu sucha (SPEI<sub>6</sub>). Okrem toho bol v procese detrendizácie z letokruhových sérii odstránený vekom podmienený dlhodobý rastový trend a zostavené indexované chronológie bez odstránenia autokorelácie. Použitá bola individuálna detrendizácia letokruhových sérii (IDE) a detrendizácia podľa priemernej regionálnej rastovej krivky (RCS).

Pre periódu rokov 1970–1989 (I.) a 1990–2022 (II.) bol pre detrendizované hrúbkové prírastky skupín ML a SS stromov preskúmaný vzťah voči trojmesačnému sezónnemu (DJF,

MAM, JJA) indexu sucha SPEI<sub>3</sub>. Lineárna korelačná analýza bola vykonaná pre porovnanie povahy a sily vzťahu podľa veľkosti korelačných koeficientov medzi hrúbkovými indexami (RCS a IDE) a skupinami ML a SS stromov (závislé premenné) a klimatickým faktorom SPEI<sub>3</sub> (nezávislá premenná).

Vek drevín, podľa ktorého boli jedince DP zatriedené do vekových kategórií, bol stanovený v stržni vo výške 1,3 m nad zemou. Okrem toho pre stanovanie celkového veku sme navrátili 5 jedincov v prízemnej časti (10 cm nad zemou). Do výšky 10 cm dorastie DP na lokalite za dva roky. Rozdiel medzi vekom v D<sub>1,3</sub> a prízemnej výške D<sub>0,10</sub> je v priemere 8 rokov v rozpätí 3 až 15 rokov. Čiže celkový vek sa bude od veku v stržni z výšky 1,3 m líšiť v priemere o +10 rokov s rozpätím 5–17 rokov.

## VÝSLEDKY

V absolútnom vyjadrení vykazuje DP v mladšom veku (ML) vyšší priemerný hrúbkový prírastok ako v kategórii SS (Tab. 1). Po roku 1990, hodnoty bežného hrúbkového prírastku v súlade s očakávaným vekovým trendom poklesli v porovnaní s predchádzajúcim obdobím 1970–1989 pre obe vekovo diferencované kategórie SS a ML.

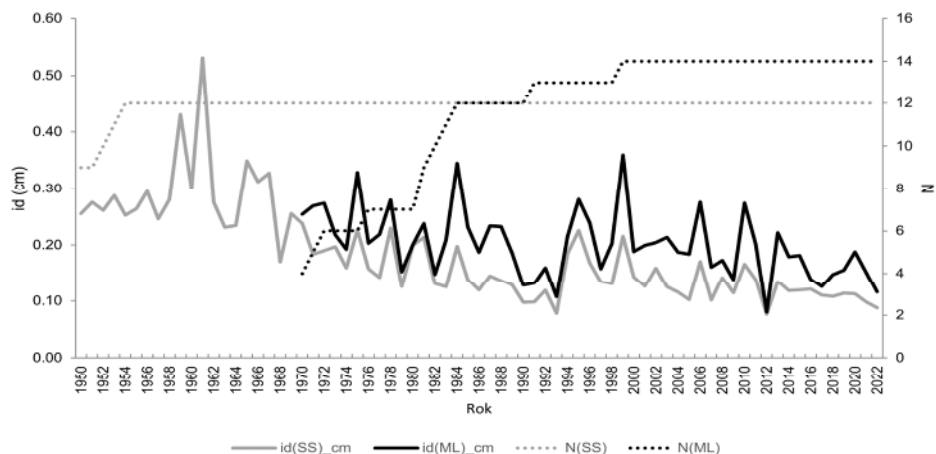
**Tab. 1:** Základná rastová charakteristika vybraných vekovo špecifických skupín stromov duba plstnatého v oblasti Krupinská planina.

**Tab. 1:** Basic growth characteristics of identified age-specific groups of downy oak trees in the Krupinská planina region.

Dub plstnatý <sup>1</sup>	Vek <sub>d1,3</sub> <sup>2</sup> [roky]	D <sub>1,3</sub> <sup>3</sup> [cm]	PPD <sup>4</sup> [cm]	i <sub>d</sub> <sup>6</sup> 1970–1989 [cm]	i <sub>d</sub> 1990–2022 [cm]
mladé <sup>7</sup>	46	13,1	0,30	0,230	0,184
stredne staré <sup>8</sup>	81	20,4	0,25	0,169	0,129

Note: <sup>1</sup>downy oak; <sup>2</sup>vek stromu v stržni vo výške 1,3 m nad zemou (*pith age*); <sup>3</sup>hrúbka stromu vo výške 1,3 m nad zemou (*diameter at breast height*); <sup>4</sup>priemerný hrúbkový prírastok v roku 2022 (*mean diameter increment in 2022*); <sup>5</sup>bežný hrúbkový prírastok za sledované obdobie (*current diameter increment in the defined timed period*); <sup>7</sup>young; <sup>8</sup>middle-aged

Aj v rámci jednotlivých kalendárnych rokov mladšie stromy vykazujú konzistentne vyššie hrúbkové prírastky, s výnimkou v roku 2012, kedy je prírastok oboch skupín rovnako nízky (Obr. 1). Hoci celkovo absolútne hrúbkové prírastky s vekom klesajú, pokles prírastkov starých (SS) a mladých (ML) jedincov po roku 1990 nie je v súlade s trendom poklesu v referenčnej perióde 1970–1989. Najmä v perióde 1990–2010 môžeme pozorovať výrazné spomalenie poklesu hrúbkových prírastkov spôsobené primárne proti-trendovým nárastom prírastkov v sub-perióde 1990–2000.



**Obr. 1:** Dlhodobý priebeh hrúbkových prírastkov ( $id$ ) mladých (ML) a stredne starých (SS) jedincov duba plstnatého zobrazený podľa kalendárnych rokov. Na vedľajšej zvislej osi je znázornený počet letokruhových sérií  $N$ .

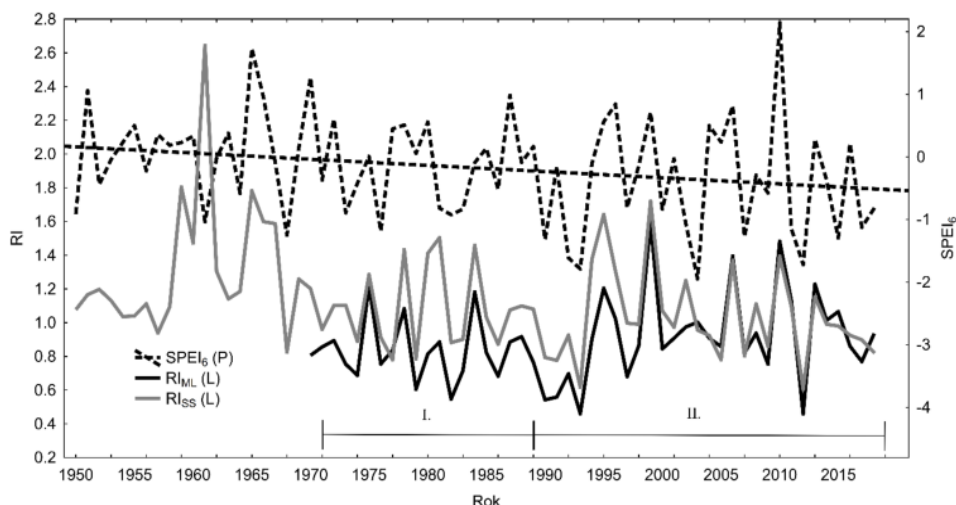
**Fig. 1:** The calendar years (Rok) show the long-term growth of diameter increments ( $id$ ) in young (ML) and middle-aged (SS) downy oak individuals. The adjacent vertical axis displays the number of tree-ring series  $N$ .

Po odstránení vekom podmieneného dlhodobého rastového trendu, a teda odstránení dimenzionálnych rozdielov, je zvýšenie prírastkov v perióde 1990–2000 a spomalený pokles v perióde 2000–2022 zreteľnejšie viditeľné na indexovaných letokruhových chronológiach (Obr. 2). Priebeh rastu a veľkosť hodnôt letokruhových indexov je v období 1990–2022 prakticky identický pre obidve vekové kategórie stromov.

Počas prvého obdobia (1970–1989) sa veľmi suché a extrémne suché vegetačné obdobie prakticky nevyskytovalo (hodnoty  $SPEI_6 > -1,5$ ) na rozdiel od druhého obdobia (1990–2022) s opakovaným výskytom veľmi suchých a extrémne suchých rokov v 1992–1993, 2003, 2011–2012 (Obr. 2).

Podľa RCS detrendizácie mladšie stromy v súčasnosti (II.) rastú pod očakávaným vekovo podmieneným trendom, stredne staré stromy mierne nad dlhodobým trendom (Tab.2). Podľa individuálnej detrendizácie obe kategórie stromov prirastajú mierne nad dlhodobým vekovým trendom (1,012 – SS a 1,013 – ML).

Pri porovnávaní prirastavosti, vyjadrenej priemernými hodnotami RI medzi vybranými obdobiami, RCS a individuálna detrendizácia vykazujú odlišné výsledky. Podľa obidvoch detrendizačných metód kategória ML vykazuje zvýšenie hrúbkových prírastkov o 1,3 %, alebo až 14 %. Kombinované výsledky za obe metódy detrendizácie naznačujú 6,6 % nárast. V kategórii stromov SS sú výsledky zmiešané – podľa RCS štandardizácie dochádza v súčasnosti k poklesu prirastavosti v perióde 1990–2022 voči obdobiu 1970–1990 o 7 %, avšak podľa IDE detrendizácie registrujeme nárast prirastavosti o 8,1 %. Kombinované výsledky potom ukazujú aj v tejto kategórii skôr nárast, i keď iba o 0,6 %. Celkovo tak obe metódy spolu ukazujú, že stromy DP na danej lokalite v súčasnosti prirastajú buď (i) podobne ako v referenčnej perióde, alebo (ii) čo je pravdepodobnejšie, vykazujú zlepšený rast na úrovni 1–7 %.



**Obr. 2:** Priebeh ročných hodnôt letokruhových indexov (RI) mladých (ML) a stredne starých (SS) stromov (RCS detrendizácia); Na vedľajšej osi je znázornený dlhodobý priebeh hodnôt indexu sucha SPEI<sub>6</sub> s vyznačeným klesajúcim lineárnym trendom pre oblasť Krupinská planina. I. a II. – dve strednodobé časové obdobia s odlišnými hodnotami SPEI<sub>6</sub>.

**Fig. 2:** The annual values of tree-ring indices (RI) for young (ML) and middle-aged (SS) trees (RCS detrending) are displayed (L – left axis) alongside the long-term trend of decreasing SPEI<sub>6</sub> drought index values (P – right axis) in the Krupinská plain area; I. and II. – two different climatic periods over the course of the medium term based on SPEI<sub>6</sub>; Rok – calendar year.

**Tab. 2:** Prírastková reakcia vekovo špecifických skupín duba plstnatého (DP) na suchu a strednodobá kvantifikácia jeho hrúbkového rastu. SPEI<sub>3</sub> – index sucha s trojmesačným priemerom (1970–2018).

**Tab. 2:** Growth response of age-specific groups of downy oak to drought and medium-term quantification of its diameter growth.

DP <sup>1</sup>	RI <sub>rsc</sub> <sup>2</sup> /RI <sub>ide</sub> <sup>3</sup>		r <sub>zima</sub> <sup>4</sup>		r <sub>jar</sub> <sup>5</sup>		r <sub>leto</sub> <sup>6</sup>		RI <sub>rsc</sub>	RI <sub>ide</sub>	Combined
	I.	II.	I.	II.	I.	II.	I.	II.			
			n=20	n=29	n=20	n=29	n=20	n=29	%	%	%
<b>ML</b> <sup>8</sup>	0,836/0,999	0,936/1,013	<b>-0,44</b>	<b>+0,41</b>	<b>0,55</b>	<b>0,53</b>	0,16	<b>0,48</b>	+12,0	+1,3	+6,6
<b>SS</b> <sup>9</sup>	1,088/0,943	1,012/1,012	<b>-0,59</b>	+0,15	0,40	<b>0,63</b>	0,29	<b>0,43</b>	-7,0	+8,1	+0,6

<sup>1</sup>dub plstnatý (downy oak); <sup>2</sup>mean tree-ring index according to rcs detrendization; <sup>3</sup>mean tree-ring index according to ide detrendization; I. – time period 1970–1989, II. time period 1990–2022; <sup>4</sup>winter: Dec.–Feb., <sup>5</sup>spring: Mar.–May; <sup>6</sup>summer: Jun.–Aug.; r – hodnota korelačného koeficienta (correlation coefficient value); n – počet kalendárnych rokov (number of calendar years); <sup>7</sup>priemerná percentuálna odchýlka indexovaných hodnôt hrúbkových prírastkov (mean percentage deviation of indexed diameter increments values); rcs – detrendizácia podľa regionálnej priemernej krivky (regional curve detrendization); ide – individuálna detrendizácia (individual tree-ring series detrendization); <sup>8</sup>mladé (young); <sup>9</sup>stredne staré (middle aged)

Súčasnne z priebehu absolútnych a štandardizovaných letokruhových kriviek/chronológií v rámci obdobia 1990–2022 (Obr. 1 a 2) môžeme vidieť, že v sub-perióde 1990–2000 došlo k výraznému proti-trendovému zvýšeniu prírastkov, čo pripisujeme vplyvu uvoľnenia teplotnej

limitácie v dôsledku lineárneho rastu teplôt na danej lokalite. V neskoršej sub-perióde 2000–2022 však už môžeme vidieť pozvoľný pokles veľkosti prírastkov (t.j. návrat k očakávanému vekovo-dimenzionálne podmienenému trendu), čo je pravdepodobne odraz vyváženia pozitívnych efektov rastúcej teploty negatívnymi efektami zvyšujúceho sa sucha.

Výraznejšie zvýšenie hrúbkových prírastkov ML v porovnaní so SS po roku 1990 je možné pripísať vekovo špecifickým zmenám v rastových reakciách na priebeh trojmesačného sucha primárne počas zimného a jarného obdobia. Citlivosť rastu na suchu v letnom období stúpla rovnako významne u ML a SS dubov; ostala nezmenená u ML v jarnom období, na rozdiel od SS, kde stúpla. Najvýraznejšie sa zmenila citlivosť rastu ML na klimatické podmienky v zimnom období. Vyššie kladné hodnoty indexu sucha v zimnom období v súčasnosti (chladnejšie a vlhkejšie počasie v minulosti) pozitívne vplyvajú na rast DP v predovšetkým v kategórií ML.

## DISKUSIA

Väčšina spoločenstiev s výskytom duba plstnatého patrí na Slovensku medzi prioritné biotopy (Smernica 92/43/ECC) s osobitným ekologickým významom pre biodiverzitu a ochranu prírody. Niektoré z týchto biotopov hlavne v južných oblastiach Slovenska, nemajú v súčasnosti trvalo udržateľný manažment a ako náchylné na postupnú degradáciu potrebujú adaptívny plán obhospodarovania podporujúci celkovú pružnosť (rezilienciu) dubových druhov. Pokles v zastúpení alebo strata hlavného druhu dreviny môže mať významný dopad na úrovni krajiny (HOSSELL et al. 2003). Pravdepodobnosť výskytu a potenciálne negatívne dopady sucha na faunu a flóru sa v dubových porastoch budú stupňovať (Fig. 2). Trendy za posledných 60 rokov ukázali rastúce, dlhšie trvajúce a intenzívnejšie epizódy sucha v strednej a východnej Európe (MISHRA, SINGH 2010; SPINONI 2015). Takýto priebeh počasia je významný limitujúci faktor pre prirodzenú obnovu a v danej oblasti má celoplošný charakter s najvýraznejším dopadom práve na stanovištiach s dubom plstnatým. Druhým významným limitujúcim faktorom je zver, jej negatívny vplyv je enormný a urýchľuje degradáciu prírodných podmienok v skúmanej lokalite. Výsledkom čoho je tretí významne limitujúci faktor, a to v súčasnosti nízka početnosť dobre plodiacich materských stromov. Zdravotný stav a postupné odumieranie dospelých a mladých jedincov sa zhoršuje.

Paradoxne, DP v danej lokalite vykazuje pod vplyvom súčasných klimatických podmienok dobrú rastovú vitalitu a rovnakú alebo zlepšenú prirastavosť. Rast DP bez ohľadu na jeho vek a veľkosť bol v minulom období 1970–1989 významne limitovaný chladným počasím v zimnom období. Oproti tomu v súčasnom období 1990–2022 rast DP významne negatívne ovplyvňuje dlhšie trvajúce suché obdobie počas jari a leta (Tab. 2). Z dostupnej literatúry možno konštatovať, že dub plstnatý alebo dub balkánsky v oblastiach, kde sa priemerná ročná teplota pohybuje v rozpätí 8–9 °C, vykazuje slabý až mierny zrážkový signál a nízku citlivosť radiálneho rastu voči medziročnému kolísaniu hodnôt teploty vzduchu a sumy zrážok počas vegetačného obdobia (CEDRO 2007; MORÁN-LÓPEZ et al. 2014). Dané výsledky sú v súlade s našimi zisteniami pre obdobie 1970–1989, kedy DP vykazoval mierny zrážkový signál počas sezóny apríl–september. Oproti tomu pri priemerných ročných teplotách 10 °C a viac sme zaznamenali pomerne silný zrážkový klimatický signál, podobne ako v iných oblastiach jeho prirodzeného výskytu s priemernou ročnou teplotou nad 10 °C (KERN et al. 2009; ROMAGNOLI et al. 2018; CICEU et al. 2019; MARTÍNEZ-SANCHO et al. 2021).

Na zmenu klimatických podmienok zareagovali stromy DP vyšším pozitívnym prírastkom v kategórii ML stromy. V súčasnom období 1990–2022 mierne zimy výraznejšie pozitívne podporujú rast ML stromov DP a deficit vlhky v jarnom období výraznejšie, a to negatívne ovplyvňuje rast SS stromov. Vekovo/veľkostne diferencovaný vplyv meniacich sa klimatických podmienok na prírastavosť DP, pravdepodobne už v súčasnosti významne ovplyvňuje rastovú dynamiku v porastových skupinách. V porovnateľnom veku staršie jedince vykazovali v minulosti lepšiu rast ako mladšie jedince v súčasnosti (Obr. 1). Avšak pri celkových vyšších hodnotách absolútnych hrúbkových prírastkov budú mladé jedince pravdepodobne pružnejšie reagovať na extrémne výkyvy sucha a zhoršujúce sa podmienky stanovišťa v budúcom období. Oproti tomu hrúbkový rast starších jedincov v súčasnom období stagnuje. V extrémne suchom období a počas dlho trvajúcich epizód sucha dimenzionálne väčšie a staršie jedince strácajú kompetičnú výhodu pri získavaní primárnych zdrojov, najmä vody (ZANG et al. 2012).

V skúmaných lokalitách Krupinskej planiny, kde má DP menej vhodné ekologické podmienky (nepriaznivejšie sociologické postavenie, nižšie zastúpenie) a menej priaznivý zdravotný stav, môžu meniace sa klimatické podmienky paradoxne podporiť jeho rast a vitalitu aj v porovnaní s inými druhmi drevín. Pozitívna rastová reakcia ML stromov v podstate potvrdzuje, že na severnej hranici prirodzeného rozšírenia sú klimatické podmienky v súčasnosti menej limitujúce pre rast DP v porovnaní s minulým chladnejším obdobím 1970–1989. Vplyv konkurencie a dimenzií dubov je dôležitým faktorom aj pre ich zdravotný stav (MATULA et al. 2015). Významné rozdiely v raste boli tiež potvrdené medzi jedincami dubov rastúcimi ako solitéry a v skupine (DOLEŽAL et al. 2016). Dimenzionálne špecifický vplyv na pokles rastovej vitality a odumretie sa potvrdil napr. pre dub letný na troch lokalitách v južnom Švédsku (ANDERSSON et al. 2011).

Jedným z parametrov na sledovanie zlepšovania biotopu je zastúpenie charakteristických drevín. Jaseň manový ako významný drevinový druh má v danej lokalite na rozdiel od duba ľahké polietavé semeno a v daných podmienkach dobre regeneruje, na miestach s jeho výskytom je prítomná mnohopočetná odrastená obnova. Jaseň manový a druhy, ako je javor poľný a javor tatársky, pravdepodobne v dlhodobej projekcii nahradia dub plstnatý. Z adaptívnych opatrení, ktoré prichádzajú do úvahy, možno tri odporučiť ako primárne: i) Využitie mŕtveho dreva na zachytenie vody a zlepšenie úrodnosti vrchnej vrstvy pôdy, podporu mykoríznych vzťahov ako aj zlepšenie hygieny porastov (na plochách vystavených priamemu slnečnému žiareniu); ii) Dramatické zníženie kmeňových stavov, hlavne muflonej zveri; iii) Selekcia a ochrana plodiacich primárne mladých jedincov DP bez ohľadu na ich tvar a kvalitu kmeňa. V nasledujúcej fáze sa môže pristúpiť k nákladnejším opatreniam, ako je pravdepodobne nevyhnutná umelá obnova s využitím hydroabsorbentov (TUČEKOVÁ et al. 2010) a jej dôsledná ochrana, obnovné ruby v okrajových porastoch zameraných na podporu regeneračných procesov DP.

## ZÁVER

Určenie zraniteľnosti lokality voči hydrologickému suchu je dôležité pre adaptívne pestovanie lesných porastov. Dopad meniacich sa klimatických podmienok na ich budúcu štruktúru je neistý. Súčasná štruktúra, objemová produkcia, kvalita produkcie, hustota, stav prirodzenej obnovy a rozsah poškodenia DP odpovedajú predstave degradovaných porastov na rozdiel od stavu okolitých produkčných lesov, aj keď horšej (priemernej) kvality.

Pravdepodobná postupná pomalá degradácia prírodných podmienok, negatívne ovplyvňujúca štruktúru a funkcie lesa, predstavuje riziko pre vzácne sa vyskytujúci biotop duba plstnatého s jaseňom manovým. S DP sme v ťažkej situácii, pretože v skúmanej lokalite Krupinskej planiny máme veľmi málo zdrojov semien a takmer žiadnu regeneráciu. Adaptívny prístup znamená častejšie monitorovanie, sledovanie reakcie vybraného drevinového spoločenstva na aktívne špecificky navrhnuté opatrenia pestovania lesa. V danom prípade navrhujeme prvotné zlepšenie podmienok biotopu a až následne vykonávanie pestovateľských postupov. Je veľmi pravdepodobné, že bez prijatých opatrení bude postupná degradácia porastov s výskytom duba plstnatého pokračovať. V dlhodobom horizonte bude jeho výskyt nahradený iným sprievodným drevinovým druhom, ak vôbec. Vzhľadom na vysokú spoločenskú hodnotu biotopu by to bola veľká škoda a pritom pri minimálnych investíciách je pravdepodobne možné v pomerne krátkej dobe dosiahnuť výrazne zlepšenie prírodných podmienok a s nimi podporiť regeneráciu, rast a vitalitu a do budúcnosti zabezpečiť zvýšenie reziliencie porastov s DP. Rovnakú pozornosť treba venovať aj ostatným druhom drevín tak, aby sa do budúcnosti zabezpečilo zmiešanie viacerých druhov drevín vzhľadom na prebiehajúcu klimatickú zmenu.

### Podakovanie

Daná štúdia vznikla s podporou Ministerstva školstva, vedy, výskumu a športu Slovenskej republiky, projekty VEGA1/0515/23, VEGA1/0567/21 a Agentúry na podporu výskumu a vývoja, projekt APVV–21–0270. Autori ďakujú Milanovi Mistríkovi a Janke Povaľovačovej za asistenciu pri terénnych prácach.

### LITERATURA

- ANDERSSON M., MILBERG P., BERGMAN K.O. (2011): Low pre-death growth rates of oak (*Quercus robur* L.) – Is oak death a long-term process induced by dry years? *Annals of Forest Science*, 68: 1: 159–168. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0017-y>
- ATLAS KRAJINY SR [online] (2013): Centrum environmentálnej informatiky, Banská Bystrica: Slovenská agentúra životného prostredia. [cit. 2024-04-04]. Dostupné z: <http://geo.enviroportal.sk/atlassr>
- BEGUERÍA S., VICENTE SERRANO S.M., REIG-GRACIA F., LATORRE GARCÉS B. (2023): SPEIbase v.2.9 [Dataset]; DIGITAL.CSIC; Version 2.9; <https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/15470>.
- CEDRO, A. (2007): Tree-ring chronologies of downy oak (*Quercus pubescens*), pedunculate oak (*Q. robur*) and sessile oak (*Q. petraea*) in the Bielinek Nature Reserve: comparison of the climatic determinants of tree-ring width. *Geochronometria: Journal on Methods & Applications of Absolute Chronology*, 26: 39–45.
- CICEU A., POPA I., LECA S., PITAR D., CHIVULESCU S., BADEA O. (2020): Climate change effects on tree growth from Romanian forest monitoring Level II plots. *Science of the Total Environment* 698, p.134129.
- CYBIS COORECORDER 9.8.1. (2013): Image Coordinate Recording program. Cybis Elektronik & Data AB, [www.cybis.se](http://www.cybis.se).
- DAMESIN C., RAMBAL S. (1995): Field study of leaf photosynthetic performance by a Mediterranean deciduous oak tree (*Quercus pubescens*) during a severe summer drought. *New Phytologist*, 131: 2: 159–167. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1995.tb05717.x
- DOLEŽAL J., LEHEČKOVÁ E., SOHAR K., ALTMAN J. (2016): Oak decline induced by mistletoe, competition and climate change: A case study from central Europe. *Preslia*, 88: 3: 323–346.



- FOREST PORTAL (2021): <https://www.forestportal.sk/>, Copyright: 2021 Národné lesnícke centrum Zvolen (cit. 2024-04-24).
- FRÜCHTENICHT E., NEUMANN L., KLEIN N., BONAL D., BRÜGGEMANN W. (2018): Response of *Quercus robur* and two potential climate change winners – *Quercus pubescens* and *Quercus ilex* – To two years summer drought in a semi-controlled competition study: I – Tree water status. *Environmental and Experimental Botany*, 152: 107–117.
- GALLÉ A., HALDIMANN P., FELLER U. (2007): Photosynthetic performance and water relations in young pubescent oak (*Quercus pubescens*) trees during drought stress and recovery. *New Phytologist*, 174: 4: 799–810. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2007.02047.x
- GENTILESCA T., CAMARERO J.J., COLANGELO M., NOLÁ A., RIPULLONE F., NOLE A. (2017): Drought-induced oak decline in the western Mediterranean region: an overview on current evidences, mechanisms and management options to improve forest resilience. *IForest*, 10: 5: 796–806.
- HOLMES R.L. (1983): Program COFECHA user's manual. Laboratory of Tree-Ring Research, The University of Arizona, Tucson, s. 545–571.
- HOSSELL J.E., ELLIS N.E., HARLEY M.J., HEPBURN I.R. (2003): Climate change and nature conservation: Implications for policy and practice in Britain and Ireland. *Journal for Nature Conservation*, 11: 1: 67–73.
- KERN Z., GRYNÆUS A., MORGÓS A. (2009): Reconstructed precipitation for southern Bakony Mountains (Transdanubia, Hungary) back to 1746 AD based on ring widths of oak trees. *Idojárás*, 113: 299–314.
- LEVANIČ T. (2007): ATRICS – A new system for image acquisition in dendrochronology. *Tree-Ring Research*, 63: 2: 117–122.
- MARTÍNEZ-SANCHO E., GUTIÉRREZ E., VALERIANO C., RIBAS M., POPKOVA M.I., SHISHOV V.V., DORADO-LIÑÁN I. (2021): Intra-and inter-annual growth patterns of a mixed pine-oak forest under Mediterranean climate. *Forests*, 12: 12: 1746.
- MATULA R., SVÁTEK M., PÁLKOVÁ M., VOLAŘÍK D., VRŠKA T. (2015): Mistletoe infection in an oak forest is influenced by competition and host size. *PloS One*, 10: 5: e0127055. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127055>
- MISHRA K, SINGH P (2010): A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, 391: 1: 202–216.
- PRÉVOSTO B., GAVINET J., MONNIER Y., CORBANI A., FERNANDEZ C. (2015): Influence of neighbouring woody treatments on Mediterranean oak development in an experimental plantation: Better form but weaker growth. *Forest Ecology and Management*, 362, 89–98.
- MORÁN-LÓPEZ, T., POYATOS, R., LLORENS, P., SABATÉ, S. (2014): Effects of past growth trends and current water use strategies on Scots pine and pubescent oak drought sensitivity. *European Journal of Forest Research*, 133: 369–382.
- ROMAGNOLI M., MORONI S., RECANATESI F., SALVATI R., MUGNOZZA G.S. (2018): Climate factors and oak decline based on tree-ring analysis. A case study of peri-urban forest in the Mediterranean area. *Urban Forestry & Urban Greening*, 34: 17–28.
- SPINONI J., NAUMANN G., VOGT J., BARBOSA P. (2015): The biggest drought events in Europe from 1950 to 2012. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 3: 509–524.
- TUČEKOVÁ A., REPÁČ I., SARVAŠOVÁ I., VENCURIK J. (2010): Vplyv aplikácie pôdnych aditív na rast a prežívanie výsadieb po prvom vegetačnom období. In: Aktuálne problémy lesného škôlkárstva, semenárstva a umelej obnovy lesa 2010: zborník príspevkov z medzinárodného seminára, ktorý sa konal 16.–17. júna 2010 v Liptovskom Jáne. Národné lesnícke centrum, Zvolen. ISBN 978-80-8093-113-1, s. 123–130.

- VICENTE-SERRANO S.M., BEGUERÍA S., LÓPEZ-MORENO J.I. (2010): A Multi-scalar drought index sensitive to global warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index – SPEI. *Journal of Climate*, 23: 7: 1696–1718, <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>
- ZANG C., PRETZSCH H., ROTHE A. (2012): Size-dependent responses to summer drought in Scots pine, Norway spruce and common oak. *Trees*, 26: 557–569.

## Vegetativní obnova smrku omoriky hřížením v Jizerských horách

### *Layering of Serbian spruce in Jizerské hory Mts.*

JIŘÍ SOUČEK

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady, Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, 517 73, Opočno, ČR, soucek@vulhmop.cz

#### **Abstrakt**

Článek informuje o výskytu hřížení smrku omoriky ve vrcholových partiích Jizerských hor. Smrk omorika byl v minulosti používán jako náhradní dřevina na imisních holinách. Současný porost smrku omoriky má růst odpovídající stanovištním podmínkám. Spodní větve byly postupně zakryty opadem, koncové části vitálních větví se vzpřímily a začaly růst vzpřímeně. Stovka jedinců smrku omoriky se zahříženými větvemi byla kontrolována, 30 větví bylo vykopáno. Vzdálenost vzpřímených větví od rodičovského stromu dosahuje 2 m, zahřížené větve rostou již minimálně 10(15) let. U 16 vykopaných větví byl zjištěn výskyt kořenů, umístění, počty kořenů i jejich dimenze značně kolísaly.

**Klíčová slova:** *Picea omorika*; hřížení větví; klonální růst

#### **Abstract**

*Paper summarizes information about natural layering of Serbian spruce (Picea omorika) in Jizerské hory Mts. Serbian spruce was historically used as a substitute tree species on imission clearcuts. Stand has good growth and vitality. Decumbent low branches were covered by litter, vital part of branches erected a grewed vertically. Hundred trees with naturally layering branches were controlled, 30 branches were destructively dug out. Straight growth of branches was occurred at a distance ca 2 m from matter stem. Height of upright branches reached to 2 m, erected branches grow 10(15) years. Roots were recorded on 16 dug branches, positions, numbers and dimensions of roots greatly varied.*

**Keywords:** *Picea omorika*; layering of lateral branches; clonal growth

## ÚVOD

Smrk omorika (*Picea omorika*) jako endemický druh byl popsán prof. Pančičem z oblasti pohoří Tara (v současnosti území Srbska, Bosny-Hercegoviny), kde druh zůstal zachován z období poslední doby ledové (VACEK, VACEK 2023). Přirozeně se vyskytuje v řídké zapojených společenstvech s bukem, smrkem, jedlí a dalšími dřevinami na vápencových svazích. S ohledem na ostrůvkovité rozšíření různí autoři udávají rozdílné informace o plošné výměře původních populací. Mimo původní areál výskytu byl rozšiřován od konce 19. století jako okrasný druh do parků a zahrad z důvodu zajímavého habitu koruny (KRÁL 2002). Pro schopnost odrůstat v široké škále stanovištních podmínek a resistenci k znečištění ovzduší byl využíván při obnově imisních holin ve střední Evropě spolu s ostatními exotickými jehličnany (LOMSKÝ et al. 2012).

Vegetativní rozmnožování dřevin hřížením je vázáno zejména na extrémní lokality, kde generativní způsob obnovy často selhává (FANTA 1973; VACEK et al. 2012; HOLTMEIER, BROLL 2017). Hřížení je často popisováno na lokalitách s extrémními klimatickými podmínkami (převládající směr větru, dlouho ležící vrstva sněhu, hranice rozšíření dřeviny). V těchto podmínkách je hřížení efektivní, ale pomalý proces obnovy jedinců (JENÍK 1994). Zakořeňováním přízemních větví i padlých vitálních kmenů mohou postupně vzniknout kompaktní skupiny tvořené jedinci různých rozměrů a stáří. Strom, ze kterého vzniká klonální skupina, bývá nazýván rodičovský, vegetativně vzniklý jedinec jako dceřinný nebo rameta. Zahříženou (spojovací) větev lze rozdělit do 3 částí: část větve od kmene do místa zanoření, často ztluštělou zanořenou část s případným výskytem kořenů (swollen piece) a vzpřímenou část s typickým kolenem na bázi nového jedince (HOLTMEIER, BROLL 2017). Ztluštění střední části větve se vytváří postupně růstem tlakového dřeva (tahové poměry od rodičovského kmene) i vlivem růstu kořenů. Zesílení větve v místě vzpřímení ovlivňuje stabilitu vzpřímeně rostoucího dceřinného jedince, u kterého kotvící kořeny často chybí nebo nemají odpovídající dimenze.

V podmínkách střední Evropy je hřížení u jehličnanů nejčastěji zmiňováno u smrku ztepilého (např. KUOCH, AMIET 1970; FANTA 1973; STIMM 1987), z České republiky FIEK (1895), LOKVENC (1959), JENÍK (1976), ŠENFELDR, MADĚRA (2011), VACEK et al. (2012). Informace o hřížení severoamerických druhů smrku (*P. engelmannii*, *P. mariana*, *P. glauca*, *P. rubens* a *P. sitchensis*) shrnuje např. DEL TREDICI 2001). Ve většině případů je hřížení popisováno v nezapojených porostních skupinách rostoucích v extrémních stanovištních podmínkách.

## METODIKA

Hřížení smrku omoriky bylo sledováno v Jizerských horách na lokalitě Klínový vrch (SLT 8K1, nadmořská výška 950–970 m). Smrk omorika byl vysazován jako náhradní dřevina na imisních holinách v 90. letech minulého století, na lokalitě se vyskytuje spolu se smrkem pichlavých a původním smrkem ztepilým v oddělených pásech. Na lokalitě bylo zkontrolováno 100 jedinců smrku omoriky s výskytem zahřížených větví, na nich bylo provedeno měření délky větve od kmene po zanoření větve do humusových vrstev, délka zanoření a následně výška vzpřímené části zahřížené větve. U 20 jedinců byly vyzvednuty zahřížené větve, celkem bylo vyzvednuto 30 větví. Při vlastním vyzvedávání větví byla zachycena mocnost humusových horizontů (L, F) a hloubka výskytu zahřížené větve v nich. U odebraných větví byly v terénu zjišťovány místo výskytu a početnost kořenů a popsán výskyt a charakter rozšířené části větve.

## VÝSLEDKY

Porosty smrku omoriky a smrku ztepilého na lokalitě jsou vitální, s odpovídajícím zdravotním stavem a růstem. Smrk pichlavý byl v minulých letech silně poškozen houbovými patogeny, v současnosti přežívá pouze část jedinců a skupiny jsou postupně rekonstruovány. S ohledem na stanovištní podmínky a imisní zátěž porosty v době založení vykazovaly značnou mortalitu. Snížená porostní hustota spolu s omezeným výskytem vegetace na lokalitě neomezovaly boční rozrůstání spodních větví omoriky. Větve dosahující k povrchu půdy byly postupně zakryty opadem, pružnost větví i vhodný úhel jejich nasazení spolu se zátěží sněhu

zajistily postupné zanoření větve do vrstvy hrabanky. Vitální, obloukovitě prohnuté koncové části větví na okraji koruny se následně vzpříimily a začaly výškově přirůstat.

V rámci šetření nebyl zjištěn vztah mezi výskytem zahřížených větví a jejich orientací k světovým stranám, výskyt byl zjištěn ve všech směrech bez preference konkrétního směru. Výskyt vzpříimých vitálních větví ovlivnily spíše nerovnoměrné rozmístění rodičovských stromů i značná variabilita prostředí (mikrorelief, vegetace). V případě zahuštěných porostních částí se zahřížené větve vyskytují pouze na okrajích skupin. Zde však mohou vytvářet kompaktní skupinu. Zahřížení bylo zjištěno pouze u nejspodnějších větví, výška nasazení zahřížených větví nepřesáhla 40 cm.

Tloušťka zahřížených větví 5 cm od kmenů se nelišila od tlouštěk větví nezahřížených. Počty zahřížených větví kolísaly podle konkrétních podmínek od 1 do 6 větví s průměrem 2,2 kusů (Sx 1,8) na jeden rodičovský strom. Vystoupavá část větví se nejčastěji vyskytovala ve vzdálenosti 1,5–2,0 m od kmene mateřského stromu (průměr 1,82 m, Sx 0,3), k zanoření větve pod povrch docházelo ve vzdálenosti 0,5–0,8 m od kmene (v závislosti na výšce a úhlu nasazení dané větve). Délka zanoření větve zpravidla přesahuje 1 m, větve se nejčastěji vyskytovaly v humusové vrstvě F v hloubce okolo 5 cm. Mocnost humusové vrstvy v místě zahřížení často přesahovala 10 cm (vrstva L 2–3 cm, vrstva F až 10 cm v závislosti na konkrétních podmínkách). Ukázka zahřížených větví po odstranění nadložního materiálu (travní dm, zemina) je uvedena na Obr. 1.



**Obr. 1:** Zakořenělá větev (1 – odumřelá boční větev, 2 – kořen).

**Fig. 1:** A rooted branch (1 – dead lateral branch, 2 – root).

Tloušťka větve před zanořením zpravidla nepřesáhla 1 cm, tloušťka větve v místě vzpříimení závisela na současné výšce vzpříimeného jedince. Ztluštění zanořené části větve bylo zaznamenáno u všech analyzovaných větví, charakter, tvar a rozměry ztluštění vykazovaly značnou variabilitu. Ztluštění větve je ovlivněno výskytem tlakového dřeva ve spodní části vlivem tahových poměrů od rodičovského jedince i výskytem kořenů. Z vyzvednutých 30 větví byl u 16 větví zjištěn výskyt kořenů, počty a tloušťka kořenů značně kolísaly v závislosti na konkrétních podmínkách. U některých větví kořeny vyrůstaly i z vrchní části větví, negativně geotropně. Kořeny nejčastěji vyrůstaly mezi jednotlivými přesleny.

Výškový přirůst vzpříimené části větve dosahuje 10–25 cm ročně, spojení větve s rodičovským stromem zajišťuje dostatečnou dodávku živin i při omezeném rozsahu vlastní

kořenové soustavy. Nejvyšší vzpřímeně rostoucí větve dosahují výšku až 2,5 m. Počáteční výškový přírůst zahřížených větví dosahoval 10–15 cm, s rostoucí výškou se výškový přírůst často zvětšoval (až 40 cm ročně v posledních letech). S ohledem na dosaženou výšku a roční výškový přírůst výskyt a odrůstání zahřížených větví na lokalitě probíhá již minimálně 10(15) let (Obr. 2). Potenciál dalšího zahřízování větví se postupně snižuje, odrůstáním a zapojováním porostu se mění světelné podmínky nutné pro udržení vitality spodních větví. Kromě vegetativní obnovy se na lokalitě vyskytuje i generativní obnova smrku omoriky, omorika na lokalitě dostatečně plodí již několik let.



**Obr. 2:** Dceřiné stromy vzniklé hřížením (vyznačeny šipkou).

**Fig. 2:** Daughter trees created by layering (indicated by arrows).

## DISKUSE

Informace o hřížení smrku omoriky jsou omezené, někteří autoři ho zmiňují bez dalších podrobností (VACEK, VACEK 2023). Poznatky o hřížení smrku omoriky mimo původní areál rozšíření nejsou časté, CZEKALSKI (1969) uvádí hřížení omoriky na netypickém antropogenním stanovišti. Výskyt zahřížených větví omoriky na sledované lokalitě v Jizerských horách není ovlivněn nadmořskou výškou (950–970 m) ani extrémními půdními podmínkami. Pravděpodobným důvodem výskytu zahřížených větví na této lokalitě je snížená porostní hustota i omezený výskyt vegetace. Na lokalitě se vyskytují vedle sebe pruhy smrku pichlavého, ztepilého a omoriky ve srovnatelných podmínkách, hřížení větví bylo zaznamenáno pouze u smrku omoriky. Smrk pichlavý na lokalitě vykazuje zhoršený zdravotní stav vlivem poškození výhonů houbovými patogeny, omezený růst bočních větví při zastínění i úhel nasazení větví omezují jejich potenciál zahřížení. Domácí smrk ztepilý na lokalitě dobře přirůstá do výšky i šířky korun, spodní větve jsou při vhodných světlostních podmínkách dlouhodobě vitální, ale jejich vzpřímení a zakořenění nebylo zaznamenáno. Na lokalitě nebyl také zjištěn výskyt zahřížených větví s převahou konkrétního směru ovlivněné dominantním

směrem větru (HOLTMEIER, BROLL 2017; ŠENFELDR, MADĚRA 2011), výskyt zahřížených jedinců zde ovlivňují konkrétní porostní podmínky (světlostní poměry v rámci porostu, omezený výskyt vegetace).

Přirozené hřížení smrku a vytváření skupin při horní hranici lesa bylo opakovaně popisováno z Krkonoš (FIEK 1895; LOKVENC 1959; VAŠINA, VACEK 1990). V extrémních růstových podmínkách při horní hranici lesa mohou vzniklé skupiny vykazovat lepší zdravotní stav a růst ve srovnání s jednotlivě rostoucími stromy. Na české straně Krkonoš bylo v 80.–90. letech minulého století realizované umělé zahřívání větví smrků nad horní hranicí lesa, výsledky hodnotili VACEK et al. (1996, 2012). Hřížení smrku při horní hranici lesa v Jeseníkách popisují ŠENFELDR, MADĚRA (2011) a ŠENFELDR et al. (2014, 2016). Autoři při analýze rozrůstání skupin zjistili opakované zakořeňování větví dceřiných jedinců (výskyt druhé a třetí generace dceřiných jedinců). Měření potvrdilo redistribuci vody a živin mezi rodičovským a dceřinými jedinci v průběhu dne i vegetační sezóny. S rostoucím zápojem keřů klesá v okolí rodičovského stromu (skupiny) se snižuje potenciál zahřívání a následného růstu dceřiných jedinců.

## ZÁVĚR

Vegetativní obnova hřížením je popisována nejčastěji na výškové nebo geografické hranici rozšíření dané dřeviny nebo ve specifických růstových podmínkách. Vegetativní hřížení smrku omoriky v areálu přirozeného výskytu lze předpokládat s ohledem na stanovištní podmínky i charakteristický růst větví. Poznatky o vegetativním rozmnožování v odlišných podmínkách jsou omezené. Zahřívání spodních větví smrku omoriky v oblasti Jizerských hor bylo zaznamenáno na lokalitě Klínový vrch. K vzpřímení a růstu větví dochází na okraji koruny (vzdálenost do 2 m od rodičovského kmenu), počty zahřížených větví značně kolísají u jednotlivých stromů. Nejvyšší zahřížené větve dosahují výšku 2,5 m, jejich vzpřímený růst na lokalitě trvá 10–15 let. Z 30 vyzvednutých větví byl zjištěn výskyt kořenů u 16 z nich. Výskyt kořenů, jejich počet a tloušťka vykazují značnou variabilitu. Také výskyt ztluštění zanořené větve, rozměry a umístění ztluštění u vyzvednutých větví značně kolísaly. Pravděpodobnost dalšího navyšování výskytu hřížení větví smrku omoriky na lokalitě se postupně snižuje z důvodu zapojování porostu. Kromě vegetativní obnovy byl na ploše zaznamenán i výskyt generativní obnovy smrku omoriky.

## Poděkování

Příspěvek vznikl díky podpoře výzkumného projektu KUS QK22020045 (Potenciál geograficky nepůvodních druhů dřevin v lesním hospodářství ČR).

## LITERATURA

- CZEKALSKI M. (1969): Natural regeneration of *Taxus baccata* and *Picea omorika* in Szczecin. Rocznik Sekcji Dendologicznej Polskiego Towarzystwa Botanicznego, 23: 185–191.
- DEL TREDICI P. (2001): Sprouting in Temperate Trees: A Morphological and Ecological Review. The Botanical Review, 67: 2: 121–140.
- FANTA J. (1973): Die vegetative Vermehrung der Fichte in der Lüneburger Heide. Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft, 66: 39–48.
- FIEK E. (1895): Ein Charakterbaum unseres Gebirges. Wanderer im Riesengebirgen, s. 45–49.

- HOLTMEIER F.K., BROLL G. (2017): Layering in the Rocky Mountain treeline ecotone: clonal conifer groups' distribution, structure, and functional role. *Trees*, 31: 953–965.
- JENÍK J. (1976): O vegetativním rozmnožování smrku *Picea abies* (L.) Karsten. In: Studie o ihličnatých dřevinách. Veda, Bratislava, s. 101–106.
- JENÍK J. (1994): Clonal Growth in Woody Plants. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica*, 29: 291–306.
- KRÁL D. (2002): Assessing the growth of *Picea omorika* [Panč.] Purkyně in the Masaryk Forest Training Forest Enterprise at Křtiny. *Journal of Forest Science*, 48: 9: 388–398.
- KUOCH R., AMIET R. (1970): Die Verjüngung im Bereich der oberen Waldgrenze der Alpen. *Mitteilungen der schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, 46: 159–328.
- LOKVENC T. (1959): Die vegetative Vermehrung der Fichte (*Picea excelsa*) im Krkonoše (Riesengebirge). *Acta dendr. Čechoslov. Opava*, 2: 71–82.
- LOMSKÝ B., ŠRÁMEK V., NOVOTNÝ R. (2012): Changes in the air pollution load in the Jizera Mts.: effects on the health status and mineral nutrition of the young Norway spruce stands. *European Journal of Forest Research*, 131: 757–771.
- STIMM B. (1987): Morphologisch-anatomische Untersuchungen zur Ablegerbildung und sproßbürtigen Bewurzelung der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst. *Flora*, 179: 421–443.
- ŠENFELDR M., MADĚRA P. (2011): Population Structure and Reproductive Strategy of Norway Spruce (*Picea abies* L. Karst) Above the Former Pastoral Timberline in the Hrubý Jeseník Mountains, Czech Republic. *Mountain Research and Development*, 31: 2: 131–143.
- ŠENFELDR, M., TREML, V., MADĚRA, P., VOLAŘÍK, D. (2014): Effects of prostrate dwarf pine on Norway spruce clonal groups in the treeline ecotone of the Hrubý Jeseník Mountains, Czech Republic. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 46: 2: 430–440.
- ŠENFELDR, M., URBAN, J., MADĚRA, P., KUČERA, J. (2016): Redistribution of water via layering branches between connected parent and daughter trees in Norway spruce clonal groups. *Trees*, 30: 1: 5–17.
- VACEK S., HEJCMANOVÁ P., HEJCMAN M. (2012): Vegetative reproduction of *Picea abies* by artificial layering at the ecotone of the alpine timberline in the Giant (Krkonoše) Mountains, Czech Republic. *Forest Ecology and Management*, 263: 199–207.
- VACEK S., LOKVENC T., SOUČEK J. (1996): Zkušenosti s hřížením smrku v Krkonoších (Experience with spruce layering in the Krkonoše Mts.). In: Monitoring, výzkum a management ekosystému na území Krkonošského národního parku. VÚLHM, Opočno, s. 192–200.
- VACEK Z., VACEK S. (2023): Challenges and risks of Serbian spruce (*Picea omorika* [Pančič] Purk.) in the time of climate change – a literature review. *Central European Forestry Journal*, 69: 152–166.
- VÁŠINA V., VACEK S. (1990): Vegetativní rozmnožování smrku v horách. *Lesnická práce*, 69: 8: 377–378.



## **Morušovník černý: možnosti uplatnění ve středoevropských lesích v podmínkách změny klimatu – obecné review**

*Black mulberry: possibilities of role in Central European forests under the conditions of climate change – general review*

PAVEL ŠVAGR, JOSEF GALLO✉, MARTIN BALÁŠ, JAN VÍTÁM VÁS,  
STANISLAV VACEK, ZDENĚK VACEK, VILÉM PODRÁZSKÝ

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů. Kamýčká 129, 165 00 Praha-Suchdol, ČR, ✉gallo@fld.czu.cz

### **Abstrakt**

Tento rešeršní příspěvek je zaměřen na detailní popis morušovníku černého (*Morus nigra*), zabývá se jeho ekologií a možnostmi pěstování ve středoevropských lesích. V rámci probíhající změny klimatu je možné uvažovat o uplatnění morušovníku v lesnictví, agrolesnictví a okrasném sadovnictví, a to i v klimatických podmínkách střední Evropy. S využitím literárních poznatků je uvedeno doporučené využití a způsoby kultivace morušovníku. Cílem příspěvku je seznámit lesnickou veřejnost s možnostmi uplatnění morušovníku černého v našich podmínkách a na jeho příkladech poukázat na možnost využití nestandardních druhů dřevin jednak jako součást adaptačních opatření na očekávanou změnu klimatu a také jako jednu z možností pro zvýšení biodiverzity krajiny. Mnohostranné využití plodů, dřevo mimořádné kvality a vzorů i biodiverzita a okrasné funkce předurčují tento druh k tomu, aby se za změněných klimatických podmínek stal v budoucnu součástí krajinných a lesních ekosystémů střední Evropy. Výzvy a příležitosti spojené s pěstováním lesů a managementem morušovníku černého podtrhují potřebu udržitelných postupů při využívání jejího ekologického a ekonomického potenciálu.

**Klíčová slova:** *Morus nigra*; morušovníky; růžotvaré; pěstování lesů; změna klimatu

### **Abstract**

*This review is focused on a detailed description of the black mulberry (*Morus nigra*), deals with its ecology and cultivation possibilities in Central European forests. Within ongoing climate change, it is possible to consider the use of mulberry trees in forestry, agroforestry, and horticulture, even in the climatic conditions of Central Europe. With the use of literary knowledge, the recommended use and methods of mulberry cultivation are given. The aim of the article is to inform the foresters with the possibilities of using the black mulberry tree in our conditions and, using its example, to point out the possibility of using non-standard species of trees both as part of adaptation measures to the expected climate change and as one of the options for increasing the biodiversity of the landscape. Its fruits of multiple use, wood of extraordinary quality and patterns as well as biodiversity and ornamental functions destine the species to become part of landscape and forest ecosystems of Central Europe under changed climatic conditions in future. The challenges and opportunities associated with the silviculture and management*

*of black mulberry underscore the need for sustainable practices in harnessing its ecological and economic potential.*

**Keywords:** *Morus nigra*; mulberries; *Rosales*; silviculture; climate change

## Úvod

Morušovník černý patří do řádu růžotvarých (*Rosales*), který zahrnuje přibližně 110 rodů s více než 2000 druhů rostlin. V rámci čeledi morušovníkovitých (*Moraceae*) lze najít známé rody, jako je fíkovník (*Ficus*) nebo morušovník (*Morus*). Rostliny čeledi *Moraceae* jsou rozšířeny téměř po celém světě, nejvíce v tropických a subtropických oblastech. Některé druhy jsou významnými hospodářskými plodinami, například fíkovník smokvoň (*Ficus carica*) nebo morušovník bílý (*Morus alba*), jehož listy jsou důležitým a téměř výhradním zdrojem potravy pro housenky bource morušového (*Bombyx mori*), z jejichž zátoček se tradičním postupem získává hedvábné vlákno (MIKULA 1989). Rostliny této skupiny samozřejmě také hrají významnou roli v potravním řetězci různých druhů zvířat, ptáků, hmyzu (HEJNÝ, SLAVÍK 1992, 1997).

Syntézou taxonomické literatury o rodu *Morus* lze rozlišit třináct výrazných druhů morušovníků, původem z Asie jsou *M. alba*, *M. australis*, *M. cathayana*, *M. macroura*, *M. mongolica*, *M. nigra*, *M. notabilis*, *M. serrata*, z Ameriky pak pochází *M. celtidifolia*, *M. insignis*, *M. microphylla*, *M. rubra* a africkým druhem je *M. mesozygia* (NEPAL et al. 2012).

Klimatické změny vyvíjejí značný tlak na lesní ekosystémy, protože rostoucí teploty a měnící se rozložení srážek představují hrozbu pro jejich zdraví a stabilitu (KEENAN 2015). V reakci na tyto výzvy mohou introdukované dřeviny sehrát pozitivní roli ve snaze o zvyšování odolnosti lesních ekosystémů (NOVOTNÝ et al. 2023). Některé nepůvodní stromy mají adaptivní vlastnosti, díky nimž se dobře hodí k tomu, aby prospívaly ve změněných klimatických podmínkách, což potenciálně přispívá k celkovému zdraví a biodiverzitě lesa (VACEK et al. 2021; BRABEC et al. 2022). Pečlivě vybrané introdukované druhy použité při znovuzalesnění nelesní půdy mohou napomáhat obnově degradovaných oblastí a zmírňovat dopady změny klimatu (MACKENZIE et al. 2021). Zatímco opatrný management je nezbytný pro prevenci negativních ekologických důsledků, strategické introdukce mohou nabídnout cenný nástroj v širším kontextu adaptace lesů na měnící se klima (PODRÁZSKÝ, PRKNOVÁ 2019; VACEK, VACEK 2023). Na dřevoprodukčních a dalších mimoprodukčních funkcích se přitom významně podílejí některé introdukované dřeviny (BERAN, ŠINDELÁŘ 1996; PODRÁZSKÝ et al. 2020), např. zájmový strom morušovník černý (*Morus nigra* L.).

Latinský název *Morus* pro morušovník je odvozen z latinského slova „mora“ („zpoždění“), odkazující na pozdní rašení pupenů (SMITH 1971; ORWA et al. 2009). Spekulovalo se také o tom, že pochází z keltského slova „mor“ („černý“) v souvislosti s barvou ovoce (ORWA et al. 2009). Druhové jméno „*nigra*“ odkazuje na barvu plodů druhu, i když plody nejsou vždy černé. Morušovník černý (*Morus nigra* L.) se používá spíše pro své plody, zatímco morušovník bílý (*Morus alba* L.) je známější pro svou spojitost s orientální produkcí hedvábí, protože listy slouží jako potrava pro bource morušového (MARTÍNEZ 2000). Anglické jméno morušovníku (mulberry) bylo využito jako kódové označení pro mobilní přístavy vystavené na pobřeží Normandie za účelem zásobování spojeneckých vojsk po vylovení v červnu 1944 (např. HARTCUP 2006; JACKSON et al. 2010).

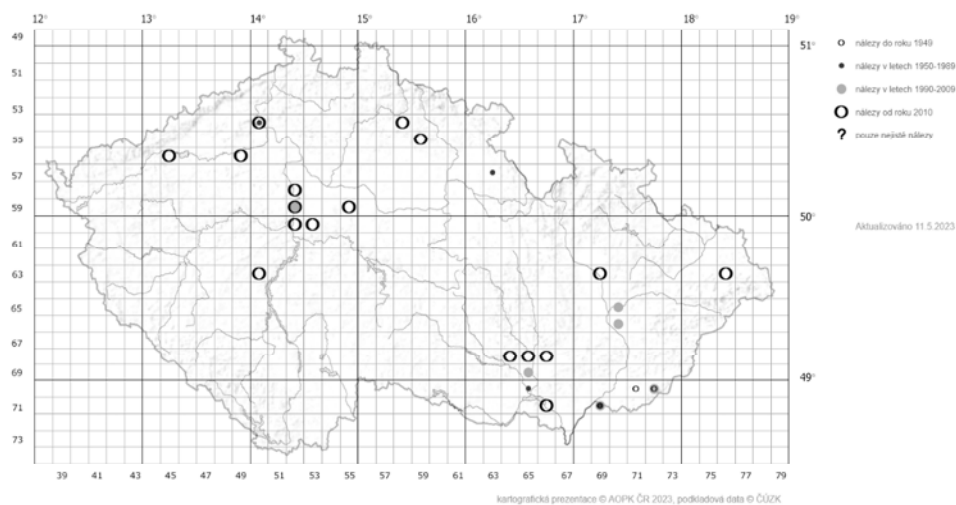
*M. nigra* pochází z oblasti jižně od Kaspického moře, tedy z Íránu, Ázerbájdžánu a Turkmenistánu, kde byl původně součástí listnatých lesů (GRIEVE 1931). V této oblasti je *M. nigra* ceněn pro své plody, známé jako „šáh-toot“, na rozdíl od menších, stopkatých, bílých nebo tmavě fialových plodů některých nižších taxonů *M. alba*, které byly zavlečeny z východní a střední Asie a jsou známé jako „toot“ (COLES 2019). *M. nigra* je široce rozšířen ve východním Středomoří, kde se pěstuje již od starověku (BROWICZ 2000). LINNÉ (1753) věřil, že tento druh pochází z jižní Itálie, což našel ve spisech římského přírodního filozofa Plinia Staršího (COLES 2019).

V evropských lesích jsou druhy rodu *Morus* považovány za introdukované. *M. nigra* z nich má nejsevernější hranice rozšíření. Morušovník černý má léčebné a potravinářské využití, v lesnictví a lesním hospodářství jde spíše o okrajový druh. Dřevní produkce by měla v tomto případě omezený význam (BROWICZ 2000). Ve střední Evropě je morušovník černý nejvíce zastoupeným druhem rodu *Morus* (URBANEK KRAJNC et al. 2022). S pokračující změnou klimatu by pak mohl význam *M. nigra* ve středoevropských ekosystémech dále narůstat, zejména tedy v lesnictví a agrolesnictví (HANELT et al. 2001).

## ROZŠÍŘENÍ A POPIS

Je to středně velký ovocný opadavý strom, který dorůstá výšky 10 až 15 m s průměrem koruny až 10 m, jeho větve jsou často dlouhé a šikmé a v plném olistění vytvářejí pod stromem hustý až kompaktní stín (MAREČEK 1994, 1997). Výskyt morušovníku v ČR je značně sporadický a je omezen na nejtepější oblasti (Obr. 1).

Výskyt druhu *Morus nigra* podle záznamů v ND OP



**Obr. 1:** Rozšíření morušovníku černého v ČR (AOPK ČR 2023).

**Fig. 1:** Distribution of black mulberry in the Czech Republic (source: AOPK ČR 2023).

Listy morušovníku černého jsou jednoduché, střídavé, řapíkaté, sytě zelené, tuhé s krátkým a tlustým řapíkem, čepel listu je pak široce vejčitá, celistvá nebo hluboce, nepravidelně vykrajovaná a na líci chlupatá, matná, báze listů bývá srdčité vykrojená s vroubkovaně zubatým okrajem. Velikost listů se může lišit podle věku rostliny a různých podmínek prostředí. V obecném průměru jsou listy morušovníku černého dlouhé asi 5 až 20 cm a široké 4 až 15 cm (MIKULA 1989; HEJNÝ, SLAVÍK 1997). Na mladších větvích mohou být listy menší, naopak na starších větvích a v koruně jsou větší a širší (YADAV et al. 1990).

Morušovník černý může být jednodomý či dvoudomý (byla zjištěna četnější dvoudomost než u *M. alba* i *M. rubra*), samosprašný (pokud je jednodomý) a má většinou jednopohlavné květy, připomínající jehnědy. Samčí i samičí květy se ale mohou vyskytnout zároveň v rámci jedné jehnědy (DEMIREL, YILDIZ 2021). Stromy mohou měnit pohlaví i během života. Kvete v květnu až červnu a květy jsou poměrně nenápadné a uspořádané v drobných kulovitých zelenavých až načervenalých květenstvích s jednoduchou stavbou. Samičí květy jsou obvykle menší, jsou tvořené kalichem a korunou. Větší, samčí květy sestávají z tyčinek a prašníků. Květy jsou opylovány větrem nebo hmyzem.

Plody morušovníku jsou 25 až 30 mm protáhlá souplodí tmavě červených až černých moruší (nažky uzavřené ve zdužnatělém okvětí) a připomínají tmavé plody ostružin s příjemně sladkou chutí. Plody, které dozrávají postupně koncem července až do začátku září, se sklízí buď ručně, nebo setřesením do natažených plachet (MAREČEK 1997).

Kořenový systém morušovníku černého je poměrně mělký, ale zároveň velmi rozsáhlý a široký. Jeho kořeny sahají do hloubky přibližně 1 až 1,5 metru, kde vytváří hustou síť kořenů, která stromu umožňuje dobře se uchytit v půdě. Kořeny jsou však velice citlivé na nešetrné zásahy. Morušovníky preferují dobře propustné, hlinitopísčité půdy s neutrální až mírně kyselou reakcí. Půda by měla být dostatečně vlhká, ale zároveň dobře odvodněná, aby nedocházelo ke stagnaci, případně k zasolení. Strom je poměrně tolerantní k sušším podmínkám, ale pro jeho optimální růst a vývoj by měla být půda dostatečně vlhká (TEWARI et al. 1999).

V mladém věku je morušovník citlivý na přemokření půdy a nevyhovuje mu ani půda s vysokým obsahem organických látek. Preferuje slunná až polostinná stanoviště, kde je dostatek světla pro fotosyntézu, tedy pro vlastní růst a zrání ovoce. Příliš stinné stanoviště může vést k menším úrodám moruší a celkově k pomalejšímu růstu stromů.

## PĚSTOVÁNÍ A MNOŽENÍ

Nejjednodušší variantou rychlého množení je metoda řízkování (MIKUŠKA 2002; ŠVAGR 2019, 2021). Vyzrálé nebo polovyzrálé řízky oddělené od mateřské rostliny o délce asi 15 až 20 cm zakoření pouze ve vhodném prostředí (KALYONCU et al. 2009). Tím je například jejich zasazení ve vlhkém a propustném substrátu s přidáním určitého množství rostlinných hormonů, nejčastěji kyseliny indolyl-3-máselné (IBA) v koncentracích 100 až 3000 ppm, která podporuje kořenění řízků morušovníků (KARABULUT, SARAÇOĞLU 2022).

Osvědčenou a úspěšnou metodou množení morušovníku je kultivace *in vitro*, čímž je možno vypěstovat cílové rostliny s donorovým žádoucím genotypem. Detailnějšímu popisu množení morušovníku černého pomocí *in-vitro* se věnoval příspěvek ŠVAGR et al. (2023a) a review článků ŠVAGR et al. (2023b). Z vícero literárních poznatků vyplývá, že vhodné složení živných médií pro kultivaci morušovníku se mírně liší v jednotlivých fázích růstu. Pro přenos rostlin do *ex vitro* je vhodné vypěstované rostliny nejprve umístit po dobu 1 měsíce do

kontejnerů s perlitem a zalévat 1/10 koncentrací MS média (MURASHIGE, SKOOG 1962) a poté je přesadit do kontejnerů se zahradním substrátem a umístit do fóliovníku nebo skleníku.

Morušovník černý se pěstuje v různých oblastech světa především pro své chutné a zdravé plody a další využití v agrolesnictví a krajinářství (HANELT et al. 2001). Navíc pro jeho rychlý růst a husté olistění je vhodný pro použití ve větrolamech, kde přispívá k účinné ochraně půdy (XUEPING et al. 2016). Nepříznivé půdní podmínky snáší hůře než jiné druhy morušovníku. Kořeny špatně snášení mechanické narušování, preferují lehkou, propustnou půdu přiměřené úrodnosti, i když rostlina může růst na řadě typů půd. Vzhledem k pozdnímu rašení morušovníků a schopnosti nasazovat plody ze sekundárních pupenů není nutné pro jeho pěstování vytipovávat lokality bez rizika pozdních jarních mrazíků. Morušovníky potřebují dostatek slunečního světla.

Při výsadbě v sadu je minimální vzdálenost mezi řadami 4,6 m. Mladý strom se musí ořezat, aby vytvořil pevnou kostru. Větve by měly být zastřiženy tak, aby byly od sebe vzdáleny 20–30 cm podél kmene, byly nasazeny v širokých úhlech ke kmeni a vycházely z kmene víceméně spirálovitě (JANICK, PAULL 2008). U stromů se odstraňují odumřelé větve a vyčerpané slabší větve. Rány po odříznutí silnějších větví se špatně hojí. Pro zvýšení plodnosti se boční větve seříznou v červenci na šest listů, aby se vytvořily ostruhy poblíž hlavních větví (JACKSON et al. 2010). V suchých obdobích se doporučuje záливka pro zvýšení produkce ovoce (World Agroforestry Centre 2016). V pozdní zimě se doporučuje aplikace běžného hnojiva NPK s vysokým obsahem N nebo organického hnojiva v dávce 70 g.m<sup>-2</sup>. Mulčování hnoje se doporučuje na jaře (RHS 2016).

Stromy vypěstované ze semen vyžadují deset nebo více let před svou první sklizní. Semena obvykle klíčí, jsou-li zasetá, jakmile jsou extrahována z ovoce, ale lépe klíčí po 60–90denní stratifikaci. Sazenice se vyvíjejí nejlépe, pokud jsou pěstovány v mírném přístínění během prvních několika týdnů (JANICK, PAULL 2008). Stromy pěstované ze semen jsou v mládí sexuálně nestabilní, kdy na jednom stromě mohou na čas převládnout samčí nebo samičí květy. Pro vegetativní množení jsou vhodné jarní i letní řízků z větví a také kořenové řízků (JACKSON et al. 2010). Nejvyšší procento úspěšnosti bylo dosaženo při zakořeňování řízků měkkého dřeva odebraných v létě a ošetřených zakořeňovacím hormonem s obsahem 8000 ppm IBA. Roubování je také možné (ZENGINBAL, EŞITKEN 2016). Mikropropagační postupy se používají i pro pěstování rostlin *in vitro* (ZAKI et al. 2011).

## VYUŽITÍ

Morušovník černý se pravděpodobně nebude pěstovat primárně pro produkci dřevní hmoty, ale uvedené vlastnosti jej předurčují k využití například v agrolesnictví (KARAMI et al. 2010). Mohl by tak najít využití jednak jako okrasná dřevina v zahradách a parcích a také jako součást zelených pásů (mezi, remízků) mezi poli, neboť obvykle disponuje rozsáhlým kořenovým systémem, který účinně omezuje půdní erozi a zároveň zvyšuje kapacitu půdy pro zadržování vody v půdě a krajině. Morušovník dále může najít uplatnění v souvislých stromořadích podél cest. Plodící stromy lákají na své sladké plody zvěř a ptáky a zvyšují rozmanitost naší krajiny (STEHLÍK 1966). V Polsku vysazují ovocnáři morušovníky kolem třešňových sadů, protože ptactvo (zejm. špačci) raději konzumují plody morušovníků, a tím přispívají k ochraně pěstovaného ovoce (LOCHYNSKA, OLESZAK 2011).

Listy morušovníku černého se používají k léčbě bolestí hlavy, migrén, bolestí svalů a k úlevě při zánětech (YADAV et al. 1990). Ovoce je vhodné ihned konzumovat nebo je možné

je zpracovat na džemy, marmelády, sirupy, kompoty, víno, sladkou mouku nebo jednoduše zamrazit (MAREČEK 1997). Ovoce obsahuje velké množství antokyanového barviva, volné organické kyseliny, invertní cukr, pektiny a další minerální látky. Plody morušovníku černého jsou bohaté na antioxidanty a vitamíny a mohou pomoci snížit krevní tlak, zlepšit trávení a podpořit imunitní systém (YADAV 1990). Extrakt z kořenů morušovníku černého se používá k léčbě bolesti kloubů či zánětu a krvácení z dásní (YADAV et al. 1990).

## KVALITA A VYUŽITÍ DŘEVA

Tvrdé jádrové dřevo morušovníků s výraznou kresbou je ceněné pro svou pevnost, tvrdost a atraktivní zbarvení. V Japonsku ho využívá firma Kakusui k výrobě speciálních soudků pro rum Ryoma (KINCL et al. 2008; Kakusui 2018). Dřevo má jemnou texturu a tmavou barvu s výrazným kontrastem mezi jádrem a bělí. Používá se ve sportovním průmyslu při výrobě hokejek, kriketových pálek, tenisových a badmintonových raket, dále k výrobě těl tradičních tureckých hudebních nástrojů saz a darbuka nebo íránských, jako je tar, setar, kamanche, a v neposlední řadě k výrobě dekorativních předmětů, jako jsou například dřevěné lžíce, nože, stojany na knihy a podobně (KARAMI et al. 2010). Čerstvé, dlouhé a ohebné větvičky mohou najít využití v oboru košíkářství nebo nábytkářství (SE GOLPAZEGANI et al. 2017).

Zatímco mezi *M. alba* a *M. nigra* existují rozdíly, a to polokruhové porézní rozložení cév u *M. alba* a menší počet cév a přítomnost aliformního parenchymu v případě *M. nigra*, oba jsou doporučovány pro výrobu hudebních nástrojů (KARAMI et al. 2010).

## ZDRAVOTNÍ STAV, HROZBY A NEMOCI

Kromě klimatických výzev při pěstování introdukovaného morušovníku černého ve střední Evropě existují i další rizika. Zejména pro agrolesnictví je třeba vzít v úvahu vysokou citlivost kořenů. Kořenový systém je bohatě rozvětvený a jeho objem je stejný nebo větší než objem koruny stromu, zároveň však není zapuštěn příliš hluboko do země, a proto může být mechanicky poškozován při kypření půdy v blízkosti asi 10 m od paty stromu. Kořeny morušovníku jsou velmi citlivé na fyzické poškození a těžké poškození kořenového systému má obvykle za následek odumření celého stromu (MIKUŠKA 2002).

Morušovníky, stejně jako všechny ostatní druhy stromů, jsou vystaveny různým škůdcům a chorobám. Nekrózy způsobené houbou *Mycosphaerella mori*, které se běžně vyskytují po celém světě, byly hlášeny z Polska v roce 2016 (PIECZUL et al. 2017). Nekrotrofní houbové patogeny *Ciboria carunculoides* nebo *Scleromitrua shiraiana* způsobují sklerotická, a tím devastující onemocnění morušovníku (LV et al. 2021). Morušovníky také napadá hmyz a bakterie. Latexem obsaženým v listech se živí bourec morušový (*Bombyx mori* L.) nebo sviluška chmelová (*Tetranychus urticae* C.L.Koch), zároveň mohou být mezihostitelem larev štítenky morušové (*Pseudaulacaspis pentagona* Targioni-Tozzetti) (Biolib.cz 2018). Stromy napadené jmelím *Viscum cruciatum* mívají snížený růst a výnos plodů a jmelím obsazené části stromu mohou vykazovat různé růstové deformace.

Pokud by se *Morus* pěstoval ve střední Evropě, mohl by potenciálně utrpět nadměrné poškození zvěří (srnčí, jelení), která je ve středoevropských lesích přemnožená (VACEK et al. 2020; FUCHS et al. 2021; FUCHS et al. 2022). Dostupná literatura poukazuje na nejvyšší poškození morušovníku ze všech studovaných plodin v Indii způsobené gaurem (JAYSON 1999), přičemž škody byly způsobeny především letním okusem.

## ZÁVĚR

Morušovník černý je velmi zajímavou dřevinou s mnoha možnostmi využití, jakož i s vysokou hodnotou pro rozvoj biodiverzity a dalších funkcí, zejména v oblasti ochrany půd proti erozi. Pěstování morušovníků je s člověkem spjato po celou historii lidského rodu. Současná a očekávaná klimatická změna, která zřejmě bude střeoevropské klima částečně přibližovat středomořským podmínkám, skýtá možnost alespoň částečného uplatnění morušovníku i ve střední Evropě.

Případné rozsáhlejší pěstování morušovníků s sebou bude nepochybně přinášet určitá rizika a ohrožení, ať už spojení této dřeviny s jejími přirozenými škůdci, či vytvoření nových vztahů s jinými druhy škůdců. Významný vliv může mít také vznik nových situací jako například poškozování introdukované dřeviny domácí zvěří. V takovém případě může velká snaha o zvýšení biodiverzity a produkce našich lesů přijít až téměř vniveč.

### Poděkování

Příspěvek vznikl v rámci řešení výzkumného projektu NAZV QK22020045 Potenciál geograficky nepůvodních druhů dřevin v lesním hospodářství ČR. Při vzniku příspěvku bylo využito zázemí Výzkumné stanice Truba u Kostelce nad Černými lesy.

## LITERATURA

- ANIS M., FAISAL M., SINGH S.K. (2003): Micropropagation of Mulberry (*Morus alba* L.) Through In vitro Culture of Shoot tip and Nodal Explants. *Plant Tissue Culture*, 13: 1: 47–51.
- AROOPONG P., CHANG J.CH. (2014): Micropropagation of a difficult-to-root weeping mulberry (*Morus alba* var. *Shidareguwa*): A popular variety for ornamental purposes. *Scientia Horticulturae*, 194: 320–326.
- ATTIA A., SDESSOKY E., EL-HALOUS E., SHAABAN H. (2014): Micropropagation of mulberry (*Morus alba* L.) Cv. Al-Taify. *International Journal of Bio-Technology and Research*, 4: 2: 15–22.
- AOPK ČR (2023): Portál Informačního systému ochrany přírody; Registry; Karty druhů; *Morus nigra*. Dostupné na: <[https://portal.nature.cz/publik\\_syst/nd\\_nalez-public.php?idTaxon=38295](https://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=38295)>. [cit. 2024-07-01].
- BERAN F., ŠINDELÁŘ J. (1996): Outlooks of some exotic species in the forest management of the Czech Republic. *Lesnictví*, 42: 8: 337–355.
- BioLib Database (2019): Profil taxonu – morušovník. Dostupné na: <https://www.biolib.cz/cz/taxon/id3495/>, [cit. 2024-07-01].
- BRABEC P., VACEK Z., VACEK S., ŠTEFANČÍK I., CUKOR J., WEATHERALL A., GALLO J., SLÁVIK M., SITKOVÁ Z., PUTALOVÁ, T. (2022): Growth-climate responses of *Picea sitchensis* (Bong.) Carr. versus *Picea abies* (L.) Karst. in the British Isles and Central Europe. *Central European Forestry Journal*. 69: 3: 167–178. doi: 10.2478/forj-2022-0011
- BROWICZ, K. (2000): Where is the Place of Origin of *Morus nigra* (*Moraceae*)? *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, 45: 1–2: 273–280.
- COLES P. (2019): *Mulberry*, Botanical Series. London, Reaktion Books, 256 s.
- DEMIREL M.A., YILDIZ K. (2021): Flower structures of black mulberry (*Morus nigra*) trees. *Turkish Journal of Food and Agriculture Sciences*, 3: 2: 60–65.

- FUCHS Z., VACEK Z., VACEK S., GALLO J. (2021): Effect of game browsing on natural regeneration of European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in the Krušné hory Mts. (Czech Republic and Germany). *Central European Forestry Journal*, 67: 3: 166–180. <https://doi.org/10.2478/forj-2021-0008>
- FUCHS Z., VACEK Z., VACEK S., CUKOR J., BRABEC P., GALLO J. (2022): Vývoj bukových porostů pod tlakem zvěře s ohledem na různé způsoby hospodaření v Krušných horách [Evolution of beech stands under game pressure with respect to different management practices in the Krušné hory Mts.] – In: Belko M. (eds.): *Proceedings of Central European Silviculture*. Zvolen, 6.–7. 9. 2022. Národní lesnické centrum Zvolen, ISBN 978-80-8093-338-8, s. 144–150.
- GRIEVE M. (1931): *A modern herbal*, Vol. 2., I–Z. Jonathan Cape, London, UK.
- HANELT P., BUTTNER R., MANSFELD R. (2001): *Mansfeld's Encyclopedia of Agricultural and Horticultural Crops (except Ornamentals)*. Springer, Berlin, Germany.
- HARTCUP G. (2006): *Code Name Mulberry: The Planning, Building & Operation of the Normandy Harbours*. Pen & Sword Books Limited, South Yorkshire, England, 226 s., eISBN 978-1-78303-615-8.
- HEJNÝ S., SLAVÍK B. (eds.) (1992): *Květena České republiky 3*. Praha, Academia: 544 s.
- HEJNÝ S., SLAVÍK B. (eds.) (1997): *Květena České republiky 1 (2. vydání)*. Praha, Academia: 557 s.
- JACKSON D., LOONEY N., MORLEY-BUNKER M. (2010): *Temperate and subtropical fruit production*. CABI Publishing, UK, 327 s. doi: 10.1017/S001447971100024X
- JACKSON Z., GREY S., ADCKOCK T.A.A., TAYLOR P.H., BIDLOT J.-R. (2017): The waves at the Mulberry Harbours. *Journal of Ocean Engineering and Marine Energy*, 3: 285–292. <https://doi.org/10.1007/s40722-017-0088-4>
- JANICK J., PAULL R.E. (2008): *The Encyclopedia of Fruits and Nuts*. CABI Publishing, Wallingford, UK, 954 s.
- JAYSON E.A. (1999): *Studies on crop damage by wild animals in Kerala and evaluation of control measures*. KFRI Research Report 169, Kerala Forest Research Institute, Peechi, Thrissur (May 1999) 48 s.
- Kakusui (2018): *Webová prezentace firmy Kakusui*. Dostupné na: <http://www.kakusui.jp/>, [cit. 2024-07-01].
- KALYONCU I.H., ERSOY N., YILMAZ M., AYDIN M. (2009): Effects of humidity level and IBA dose application on the softwood top cuttings of white mulberry (*Morus alba* L.) and black mulberry (*Morus nigra* L.) types. *African Journal of Biotechnology*, 8: 16: 3754–3760.
- KARABULUT N.S., SARAÇOĞLU O. (2022): The effects of cinnamic acid and IBA treatments on the rooting of wood cuttings of black mulberry (*Morus nigra* L.). *Turkish Journal of Food and Agriculture Sciences*, 4: 1: 1–5.
- KARAMI E., POURTAHMASI K., SHAHVERSI M. (2010): Wood anatomical structure of *Morus alba* L. and *Morus nigra* L., native to Iran. *Notulae Scientia Biologica*, 2: 4: 129–132.
- KEENAN R.J. (2015): Climate change impacts and adaptation in forest management: a review. *Annals of Forest Science*, 72: 145–167.
- KINCL L., KINCL M., JARKLOVÁ J. (2008): *Biologie rostlin*, Fortuna, ISBN 80-7168-947-5
- LINNÉ C. (1753): *Morus nigra* Linnaeus, *Species Plantarum* 2: 986. Habitat in Italiae maritimis." RCN: 7147.
- LLOYD G., MCCOWN B. (1980): Commercially-feasible micropropagation of mountain laurel, *Kalmia latifolia* by use shoot-tip culture. *International Plant Propagators' Society*, 30: 421–427.



- LOCHYNSKA M., OLESZAK G. (2011): Chapter 7: Multipurpose White Mulberry (*Morus alba* L.). In: Zaikov et al. (eds.): Materials Science and Technologies: Renewable Resources and Biotechnology for Material Applications. Nova Science Publishers, New York, 428 s. ISBN 978-1-61209-521-9. s. 59–66.
- LV Z., HAO L., MA B., HE Z., LUO Y., XIN Y., HE N. (2021): *Ciboria carunculoides* Suppresses Mulberry Immune Responses Through Regulation of Salicylic Acid Signaling. *Frontiers in Plant Science*, 12: 658590.
- MACKENZIE W.H., MAHONY C.R. (2021): An ecological approach to climate change-informed tree species selection for reforestation. *Forest Ecology and Management*, 481: 118705.
- MAREČEK F. (ed.) (1994): *Zahradnický slovník naučný 1 (A–C)*. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 439 s.
- MAREČEK F. (ed.) (1997): *Zahradnický slovník naučný 3 (CH–M)*. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 556 s.
- MARTÍNEZ M.S. (2000): Muslims in The Iberian Peninsula, The Mediterranean Coast and its Islands. <http://hdl.handle.net/10261/43306>
- MEDKOVÁ M. (2013): Vliv různých druhů cytokininů na zakořeňování moruše černé in vitro. Středoškolská odborná činnost, Gymnázium Tišnov [online; cit. 2023-04-24]. Dostupné na: <https://socv2.nidv.cz/archiv35/getWork/hash/0734f0a4-915a-11e2-b1f8-faa932cbcfd4>
- MIKULA A. (1989): Plody planých a parkových rostlin. Kapesní atlas (2. vydání). Státní pedagogické nakladatelství, Praha: 287 s.
- MIKUŠKA B. (2002): Výskyt moruše čiernej (*Morus nigra*) v okolí Pukanca. Diplomová práce. UKF v Nitře: 65 s. [online; cit. 2023-04-24]. Dostupné na: [http://www.pukanec.sk/download\\_file\\_f.php?id=272545](http://www.pukanec.sk/download_file_f.php?id=272545)
- MURASHIGE T., SKOOG F. (1962): A revised medium for the rapid growth and bioassay with tobacco tissue cultures. *Physiologia Plantarum*, 15: 473–497.
- NEPAL M.P., FERGUSON C.J. (2012): Phylogenetics of *Morus* (*Moraceae*) Inferred from ITS and *trnL-trnF* Sequence Data. *Systematic Botany*, 37: 2: 442–450.
- NOVOTNÝ S., GALLO J., BALÁŠ M., KUNEŠ I., FUCHS Z., BRABEC P. (2023): Silvicultural potential of the main introduced tree species in the Czech Republic–review. *Central European Forestry Journal*, 69: 3: 188–200.
- ORWA C., MUTUA A., KINDT R., JAMNADASS R., ANTHONY S., (2009): Agroforestry Database: a tree reference and selection guide version 4.0, [online] [cit. 2018–11–08]. Available at: <http://www.worldagroforestry.org/sites/treedbs/treedatabases.asp>
- PATTNAIK S.K., CHAND P.K. (1997): Rapid clonal propagation of three mulberries, *Morus cathayana* Hemsl., *M. lhou* Koiz. and *M. serrata* Roxb., through in vitro culture of apical shoot buds and nodal explants from mature trees. *Plant Cell Reports*, 16: 503–508.
- PIEZUL K., JAJOR E., PEREK A., ŚWIERCZYŃSKA I. (2017): First report on *Mycosphaerella mori* on *Morus nigra* and *M. rubra* in Poland. *Journal of Plant Pathology*, 99: 1: 300–300. doi: 10.4454/jpp.v99i1.3843
- PODRÁZSKÝ V., PRKNOVÁ H. (eds.) (2019): Silvicultural, production and environmental potential of the main introduced tree species in the Czech Republic. Česká zemědělská univerzita v Praze (ISBN 978-80-213-2993-5), Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy (978-80-7458-122-9), 186 s.
- PODRÁZSKÝ V., VACEK Z., VACEK S., VÍTÁMVÁS J., GALLO J., PROKŮPKOVÁ A., D'ANDREA G. (2020): Production potential and structural variability of pine stands in the Czech Republic: Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) vs. introduced pines-case study and problem review. *Journal of Forest Science*, 66: 5: 197–207.

- RHS (2016): <https://www.rhs.org.uk/advice/profile?pid=642>
- SE GOLPAZEGANI A., THEVENOM M.F., BREMAUD I., POURTAHMASI K., GRILL J. (2017): Natural durability and dimensional stability of white mulberry (*Morus alba* L.) for Middle Eastern lutes. *Madera y Bosques*, 23: 2: 193–204.
- SCHENK R.U., HILDEBRANDT A.C. (1972): Medium and techniques for induction and growth of monocotyledonous and dicotyledonous plant cell cultures. *Canadian Journal of Botany*, 50: 199–204.
- SMITH A.W. (1971): *A Gardener's Dictionary of Plant Names: A Handbook on the Origin and Meaning of Some Plant Names*, revised and enlarged by William T. Stearn. Cassell and Co., London, UK, 391 s.
- STEHLÍK V. (ed.) (1966): *Naučný slovník zemědělský 2 (e–j)*. Ústav vědeckotechnických informací, Praha, Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 1220 s.
- ŠVAGR P. (2019): Vliv 6-benzylaminopurinu a kyselin indol-3-máslé a 1-naftylacetové na tvorbu adventivních prýtlů a kořenů u *Morus nigra* L. v in vitro podmínkách. Bakalářská práce. ČZU v Praze, 54 s.
- ŠVAGR P. (2021): Optimalizace in vitro mikropropagace morušovníku černého (*Morus nigra* L.). Diplomová práce. ČZU v Praze, 78 s.
- ŠVAGR P., GALLO J., BALÁŠ M., PODRÁZSKÝ V., VÍTÁMVÁS J., D'ANDREA G. (2023a): Pěstební potenciál *Morus nigra* v in vitro podmínkách [In vitro micropropagation growing potential of *Morus nigra*] In: Pitner J. et al. (eds.): *Pestovanie lesa v strednej Európe (PCES) 2023*, Vydavateľstvo Technickej univerzity vo Zvolene, 190 p., ISBN: 978-80-228-3380-6, s. 155–162.
- ŠVAGR P., GALLO J., VÍTÁMVÁS J., PODRÁZSKÝ V., BALÁŠ M. (2023b): Potential of *Morus nigra* in Central Europe focused on micropropagation: a short review. *Journal of Forest Science*, 69: 11: 463–469. <https://doi.org/10.17221/73/2023-JFS>
- TEWARI A., BHATNAGAR S., KHUTRANA P. (1999): In Vitro Response of Commercially Valuable Cultivars of *Morus* Species to Thidiazuron and Activated Charcoal. *Plant Biotechnology*, 16: 5: 413–417.
- URBANEK KRAJNC A., BAKONYI T., ANDO I., KURUCZ E., SOLYMOŠI N., PONGRAC P., BERČIČ R. L. (2022): The Effect of Feeding with Central European Local Mulberry Genotypes on the Development and Health Status of Silkworms and Quality Parameters of Raw Silk. *Insects*, 13: 9: 836.
- VACEK Z., CUKOR J., LINDA R., VACEK S., ŠIMŮNEK V., BRICHTA J., GALLO J., PROKŮPKOVÁ A. (2020): Bark stripping, the crucial factor affecting stem rot development and timber production of Norway spruce forests in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 474: 118360. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118360>
- VACEK Z., CUKOR J., VACEK S., LINDA R., PROKŮPKOVÁ A., PODRÁZSKÝ V., GALLO J., VACEK O., ŠIMŮNEK V., HÁJEK V., BRICHTA J. (2021): Production potential, biodiversity and soil properties of forest reclamations: Opportunities or risk of introduced coniferous tree species under climate change? *European Journal of Forest Research*, 140: 1243–1266.
- VACEK Z., VACEK S. (2023): Challenges and risks of Serbian spruce ([Pančič] Purk.) in the time of climate change—a literature review. *Central European Forestry Journal*, 69:152–166.
- World Agroforestry Centre (2016): *Morus nigra*. Dostupné na: <[http://www.worldagroforestry.org/treedb/AFTPDFS/Morus\\_nigra.PDF](http://www.worldagroforestry.org/treedb/AFTPDFS/Morus_nigra.PDF)>.
- XUEPING S., BIN W., MOUCHENG L., WEIWEI, L. (2016): The ecosystem service function of Shandong Xiajin Yellow River ancient mulberry trees system and its effect on regional ecosystem. *Journal of Resources and Ecology*, 7: 3: 223–230.

- YADAV U., LAL M., JAISWAK V.S. (1990): Micropropagation of *Morus nigra* L. from shoot tip and nodal explants of mature trees. *Scientia Horticulturae*, 44: 1–2: 61–67.
- ZAKI M., KALOO Z.A., SOFI M.S. (2011): Micropropagation of *Morus nigra* L. From Nodal Segments with Axillary Buds. *World Journal of Agricultural Sciences*, 7: 4: 496–503.
- ZENGINBAL H., EŞITKEN A. (2016): Effects of the application of various substances and grafting methods on the grafting success and growth of black mulberry (*Morus nigra* L.). *Acta Scientiarum Polonorum – Hortorum Cultus*, 15: 4: 99–109.

## Porovnání vodního stresu mladých smrkových porostů s rozdílnou hustotou v různých nadmořských výškách

*Comparison of water stress of young Norway spruce stands with varying densities at different altitudes*

NIKOLA ŠVORC ŠTĚPÁNOVÁ✉, JAN LEUGNER, JAKUB ČERNÝ

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady, Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, 517 73 Opočno, ČR, ✉stepanova@vulhmop.cz

### Abstrakt

Smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst) je v poslední době stresován projevy globální klimatické změny. Přestože kůrovcová kalamita výrazně snížila jeho zastoupení v našich lesích, je stále k dispozici velké množství mladých smrkových porostů v polohách, kde lze predikovat problémy spojené s klimatickými vlivy. V závislosti na lesnickém managementu je na místě se zajímat o fyziologický stav lesních porostů, který přímo ovlivňuje vitalitu a následně stabilitu jednotlivých stromů i celých porostů. V tomto příspěvku je vyhodnoceno sledování vodního stresu v mladých smrkových porostech ve vegetačním období v roce 2021. Základní ověřovanou hypotézou je, zda lze prostřednictvím diferencované intenzity pěstební (výchovního) zásahu snížit vodní stres v těchto porostech. Sledovány byly dvě lokality s různou nadmořskou výškou (402 vs. 925 m n. m.) a tím i vhodností pro pěstování smrku. Z dosud zjištěných poznatků vyplývá, že intenzita pěstební zásahu neměla vliv na hodnoty vodního stresu mezi jednotlivými dílčími plochami na žádné ze sledovaných lokalit. Rovněž nebylo zjištěno, že na lokalitě, která představuje spodní hranici vhodnosti pěstování smrku, by byly smrkové porosty větší měrou stresovány. Průměrné hodnoty vodního stresu ve sledovaném roce 2021 ani na jedné z lokalit nepřekračovaly limitní hodnoty, tudíž výsledky v tuto chvíli neznačí vážnější narušení vodního režimu konkrétních smrkových porostů.

**Klíčová slova:** smrk ztepilý; vodní stres rostlin; pěstební zásah

### Abstract

Recently, Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) has suffered from the effects of global climate change. Although bark beetle outbreaks have significantly reduced its presence in Czech forests, there are still extensive areas of young spruce stands growing in locations with expected to experience problems due to adverse effects of climate change. Depending on the forest management, it is necessary to be interested in the physiological state of forest stands, which directly affects the vitality and stability of individual trees and entire stands. In this paper, we assessed the water stress of young Norway spruce stands in 2021, and we tested the hypothesis that the intensity of silvicultural (tending) treatments will affect water stress values. For this study, we used two sites with different altitudes (402 vs. 925 m a.s.l.), representing the whole ecological valence of Norway spruce in the CR. Based on the preliminary results, we found that silvicultural treatment intensities had no

*effect on the water stress values between individual subplots at any of the sites studied. It was also not found that spruce stands should be under drought stress at the site representing the lower limit of its occurrence. The average values of water stress in the observed year did not exceed the limit values at any of the sites, which does not indicate a serious disturbance of the water regime of the studied spruce stands in the observed period.*

**Keywords:** Norway spruce; plant water stress; silvicultural intervention

## ÚVOD

Smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst) představuje nejhojněji zastoupenou dřevinu v ČR (Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství ČR, 2022), především díky relativně rychlému růstu kvalitního dřeva s vlastnostmi vhodnými pro široké využití. Smrk ztepilý je citlivý vůči faktorům prostředí, které se intenzivně mění v průběhu probíhající globální klimatické změny (GKZ; ČERMÁK et al. 2018), ale zároveň je velmi plastickou dřevinou, která se dokáže přizpůsobit různým ekologickým podmínkám. Jedním z nejvýraznějších projevů GKZ jsou častější a intenzivnější různě dlouhá období sucha, případně vysoké teploty vzduchu či nerovnoměrné rozložení srážek během vegetačního období a mnoho dalších (KREUZWIESER, GESSLER 2010; ALLEN et al. 2010; ALLEN et al. 2015; SWANN 2018; VACEK et al. 2023). V podmínkách ČR je smrk poslední dobou velmi ovlivněn právě výše uvedenými abiotickými faktory (ALBRECHTOVÁ et al. 2017; ČERMÁK et al. 2018). Proto je důležité se zajímat o fyziologický stav smrkových porostů, který přímo ovlivňuje vitalitu jednotlivých stromů a následně zdravotní stav celých porostů.

Vodní režim je jeden z důležitých ukazatelů fyziologického stavu porostu (KREJZA et al. 2019). Základním pojmem používaným k popisu a kvantifikaci vodního režimu rostlin je považován vodní potenciál ( $\psi_w$ ). Vodní potenciál charakterizuje stav vody v rostlině, v její části nebo jejím nejbližším okolí. Odpovídá síle, jakou je voda vázána v pletivech. Vodní potenciál nabývá záporných hodnot (GONZÁLEZ, ROGER 2003; ERICE et al. 2018). Z tohoto důvodu je běžné vyjádření vodního potenciálu poměrně problematické. Záporné hodnoty jsou hůře představitelné a lze se obtížně orientovat v situaci, kdy při nedostatku vody vodní potenciál klesá (je více záporný), zatímco jeho hodnota se zvyšuje. Z tohoto důvodu se častěji používá vyjádření této veličiny jako vodní stres rostlin (*Plant Moisture Stress* = PMS), jehož hodnoty jsou s vodním potenciálem přímo konvertibilní pouhou změnou znaménka. Vodní potenciál a vodní stres se udává v jednotkách tlaku (obvykle v MPa, bar; RITCHIE, LANDIS 2005). Cílem tohoto příspěvku bylo zjistit, zda intenzita pěstebního zásahu ovlivní vodní stres v mladých smrkových porostech.

## MATERIÁL A METODIKA

Během vegetačního období v roce 2021 byl na dvou lokalitách sledován vodní stres smrku ztepilého v mladých nesmíšených smrkových porostech (Tab. 1). Lokality byly vybrány v rozdílných nadmořských výškách tak, aby reprezentovaly různé ekologické podmínky pro pěstování smrku. Lokalita Křivina se nachází v podhůří Orlických hor v nadmořské výšce 402 m n. m. (spodní hranice vhodnosti pěstování smrku a z hlediska budoucího vývoje velmi riziková poloha), stáří porostu 15 let (2021). Lokalita Říčky se nachází v horní části Orlických hor v nadmořské výšce 920–930 m n. m. (poloha s nízkým rizikem pro pěstování smrku

z hlediska ohrožení suchem), stáří porostu cca 30 let (2021). Obě výzkumné lokality jsou rozděleny na tři dílčí plochy podle intenzity výchovného zásahu, jak je uvedeno v Tab. 1. Na lokalitě Křivina bylo vybráno 18 stromů pro hodnocení vodního potenciálu a na lokalitě Říčky 9 stromů. Stromy pro odběry vzorků byly vybrány tak, aby reprezentovaly tloušťkové rozpětí studovaných porostů, byli vybráni jedinci zdraví, bez zjevných známek poškození kmene a koruny.

**Tab. 1:** Přehled dílčích ploch na VP Křivina a VP Říčky.

**Tab. 1:** Overview of research subplots in Křivina and Říčky.

Lokalita <i>Location</i>	Dílčí plochy <i>Partial areas</i>	Výchovný zásah <i>Silvicultural intervention</i>	Porostní hustota [ks.ha <sup>-1</sup> ] <i>Stand density [trees per ha]</i>
<b>Křivina</b> 402 m n. m.	A	provozní zásah / <i>common thinning</i>	1 800
	B	kontrola, bez zásahu / <i>control, no intervention</i>	3 500
	C	intenzivní zásah / <i>heavy thinning</i>	1 300
<b>Říčky</b> 920–930 m n. m.	21K (B 1690)	kontrola, bez zásahu / <i>control, no intervention</i>	1 690
	23 (B 1400)	provozní zásah / <i>common thinning</i>	1 400
	25 (B 1010)	intenzivní zásah / <i>heavy thinning</i>	1 010

Vzorky pro hodnocení vodního stresu byly odebírány v pravidelných dvoutýdenních intervalech (Křivina 6. 4. 2021 – 11. 10. 2021; Říčky 11. 5. 2021 – 20. 9. 2021; vegetační období definováno dle KÖRNER et al. 2023). Z každého stromu byly odebrány tři dvouleté větvičky z produkční části koruny (ALBRECHTOVÁ et al. 2017). Větvičky byly přepravovány v igelitovém sáčku a chladicím boxu. V laboratoři byly větvičky vhodně zkráceny a umístěny do pryžového těsnění řeznou plochou směrem ven. Pomocí tlakové komory (Model 1000, PMS Instrument Company, Oregon, USA) byl měřen vodní stres. Z tlakové lahve se stlačeným dusíkem byl přes redukční ventil pomalu zvyšován tlak v komoře. Vodní sloupec v xylému rostliny má stále určité napětí. Při odstřihnutí vzorku se tento vodní sloupec naruší a voda ustoupí zpět do vzorku. Při zvyšování tlaku v tlakové komoře je voda tlačena zpět k řeznému povrchu. Vodní stres rostliny je udáván jako hodnota tlaku plynu potřebného k vytlačení kapky vody na řezu větvičky a tento tlak se rovná napětí vodního sloupce v době odstřihnutí vzorku (GONZÁLEZ 2003).

## VÝSLEDKY A DISKUZE

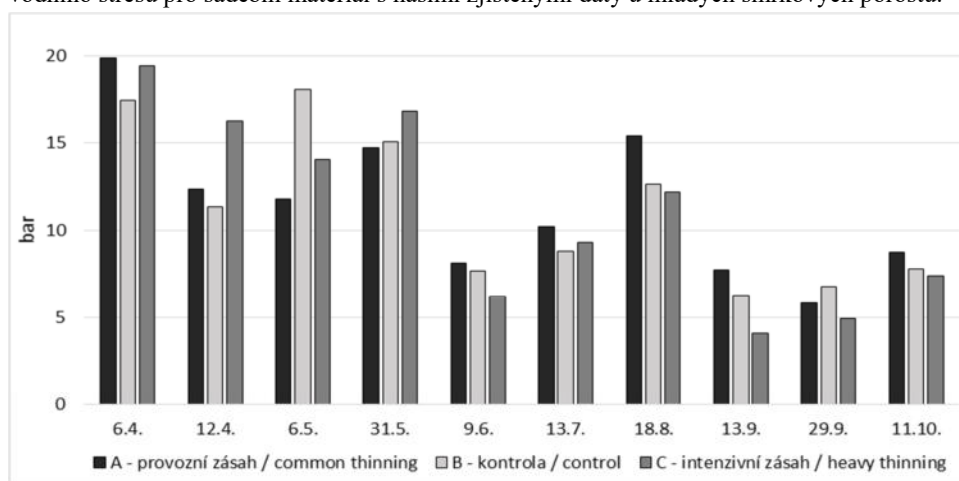
Je známo, že hodnoty vodního stresu kolísají, vlivem přirozené dynamiky i průběhem počasí, během celého vegetačního období, což je způsobeno změnami počasí. Na lokalitě Křivina (Obr. 1) byly sledovány vyšší hodnoty vodního stresu na začátku vegetačního období a srpnu. Rozdíly mezi jednotlivými dílčími plochami nebyly zaznamenány ve prospěch žádné z dílčích ploch, respektive intenzity pěstební zásahu. Podobně byl zaznamenán vyšší vodní stres na začátku vegetačního období a poté na přelomu července a srpna na lokalitě Říčky (Obr. 2). Vyšší hodnoty vodního stresu v letním období byly podle všeho způsobeny přísuškem. Také mezi jednotlivými dílčími plochami nebyl pozorovatelný jednoznačný trend a hodnoty vodního stresu kolísaly během celého vegetačního období. Relativní dostatek srážek v roce 2021 (v porovnání s roky 2018 nebo 2015, DAŇHELKA, KUBÁT 2019) vysvětluje získané

výsledky, kdy bylo zjištěno, že ani na jedné ze sledovaných lokalit nebyly jedinci smrku dlouhodobě ve stresu suchem.

Předpoklad, že změna hustoty porostu vlivem různé intenzity výchovného zásahu změni vodní režim stromů (POKORNÝ et al. 2022) a projeví se tak na hodnotách vodního stresu, nebyl v našem případě potvrzen. Na žádné ze studovaných lokalit nebyl v roce 2021 pozorován jednoznačný pozitivní vliv pěstební zásahu na snížení vodního stresu v mladých smrkových porostech. Kromě toho je známo, že pěstební zásah pozitivně ovlivní růst, kvalitu i stabilitu porostů (SLODIČÁK, NOVÁK 2007). Což se potvrdilo na lokalitě Křivina (Obr. 3), kde u variant s provedeným pěstebním zásahem byl zjištěn větší tloušťkový přírůst než na kontrole. Vyšší přírůst na plochách se zásahem nezvýšil vodní stres jednotlivých stromů. Tento výsledek lze vysvětlit za prvé pozitivním ovlivněním mikroklimatu (snížení intercepce), tak za druhé pravděpodobným rychlejším rozvojem kořenových systémů na plochách se zásahem.

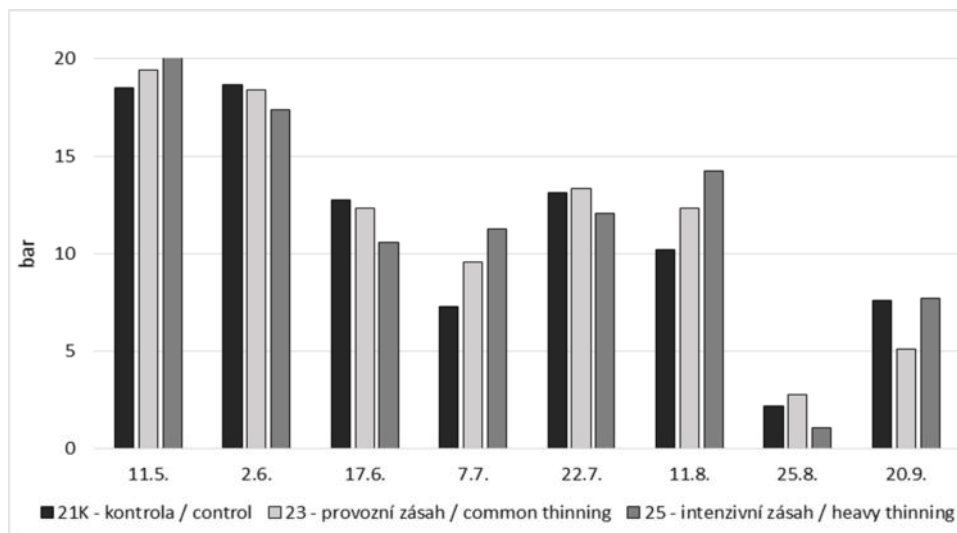
Dále lze předpokládat, že na lokalitě Křivina bude smrk výrazně stresován nepříznivými klimatickými faktory. Poloha této lokality odpovídá spodní hranici vhodnosti pěstování smrku (HANEWINKEL et al. 2013). Naopak na lokalitě Říčky lze předpokládat, že bude smrk méně stresován, protože se jedná o polohu s vhodnými podmínkami pro jeho pěstování (DUJKA, KUSBACH 2023). Na obou sledovaných lokalitách byla průměrná hodnota vodního stresu za celé vegetační období v roce 2021 téměř totožná, tj. 11,3 baru na lokalitě Křivina a 11,6 baru na lokalitě Říčky. Hodnoty ukazují, že na lokalitě Křivina nebyl smrkový porost v roce 2021 stresován více než na lokalitě Říčky.

Průměrné hodnoty vodního stresu během jednotlivých termínů odběrů na žádné z lokalit nepřekračovaly hranici 20 barů. Z toho vyplývá, že vodní stres nedosahoval limitních hodnot, které byly u smrku stanoveny nad 30 barů (LEUGNER et al. 2018). Starší literatura uvádí limitní hodnoty i 15, respektive 20 barů, ovšem není zcela jednoznačné, pro které dřeviny byly tyto hodnoty zjištěny (LOPUSHINSKY 1990; RITCHIE, LANDIS 2005). Hodnoty vodního stresu jsou totiž druhově specifické (LEUGNER et al. 2018). Ve všech těchto případech se ovšem jedná o stanovené limity pro sadební materiál. Otázkou tedy zůstává, zda lze srovnávat hodnoty vodního stresu pro sadební materiál s našimi zjištěnými daty u mladých smrkových porostů.



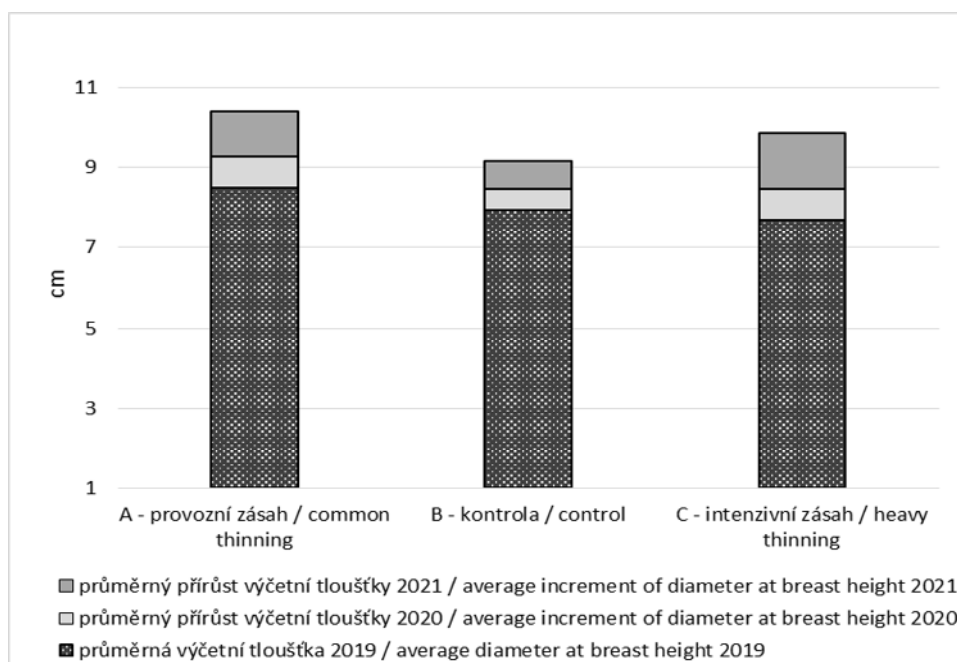
**Obr. 1:** Vodní stres ve smrkovém porostu na Křivině v roce 2021.

**Fig. 1:** Water stress in young Norway spruce stands in Křivina in 2021.



**Obr. 2:** Vodní stres ve smrkovém porostu na Říčkách v roce 2021.

**Fig. 2:** Water stress in young Norway spruce stands in Říčky in 2021.



**Obr. 3:** Průměrný přírůst výčetní tloušťky 2 roky po výchovném zásahu na Křivině.

**Fig. 3:** Mean radial increment 2 years after thinning application in Křivina.



## ZÁVĚR

Metoda hodnocení vodního stresu rostlin tlakovou komorou poskytuje rychlé údaje o aktuálním stavu vodního režimu rostlin. Hodnoty získané tímto měřením představují indikátor případného narušení fyziologického stavu smrkových porostů s přímou vazbou na jejich vitalitu. Dosud zjištěné výsledky nenaznačují narušení vodního režimu na žádné ze sledovaných lokalit, jelikož nedošlo k překročení limitních hodnot vodního stresu. Navíc se nepotvrdil předpoklad, že by intenzita pěstebního zásahu ovlivnila hodnoty vodního stresu a stejně tak nebylo prokázáno, že by smrkové porosty na lokalitě Křivina byly více stresovány z hlediska vodního režimu.

### Poděkování

Příspěvek vznikl s využitím institucionální podpory Ministerstva zemědělství České republiky MZE-RO0123 a projektu Technologické agentury ČR č. TQ03000107.

## LITERATURA

- ALBRECHTOVÁ J., KUPKOVÁ L., CAMPBELL P.K.E. (2017): Metody hodnocení fyziologického stavu smrkových porostů. Případové studie sledování vývoje stavu smrkových porostů v Krušných horách v letech 1998–2013. Praha, Česká Geografická Společnost: 401 s. Geographica, sv. 10.
- ALLEN C.D., BRESHEARS D.D., MCDOWELL N.G. (2015): On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6: 8: 1–55. <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>
- ALLEN C.D., MACALADY A.K., CHENCHOUNI H., BACHELET D., MCDOWELL N., VENNETIER, M., KITZBERGER T., RIGLING A., BRESHEARS D.D., HOGG E.H. (TED), GONZALEZ P., FENSHAM R., ZHANG Z., CASTRO J., DEMIDOVA N., LIM J.H., ALLARD G., RUNNING S.W., SEMERCI A., COBB N. (2010): A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 4: 660–684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>
- ČERMÁK P., MIKITA T., KADAVÝ J. (2018): Klimatické změny a hospodaření se smrkem, Brdy jako modelové území. *Ochrana přírody*, 73: 2: 20–25.
- DAŇHELKA J., KUBÁT J. (2019): Sucho v roce 2018. Český hydrometeorologický ústav, Praha.
- DUJKA P., KUSBACH A. (2023) Klasifikace vegetační stupňovitosti v České republice: review. *Zprávy lesnického výzkumu*, 68: 1: 1–14.
- ERICE G., PÉREZ-BUENO M.L., PINEDA M., BARÓN M., AROCA R., CALVO-POLANCO M. (2018): Determining Plant Water Relations. In: Sánchez-Moreiras A.M., Reigosa M.J. (eds.): *Advances in Plant Ecophysiology Techniques*. Springer, Cham, s. 109–134. doi:10.1007/978-3-319-93233-0\_7
- GONZÁLEZ L. (2003): Determination of water potential in leaves. In: Roger M.J.R. (ed.) *Handbook of Plant Ecophysiology Techniques*. Kluwer Academic Publishers, New York, s. 193–205. doi:10.1007/0-306-48057-3
- GONZÁLEZ L., ROGER M. J. R. (2003): Plant water status. In: Roger M.J.R. (ed.): *Handbook of Plant Ecophysiology Techniques*. Kluwer Academic Publishers, New York, 184–191. doi:10.1007/0-306-48057-3
- HANEWINKEL M., CULLMANN D. A., SCHELHAAS M-J., NABUURS G-J., ZIMMERMANN N.E. (2013): Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change*, 3: 3: 203–207. doi: 10.1038/nclimate1687

- KÖRNER C., MÖHL P., HILTBRUNNER E. (2023): Four ways to define the growing season. *Ecology Letters*, 26: 8: 1277–1292. doi: 10.1111/ele.14260
- KREJZA J., SVĚTLÍK J., BELLAN M., HORÁČEK P. (2019): Stanovení stresu smrku ztepilého přímými metodami. Certifikovaná metodika. Ústav výzkumu globální změny AV ČR, Brno, Mendelova univerzita v Brně, Ústav ekologie lesa, 62 s.
- KREUZWIESER J., GESSLER A. (2010): Global climate change and tree nutrition: influence of water availability. *Tree Physiology*, 30: 9: 1221–1 234. doi:10.1093/treephys/tpq055
- LEUGNER J., MARTINCOVÁ J., ERBANOVA E. (2018): Provozně použitelný postup hodnocení aktuálního stavu vodního režimu sadebního materiálu smrku ztepilého a borovice lesní. Certifikované metodiky pro praxi. VÚLHM Strnady, 28 s. Lesnický průvodce 19/2018.
- LOPUSHINSKI W. (1990): Seedling moisture status. In: Target Seedling Symposium: Proceedings, combined meeting of Western Forres Nursery Associations. August 13–17, 1990. Roseburg, Oregon. Fort Collins (Colorado) Rocky Mountain Forest and Range Experimental Station, s. 123–138. General Technical Report RM–200.
- MZe (2022): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2021. Ministerstvo zemědělství, Praha.
- POKORNÝ R., NOVOSADOVÁ K., ČERNOHOUS V., ŠACH F., ŠRÁMEK V. (2022): Pěstební postupy na podporu a úpravu složek vodní bilance ke zvýšení dostupnosti vody pro lesní porosty. Certifikovaná metodika, VÚLHM, Strnady, Mendelova univerzita v Brně.
- RITCHIE G.A., LANDIS T.D. (2005): Seedling quality tests: Root growth potential. *Forest Nursery Notes*, Winter 2003. Portland (Oregon, USA), USDA Forest Service Cooperative Forestry, s. 8–10.
- SLODIČÁK M., NOVÁK J. (2007): Výchova lesních porostů hlavních hospodářských dřevin. Recenzované metodiky. VÚLHM, Strnady, 46 s. Lesnický průvodce 4/2017.
- SWANN A.L.S. (2018): Plants and Drought in a Changing Climate. *Current Climate Change Reports*, 4: 2: 192–201. doi:10.1007/s40641-018-0097-y
- VACEK Z., VACEK S., CUKOR J. (2023): European forests under global climate change: Review of tree growth processes, crises and management strategies. *Journal of Environmental Management*, 332: 117353. doi:10.1016/j.jenvman.2023.117353

## Účinek mykorhizní inokulace na prosperitu vybraných druhů dřevin na zalesněné bývalé zemědělské půdě

*Effects of mycorrhizal inoculation on the prosperity of selected tree species on afforested former agricultural land*

VÁCLAV TROJAN<sup>✉</sup>, MARTIN BALÁŠ, JOSEF GALLO, VILÉM PODRÁZSKÝ, IVAN KUNEŠ

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, Kamýčká 129, 165 00 Praha-Suchbát, ČR, <sup>✉</sup>trojanv@fld.czu.cz

### Abstrakt

Príspevek je zaměřen na podporu ujmavosti a růstu kultury lesních dřevin, vysazené na bývalou ornou půdu, prostřednictvím mykorhizní inokulace pomocí přípravků Symbivit a Ectovit. Výzkumná plocha se nachází v lokalitě V Ladech, Praha – Horní Počernice a byla založena na podzim 2020 podnikem Lesy hl. m. Prahy. Vysazena byla pestrá směs zejména listnatých dřevin s dominancí dubu letního. Byly vylišeny tři varianty (Symbivit, Ectovit a Kontrola). Čtyři roky po vysazení činila celková mortalita přibližně 17 %. Nejvyšší ujmavost vykazovaly lípa srdčitá, jasan ztepilý, jilm habrolistý a třešň ptačí, zatímco nejmenší ujmavost byla zjištěna u dřevin douglaska tisolistá, borovice lesní a buk lesní. Nejlepší výsledky v průměrném výškovém a tloušťkovém přírůstu byly zaznamenány u modřínu opadavého a třešně ptačí. Pozitivní efekt aplikace mykorhizních přípravků Ectovit a Symbivit však nebyl prokázán, a to ani z hlediska přírůstu, ani z pohledu analýzy výskytu plodnic hub. Mykorhizní kolonizace byla zjištěna na všech odebraných kořenových systémech dubu letního na ošetřených variantách i na kontrole. Kontrolní varianta se ve většině dendrometrických charakteristik jevila jako statisticky významně vyspělejší ve srovnání s oběma ošetřenými variantami, což bylo patrně způsobeno nehomogenitou stanoviště, která nebyla patrná před založením výzkumné plochy. Celkově lze konstatovat, že na úspěšný vývoj lesní kultury na bývalé orné půdě má spíše vliv výběr druhů dřevin, manipulace se sadebním materiálem, termín výsadby, průběh počasí apod. Vliv aplikace mykorhizních přípravků byl v této studii shledán jako zcela marginální.

**Klíčová slova:** zalesňování nelesních půd; příměstské lesy; růst sazenic; plodnice hub; Symbivit; Ectovit; lokalita V Ladech (Praha – Horní Počernice)

### Abstract

The contribution is aimed at supporting the survival rate and growth of the forest plantation, established on former arable land, through mycorrhizal inoculation using Symbivit and Ectovit products. The research area is located in V Ladech, Prague – Horní Počernice locality and it was established in autumn 2020 by the "Lesy hl. m. Prahy" enterprise (Forests of the Capital City of Prague enterprise). A various mixture of mainly deciduous trees was planted, with the dominance of pedunculate oak. Three variants (Symbivit, Ectovit, Control) were established. Four years after planting, the total mortality was approximately 17%. The highest survival rate was recorded for lime tree, mountain ash, field elm and wild cherry, while the lowest one

was recorded for Douglas fir, Scots pine and European beech. The best results in height and diameter growth were recorded for European larch and wild cherry. However, the positive effect of the application of the mycorrhizal substrates Ectovit and Symbivit was not proven, neither from the point of view of growth, nor from the point of view of the analysis of mushroom fruiting bodies presence. Mycorrhizal colonization was detected on all sampled summer oak root systems on the treated options as well as on the control. In most dendrometric characteristics, the control option appeared to be significantly more advanced compared to both treated variants, which was probably caused by soil inhomogeneity, which had not been apparent before the research plot was established. Overall, it can be stated that the successful development of forest culture on former arable land is more influenced by the tree species composition, handling of planting material, planting term, course of weather etc. The effect of the application of mycorrhizal preparations was found to be completely marginal in this study.

**Keywords:** *afforestation of non-forest lands; urban forests; tree growth; mushroom fruiting bodies, Symbivit, Ectovit, locality V Ladech (Praha – Horní Počernice)*

## Úvod

Mykorhizní symbióza představuje typ mutualistického vztahu, ve kterém dochází k funkčnímu propojení kořenového systému rostlin s houbovými mycelii. Toto spojení vede k vytvoření zvláštní struktury (PEŠKOVÁ, SOUKUP 2006). Mykorhiza má původ v původně parazitickém vztahu, kdy houba napadala kořeny rostlin a využívala organické látky. Postupně se vyvinula vzájemně výhodná symbióza, kdy si rostlina a houba vyměňují látky, které daný účastník vztahu umí lépe získávat, tj. rostlina poskytuje organické látky, houba minerální živiny a vodu.

Mykorhizní vztahy jsou v rostlinné říši běžné, nějaký druh mykorhizy má velká většina rostlin, dřeviny nevymyjí. Bez mykorhiz sice rostlina může zpravidla existovat, ale její růst bude více či méně omezen a nemusí uspět v konkurenci v rámci daného ekosystému. Narušení mykorhizních vztahů tedy může způsobit nerovnováhu v ekosystému a může být příčinou zhoršeného zdravotního stavu až odumření dané rostliny či porostu (GRYNDLER et al. 2004). Konkrétně byl např. prokázán vztah mezi sníženou aktivitou mykorhiz a defoliací (žloutnutím) smrku ve vyšších polohách Krkonoš (PEŠKOVÁ, SOUKUP 2009). Mykorhizní vztahy jsou zásadně důležité např. také při pěstování topolů (SZUBA 2015). Mykorhizy jsou známy a zkoumány již od první poloviny 20. stol. (např. VULTERIN 1949). Do současné doby však nejsou všechny aspekty mykorhizních vztahů uspokojivě objasněny. Výsledky jsou velmi výrazně ovlivněny vlastnostmi daného prostředí (půdní podmínky, původní složení houbové synuzie v daném ekosystému apod.).

K přenosu a podpoře mykorhiz se používají inokulační přípravky, které obsahují příslušné druhy mykorhizních hub v různých fázích životního cyklu (nejčastěji spory), které jsou schopné osídlit cílové dřeviny. Na zdravém lesním stanovišti zpravidla umělá inokulace mykorhizními houbami nemá pro ujmavost a růst sazenic zásadní význam, naproti tomu na extrémních, degradovaných či jinak poškozených stanovištích mykorhizace může být důležitým biotechnologickým prostředkem k podpoře umělé obnovy. Mykorhizní inokulace je však dosti nákladná a nejistá, proto při rozhodování o jejím použití je také nutné zohlednit ekonomické náklady (PEŠKOVÁ, TUMA 2010).

Jedním z příkladů účelného použití umělé inokulace jsou kultury lesních dřevin na bývalých zemědělských půdách, kde po předchozím zemědělském využívání není půdní prostředí obsazeno mykorhizními houbami typickými pro lesní půdu. Postupem času se bývalá zemědělská půda samovolně úspěšně kolonizuje, tento proces však trvá až několik desetiletí (SOUKUP et al. 2008). Umělá inokulace může tyto procesy alespoň částečně urychlit. Studie z Litvy (MENKIS et al. 2007), hodnotící vliv inokulace na růst kultury smrku a borovice, uvádí znatelné, ale ne zásadní pozitivní efekty, navíc spojené s vysokými náklady. Umělá mykorhizace byla s úspěchem použita při zakládání topolové plantáže na stanovišti zatíženém těžkými kovy (olovem) v Íránu (SALEHI et al. 2016).

Narušené mykorhizní vztahy mohou být např. na plochách po rozsáhlých požárech. Jako příklad lze uvést portugalskou studii SOUSA et al. (2014), kde mykorhizami inokulované sazenice dubu červeného vysazené na plochu po lesním požáru vykazovaly zvýšenou ujmavost a větší výškový přírůst (tloušťkový přírůst však ovlivněn nebyl).

Problematickým momentem výzkumu i praktického použití mykorhizní inokulace je poměrně dlouhá doba odezvy na ošetření. V kontrolovaných podmínkách lesní školky (REPÁČ et al. 2022) trvalo až 3 roky, než se efekt inokulace viditelně projevil ve zlepšené vitalitě sazenic smrku ztepilého. Naproti tomu mykorhizní inokulace řízkovanců smrku, u kterých se obvykle kořeny rozrůstají pomalu, neměla žádný efekt na růst kořenů či nadzemní části (REPÁČ et al. 2011).

Pozornost je třeba také věnovat možnému negativnímu vlivu chemické meliorace (hnojení, vápnění) na již zavedené mykorhizní vztahy v daném ekosystému. Hnojení je ve vztahu k fungování mykorhizních vztahů často shledáno jako výrazně rizikový faktor, který může fungující vztahy narušit či zcela rozvrátit (viz např. LEHTO et al. 1994; KĻAVIŅA et al. 2016), zejména v kombinaci dusíkatého hnojení a sucha (NILSEN et al. 1998). Nadměrné hnojení může negativně zasáhnout budování mykorhizních vztahů u sazenic v lesních školkách (BRUNNER, BRODBECK 2001). V některých případech vliv nebyl znatelný (viz např. HAY et al. 2015) a jen malé množství studií uvádí pozitivní vliv hnojení na mykorhizy (viz např. QIAN et al. 1998; BØRJA, NILSEN 2009).

Naše studie je zaměřena na podporu sazenic lesních dřevin za účelem rychlejšího překonání povýsadbového šoku v podmínkách bývalé zemědělské půdy. Povýsadbový šok lze očekávat prakticky na jakémkoliv stanovišti a zejména při použití prostokořenného sadebního materiálu (KRIEGEL 2002; HOBZA et al. 2008). Vysazeným stromkům škodí zejména stres z nedostatku vody, kterému není zcela ušetřen ani krytokořenný sadební materiál.

Cílem příspěvku je předložit průběžné výsledky vlivu mykorhizních přípravků na urychlení formování mykorhizních vztahů, a tím ke zlepšení prosperity a snížení stresu z přesazení u kultury lesních dřevin založené na bývalé orné půdě, a to po třech vegetačních sezónách po výsadbě.

## MATERIÁL A METODIKA

Výzkumná výsadba byla založena na podzim 2020 v lokalitě V Ladech, Praha – Horní Počernice, přírodní lesní oblast 17 – Polabí. Plocha je situována v prostoru mezi dálnicemi D11 a D0, cca 1,5 km JV od sídliště a nákupní zóny Černý Most. Budoucí lesní porost bude mimo jiné tvořit hlukovou bariéru mezi dálnicí a obytnou zónou a stane se součástí krajinného parku „V Ladech“ kolem přilehlého Biologického a Xaverovského rybníka (podrobněji viz Hl. m. Praha 2024).

Celková výměra zalesňovaného pozemku je cca 2,3 ha, výměra výzkumné části cca 0,5 ha. Nadmořská výška 235 m, rovina, LVS 1 – dubový (ÚHÚL 2022). Souřadnice středu výzkumné plochy jsou 50.0994N, 14.5997E. Pozemek byl v minulosti dlouhodobě využíván jako zemědělská (orná) půda. Půda je zařazena do BPEJ 26100 (půdní typ černice). Během roku 2020, před samotným zalesněním, byl pozemek pokryt vrstvou rybníčního bahna, které bylo pomocí půdní frézy promíseno s orníci. Většina plochy byla zalesněna, menší část plochy byla ponechána bez zalesnění jako travní porost s výsadbou jednotlivých vzrostlých stromů.

Základní klimatologické údaje pro rok 2020–2023 (z meteorologická stanice Praha-Kbely, 281 m n. m., vzdálenost cca 5 km): průměrná teplota byla vyšší o 0,74 °C, úhrn srážek byl vyšší o 89 mm oproti dlouhodobému normálu. Dlouhodobý normál (1991–2020): 10,1 °C, resp. 530 mm (ČHMÚ 2024).

Dřeviny byly vysazeny pomocí rýhového zalesňovacího stroje (Hl. m. Praha 2024, ČÍZEK – ústní sdělení). Byl použit dvouletý krytokořený sadební materiál pestrého druhového složení. Největší podíl má dub letní (DB, *Quercus robur* L.), hojněji je zastoupen buk lesní (BK, *Fagus sylvatica* L.), dále lípa srdčitá (LP, *Tilia cordata* Mill.), habr obecný (HB, *Carpinus betulus* L.) a třešeň ptačí (TR, *Cerasus avium* (L.) Moench). Přimíšena je douglaska tisolistá (DG, *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco), borovice lesní (BO, *Pinus sylvestris* L.), jilm (JL, *Ulmus* sp.), javor klen (KL, *Acer pseudoplatanus* L.), jasan ztepilý (JS, *Fraxinus excelsior* L.), modřín opadavý (MD, *Larix decidua* Mill.) a jeřáb břek (BRK, *Sorbus torminalis* (L.) Crantz.). Dřeviny byly vysazeny v jednotlivém smíšení. Práce na zalesnění a použití mykorhizních přípravků zajišťoval podnik Lesy hlavního města Prahy, který je vlastníkem příslušného pozemku.

Přípravek ECTOVIT® obsahuje 4 druhy mykorhizních hub na tekutém nosiči a 2 druhy mykorhizních hub ve formě spor na rašelinovém nosiči. Dále obsahuje granule hydrogelu a přírodní složky podporující mykorhizu (humáty, mleté horniny, výtažky z mořských organismů), (Symbiom 2022a).

Přípravek SYMBIVIT® je granulovaný přípravek, obsahuje 5 druhů mykorhizních hub na jílovém nosiči. Dalšími složkami jsou hnojivé látky podporující mykorhizu (keratin, fosfáty, humáty, mleté mořské řasy) a částice hydrogelu (Symbiom 2022b). Druhové složení použitých hub výrobce neuvádí.

Přípravky byly aplikovány v souladu s doporučeními uvedenými v příbalových letáčích. Přípravek Symbivit se aplikoval v granulované formě v množství 15 g ke každé sazenici. Aplikace probíhala nasypaním přípravku ke kořenům sazenice poté, co byla sazenice vložena do rýhy, vytvořené rýhovým zalesňovacím strojem, před zahmutím rýhy radlicí. Přípravek Ectovit je dvousložkový. Před aplikací byly obě složky rozmíchány ve vodě. Do vzniklého kašovitého roztoku byly namáčeny kořeny (resp. kořenové baly) sazenic bezprostředně před výsadbou. Roztok vzniklý rozmícháním 300 g přípravku (hmotnost obou složek dohromady) v 5 l vody vystačil na ošetření cca 100 ks sazenic.

Vzhledem k provoznímu charakteru aplikace mykorhizních přípravků bylo pro umístění jednotlivých variant zvoleno blokové schéma, tj. daný přípravek byl aplikován vždy na 8 řad sazenic, umístěných vedle sebe. Na jižním okraji plochy byla umístěna varianta Ectovit, následovala varianta Symbivit. Ostatní řady směrem k severnímu okraji plochy zůstaly bez aplikace jako kontrolní varianta.

Výzkumná plocha byla zřízena na jaře 2021 v jihozápadním rohu oplocené plochy, od jihu je ohraničena protihlukovým valem. Ve směru od valu byly vylišeny tři varianty: Ectovit,

Symbivit a kontrola, každá varianta po 800 ks jedinců, tj. dohromady 2400 jedinců. U variant Ectovit a kontrola bylo vylišeno vždy 8 řad po 100 jedincích, u varianty Symbivit 6 řad po 130 jedincích (1.–4. řada), resp. po 140 jedincích (5.–6. řada). Měřená plocha byla posunuta cca 10 m od západního okraje zalesněného pozemku, aby byl snížen dopad okrajového efektu. Hraniční řady mezi jednotlivými variantami byly z měření vypuštěny.

Měření výšky a tloušťky kořenového krčku stromků proběhlo ve 4 termínech, a to v roce 2021 před začátkem a na konci vegetačního období a v letech 2022 a 2023 vždy na konci vegetačního období. Měření bylo provedeno pomocí výškoměrné latě s přesností na 1 cm. Měření tloušťky kořenového krčku bylo provedeno pomocí posuvného měřítka s přesností na 1 mm. Doplňkově byly zaznamenávány další parametry: suchý vrchol, defoliace, výmladek, zlom, useknutý jedinec, nekvalitní výsadba (zpravidla se jednalo o výrazné vyvýšení kořenového krčku nad povrch půdy) a poškození hlodavci.

Za účelem analýzy přítomnosti mykorhiz na kořenech bylo na podzim 2021 odebráno celkem 15 vzorníkových stromků (dub letní), vždy náhodně po 5 ks na variantu. Po očištění kořenových systémů byl pod mikroskopem sledován výskyt mykorrhizních špiček.

Sledování výskytu plodnic hub probíhalo během vegetačního období roku 2023. V letních měsících byla realizována tři terénní šetření zaměřená na zaznamenání druhové diverzity hub. Na podzim proběhla čtyři další šetření, která zahrnovala i měření dendrometrických hodnot dřevin. Sledováno bylo okolí každého stromku a prostor mezi řadami. U nalezených plodnic byla provedena fotodokumentace pro pozdější přesnější determinaci, zejména s využitím internetové databáze České mykologické společnosti (MYKO 2024). Vybrané plodnice byly přepraveny do laboratoře k přímé determinaci.

Vzorky půdy byly odebrány na začátku a na konci sledovaného období. Na počátku výzkumného období (v roce 2021), byly odebrány tři směsné vzorky z každé ze tří variant (směsný vzorek sestával ze tří vpichů sondýrkou). Vzhledem k předchozímu promísení půdy frézováním byl uvažován jeden horizont (0–20 cm). Na konci sledovaného období (2023) byl odběr zopakován s tím, že byly vylišeny horizonty 0–10 cm a 10–20 cm; v tomto termínu bylo odebráno šest směsných vzorků. Chemické analýzy byly provedeny v externí laboratoři Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha-Zbraslav. Zjišťovány byly následující parametry: aktivní a výměnná a půdní reakce, kationtová výměnná kapacita (T), obsah výměnných bází (S), stupeň nasycení sorpčního komplexu (V), obsah organického uhlíku, celkový obsah dusíku (podle Kjeldahl) a obsah přístupných živin (fosfor, draslík, vápník, hořčík) podle Mehlich III. Vzhledem k nestandardní době odběru (červen) byly u vzorků z r. 2021 analyzovány pouze vybrané parametry.

Základní zpracování dat proběhlo pomocí software MS Excel. Statistické hodnocení ujímavosti bylo provedeno v prostředí R (R Core Team 2022) pomocí Chí-kvadrát testu závislosti v kontingenční tabulce (AGRESTI et al. 2008). Z analýzy přírůstu výšky a tloušťky kořenového krčku byli vyloučeni odumřelí jedinci a také jedinci, kteří během sledovaného období nedosáhli kladného přírůstu (suchý vrchol, jiné poškození). Statistické hodnocení bylo provedeno pouze u těch druhů, jejichž počet byl alespoň 10 ks v každé variantě. Statistická analýza přírůstů byla provedena v prostředí R pomocí neparametrických i parametrických testů. Pro ověření normality dat byl použit Shapiro-Wilkův test. Dále byl využit Wilcoxonův rank sum test. Kruskal-Wallisův test byl využit pro porovnání středních hodnot více skupin, pokud data nespĺňovala předpoklady normality a homogenity rozptylů. Pro testování byla zvolena hladina významnosti  $\alpha = 0,05$ . Statistické vyhodnocení (průměrný výškový

a tloušťkový přírůst a mortalita) bylo provedeno pouze pro vybrané dřeviny (DB, HB, JL, JS, LP, MD, TR). U ostatních druhů (BK, BO, BRK, DG, KL) nebyla vzhledem k nízkému počtu jedinců statistická analýza prováděna. Vzhledem k malému počtu vzorků rovněž nebyla prováděna statistická analýza půdních rozborů.

## VÝSLEDKY

Ve sledované části lesní kultury se vyskytuje 12 druhů dřevin s různým zastoupením (Tab. 1). Celková mortalita za tři vegetační období dosáhla 17 %. Zastoupení jednotlivých druhů dřevin a celková mortalita je uvedena v Tab. 1.

Mortalita u nejvíce zastoupené dřeviny (DB) je cca 15 %. Nejlepší ujímavost vykazuje JL, velmi nízkou mortalitu má dále BRK, JS, LP a LP. Nejvyšší mortalitu vykazují jehličnaté dřeviny BO, MD a DG, z listnatých je nejnižší ujímavost u BK, HB a DB. Nejnižší mortalitu vykazují varianta kontrola. Mezi ošetřenými variantami u většiny dřeviny nejsou významné rozdíly, i když varianta Symbivit má mortalitu zpravidla vyšší, jak je patrné z Tab. 2.

**Tab. 1:** Počet vysazených jedinců jednotlivých druhů (ks) a kumulativní mortalita (%) za celé sledované období (jaro 2021 až podzim 2023). Odlišné písmenné indexy označují statisticky významné rozdíly.

**Tab. 1:** Number of planted trees of individual species (pcs) and cumulative mortality (%) for the entire monitored period (from spring of 2021 to autumn of 2023). Different letters denote statistical significant differences.

dřevina <sup>1</sup>	počet jedinců <sup>2</sup> [ks]		kumulativní mortalita (jaro 2021 až podzim 2023) <sup>5</sup> [%]			
	na počátku období <sup>3</sup>	na konci období <sup>4</sup>	celkem <sup>6</sup>	Ectovit <sup>7</sup>	Symbivit <sup>8</sup>	Kontrola <sup>9</sup>
<i>Fagus sylvatica</i>	155	99	36	25	55	17
<i>Pinus sylvestris</i>	45	14	69	52	88	83
<i>Sorbus torminalis</i>	25	23	8	0	0	100
<i>Quercus robur</i>	1 447	1 233	15	13 <sup>a</sup>	18 <sup>b</sup>	14 <sup>ab</sup>
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	97	50	49	56	54	39
<i>Carpinus betulus</i>	105	83	17	18 <sup>a</sup>	17 <sup>a</sup>	17 <sup>a</sup>
<i>Ulmus minor</i>	92	90	2	0 <sup>a</sup>	3 <sup>a</sup>	2 <sup>a</sup>
<i>Fraxinus excelsior</i>	60	57	5	7 <sup>a</sup>	7 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>
<i>Acer pseudoplatanus</i>	61	57	8	0	10	19
<i>Tilia cordata</i>	154	149	5	6 <sup>a</sup>	4 <sup>a</sup>	5 <sup>a</sup>
<i>Larix decidua</i>	57	44	23	33 <sup>a</sup>	23 <sup>a</sup>	7 <sup>a</sup>
<i>Cerasus avium</i>	102	96	6	0 <sup>a</sup>	9 <sup>a</sup>	7 <sup>a</sup>
<b>všechny dřeviny dohromady<sup>10</sup></b>	<b>2 400</b>	<b>1 995</b>	<b>17</b>	<b>15<sup>a</sup></b>	<b>21<sup>b</sup></b>	<b>14<sup>a</sup></b>

<sup>1</sup>tree species, <sup>2</sup>number of individuals [pcs], <sup>3</sup>at the beginning of the monitored period, <sup>4</sup>at the end of the monitored period, <sup>5</sup>cumulative mortality [%] (from spring of 2021 to autumn of 2023), <sup>6</sup>all variants together, <sup>7</sup>variant treated by Ectovit, <sup>8</sup>variant treated by Symbivit, <sup>9</sup>control option, <sup>10</sup>all species together



### Výškový přírůst

Vzhledem k různé počáteční výšce sadebního materiálu jednotlivých druhů je vyhodnocován pouze výškový přírůst, resp. změna výšky v případě uschlého vrcholu.

Nejvyššího celkového průměrného výškového přírůstu za tři vegetační období po vysazení dosáhla varianta Kontrola s hodnotou 22,4 cm, varianta Symbivit dosáhla přírůstu 19,1 cm, nejnižší výškový přírůst měly stromky na variantě Ectovit, a to 13,8 cm. Z hlediska druhů dřevin dosáhl nejvyššího průměrného výškového přírůstu MD na variantě Kontrola (114,9 cm). Naopak nejnižší průměrný přírůst mezi všemi variantami vykázal DB na variantě Ectovit (10,4 cm).

S výjimkou JL a HB byl u všech sledovaných dřevin zaznamenán nejnižší výškový přírůst na variantě Ectovit a nejvyšší na kontrolní variantě. V případě DB, JS, MD a TR byl tento rozdíl alespoň mezi dvěma variantami statisticky významný.

**Tab. 2:** Celkový průměrný výškový přírůst za tři vegetační období po vysazení. Písmenné indexy označují statisticky významný rozdíl.

**Tab. 2:** Average height increment – total value for three growing seasons after planting. Different letters denote statistically significant differences.

Dřevina <sup>1</sup>	Výškový přírůst <sup>2</sup> [cm]			
	Varianta <sup>3</sup>	Ectovit	Symbivit	Kontrola
<i>Quercus robur</i>		10,41 <sup>a</sup>	11,98 <sup>a</sup>	14,73 <sup>b</sup>
<i>Carpinus betulus</i>		11,4 <sup>a</sup>	10,64 <sup>a</sup>	10,80 <sup>b</sup>
<i>Ulmus minor</i>		18,20 <sup>a</sup>	25,07 <sup>a</sup>	24,74 <sup>a</sup>
<i>Fraxinus excelsior</i>		18,60 <sup>a</sup>	21,13 <sup>b</sup>	29,43 <sup>c</sup>
<i>Tilia cordata</i>		13,00 <sup>a</sup>	13,66 <sup>a</sup>	17,85 <sup>a</sup>
<i>Larix decidua</i>		52,83 <sup>a</sup>	76,41 <sup>a</sup>	114,92 <sup>b</sup>
<i>Cerasus avium</i>		27,85 <sup>a</sup>	39,18 <sup>ab</sup>	45,90 <sup>b</sup>
<b>uvedené dřeviny dohromady<sup>4</sup></b>		<b>13,77<sup>a</sup></b>	<b>19,11<sup>b</sup></b>	<b>22,43<sup>c</sup></b>

Notes: <sup>1</sup>tree species, <sup>2</sup>height increment, <sup>3</sup>options (treated by Ectovit or Symbivit preparations, Control), <sup>4</sup>average increment of selected species

### Tloušťkový přírůst

Vzhledem k různé počáteční tloušťce kořenového krčku sadebního materiálu jednotlivých druhů je vyhodnocován pouze tloušťkový přírůst.

Nejvyššího průměrného tloušťkového přírůstu za tři vegetační období po vysazení dosáhla varianta Kontrola (3,98 mm). Varianta Symbivit dosáhla přírůstu 3,07 mm, nejnižší tloušťkový přírůst měly stromky na variantě Ectovit, a to 2,70 mm. V rámci konkrétních druhů dosáhl nejvyššího průměrného tloušťkového přírůstu na všech třech variantách MD, naopak nejnižší přírůstu byl zaznamenán u DB.

U všech sledovaných druhů dřevin byl nejvyšší tloušťkový přírůst zaznamenán na variantě Kontrola. S výjimkou TR se ošetřené varianty významně nelišily. V případě DB, HB, LP, MD a TR byl rozdíl mezi kontrolní variantou a alespoň jednou z ošetřených variant statisticky významný.

**Tab. 3:** Průměrný přírůst tloušťky kořenového krčku za tři vegetační období po vysazení. Písmenné indexy označují statisticky významné rozdíly.

**Tab. 3:** Average root collar diameter increment – total value for three growing seasons after planting. Different letters denote statistically significant differences.

Dřevina <sup>1</sup>	Tloušťkový přírůst <sup>2</sup> [cm]			
	Varianta <sup>3</sup>	Ectovit	Symbivit	Kontrola
<i>Quercus robur</i> L.		2,34 <sup>a</sup>	2,29 <sup>a</sup>	3,12 <sup>b</sup>
<i>Carpinus betulus</i> L.		2,15 <sup>a</sup>	3,70 <sup>a</sup>	4,48 <sup>b</sup>
<i>Ulmus minor</i> Mill.		4,42 <sup>a</sup>	3,70 <sup>a</sup>	4,47 <sup>a</sup>
<i>Fraxinus excelsior</i> L.		4,83 <sup>a</sup>	3,84 <sup>a</sup>	5,17 <sup>a</sup>
<i>Tilia cordata</i> Mill.		3,01 <sup>a</sup>	2,84 <sup>a</sup>	4,88 <sup>b</sup>
<i>Larix decidua</i> Mill.		8,00 <sup>a</sup>	11,76 <sup>a</sup>	16,92 <sup>b</sup>
<i>Cerasus avium</i> (L.) Moench		3,21 <sup>a</sup>	4,74 <sup>b</sup>	7,25 <sup>c</sup>
<b>uvedené dřeviny dohromady</b>		<b>2,70<sup>a</sup></b>	<b>3,07<sup>b</sup></b>	<b>3,98<sup>c</sup></b>

Notes: 1tree species, 2root collar diameter increment, 3variant (treated by Ectovit and Symbivit, Control), 4–average increment of selected species

### Přítomnost mykorrhizních špiček a plodnic hub

Mykorrhizní špičky byly nalezeny na všech odebraných vzorníkových jedincích DB. Plodnice byly nalezeny pouze ve dvou termínech sledování (20. a 30. října 2023). Na ploše ošetřené přípravkem Ectovit byly nalezeny plodnice 6 druhů hub: *Crinipellis scabellata* Alb. et Schwein., *Mycena* sp., *Crocioreas coronatum* (Bull.) S.E. Carp., *Hebeloma* sp., *Hymenoscyphus fraxineus* (T. Kowalski) Baral a *Hymenoscyphus albidus* (Roberge ex Desm.) W. Phillips. Na ploše ošetřené přípravkem Symbivit byly nalezeny plodnice 4 druhů hub: *Cortinarius caperatus* (Pers.) Fr., *Psathyrella typhae* (Kalchbr.) A. Pearson & Dennis, *Tubaria furfuracea* (Pers.) Gillet a *Mycena* sp. Na variantě Kontrola byly nalezeny plodnice 2 druhů hub: *Laccaria* sp. a *Mycena* sp. Dva taxony hub s mykorrhizním mutualistickým stylem života byly nalezeny na variantě Ectovit (*Crocioreas coronatum* a *Hebeloma* sp.) a jeden taxon na variantě Kontrola (*Laccaria* sp.). Na variantě Ectovit byl nalezen houbový patogen *Hymenoscyphus fraxineus*. U varianty Symbivit nebyla nalezená žádná houba s mykorrhizním mutualistickým stylem života

### Půdní poměry

Výsledky laboratorních analýz za rok 2023 jsou uvedeny v Tab. 4 a 5. Aktivní pH se pohybuje mezi hodnotami 5,5 a 6,5, hodnota výměnného pH je nižší cca o 0,8. Půdu lze tedy označit za neutrální až velmi mírně kyselou.

Kationtová výměnná kapacita (T) byla u všech vzorků střední až vysoká, s podobnými hodnotami u všech tří variant. Obsah bází byl mírně vyšší u ošetřených variant (S). Stupeň nasycení bázemi (V) byl vyšší u varianty Ectovit (kolem 70 %) ve srovnání s variantami Symbivit (do 60 %) a Kontrola (kolem 50 %).

Obsah organického uhlíku (Cox) se pohyboval kolem 2,5 % a byl nejnižší na variantě Kontrola. Varianta Ectovit vykazovala mírně nižší obsah celkového dusíku. Obsah klíčových živin, jako jsou vápník, draslík, hořčík a fosfor, byl ve všech případech dostatečný až vysoký,

zejména u hořčičku a vápničku. Kontrola měla výrazně vyšší dostupnost fosforu, varianta Ectovit vykazovala nižší obsah přístupného draslíku.

U většiny sledovaných parametrů je patrný gradient hodnot podle vzdálenosti od zemního protihlukového valu (průměrné vzdálenosti variant E, S a K od valu jsou cca 10, 20 a 30 m.)

Rozdíly ve vybraných parametrech mezi lety 2021 a 2023 jsou minimální, lze zaznamenat velmi mírný nárůst obsahu celkového uhlíku a dusíku.

**Tab. 4:** Výsledky pedochemických rozborů – základní půdní charakteristiky.

**Tab. 4:** Results of pedochemical analyzes – basic soil characteristics.

Vzorek <sup>1</sup>	pH H <sub>2</sub> O	pH KCl	T [mmol/100g]	S [mmol+/100g]	V [%]	Cox [%]	Ntot [%]
Ectovit 1	6,53	5,83	23,91	16,96	71	2,42	0,262
Ectovit 2	6,17	5,39	25,20	16,95	67	2,38	0,272
Symbivit 1	5,84	5,08	25,03	14,09	56	2,90	0,318
Symbivit 2	5,93	5,03	25,68	15,24	59	2,54	0,292
Kontrola 1	5,6	4,71	25,33	12,59	50	2,61	0,305
Kontrola 2	5,67	4,66	26,31	12,67	48	2,71	0,301

Vysvětlivky k Tab. 4 a 5 (notes to the Tab. 4 and 5):

<sup>1</sup>Vzorek půdy označený podle variant (soil sample according the options)

T – kationtová výměnná kapacita (cation exchange capacity)

S – obsah výměnných bází (exchangeable cations content)

V – nasycenost sorpčního komplexu bázemi (base saturation percentage)

Cox – obsah oxidovatelného uhlíku (oxidisable organic carbon content)

Ntot – celkový obsah dusíku (total nitrogen content)

**Tab. 5:** Výsledky pedochemických rozborů – obsah přístupných živin (pomocí metody Mehlich 3).

**Tab. 5:** Results of pedochemical analyzes – content of available nutrients (by Mehlich 3 method).

Vzorek	Ca [mg.kg <sup>-1</sup> ]	K [mg.kg <sup>-1</sup> ]	Mg [mg.kg <sup>-1</sup> ]	P [mg.kg <sup>-1</sup> ]
Ectovit 1	3 038	186	577	19
Ectovit 2	2 665	137	595	16
Symbivit 1	2 525	357	508	35
Symbivit 2	2 469	197	534	23
Kontrola 1	2 574	319	372	67
Kontrola 2	2 599	224	369	60

## DISKUSE

Předběžné výsledky tohoto experimentu byly publikovány v práci BALÁŠ et al. (2022). V hodnocení ujmavosti se jako nejúspěšnější ukázal jilm habrolistý, s pouze 2% mortalitou. Tento druh má také nejmenší počet suchých vrcholů a dosahuje nadprůměrných hodnot výškového a tloušťkového přírůstu, což naznačuje jeho značnou adaptabilitu a vitalitu v prvních letech po vysazení. Nadprůměrné hodnoty ujmavosti a růstu vykazuje také jasan tepilý. U jilmu a jasanu však lze v budoucnu očekávat zhoršení vitality v důsledku rozvoje

houbových chorob. Grafióza jilmů (*Ophiostoma novo-ulmi* Brasier) postihuje zejména jilm habrolistý. Jilm vaz a částečně i jilm horský vykazují větší odolnost (NOVÁK et al. 2014). Chřadnutí jasanů (*Chalara fraxinea* T. Kowalski Baral, Queloz & Hosoya) způsobuje usychání letorostů a slabších větví, což může vést k hynutí stromů nebo celých porostů (ČERNÝ 2011). Od druhého roku sledování byla na lokalitě potvrzena přítomnost *Chalara fraxinea*. Výskyt grafiózy zatím zaznamenán nebyl.

Přestože je prognóza vývoje vitality jasanu a jilmu nejistá, tyto druhy (zejména jilmly) se při zalesňování mohou uplatnit jako rychle odrůstající výplňové dřeviny, které přispějí k rychlejšímu zajištění kultury. Měly by však být používány pouze v přiměřeném zastoupení a v jednotlivém smíšení, aby po jejich případném pozdějším odumření nedošlo k zásadnějšímu narušení struktury porostu.

Modřín sice vykazoval nadprůměrnou mortalitu (23 %), ale dosáhl výrazně nejvyššího přírůstu (až cca 115 cm na kontrolní variantě). Další dřevinou, zasluhující si pozornost, je třešeň ptačí, která vykazuje nadprůměrný přírůst a minimální mortalitu. Obě dřeviny mají potenciál vytvořit již v prvních letech po vysazení velký objem korun, což je přínosné nejen z hlediska vytvoření ekologického krytu pro další (pomaleji rostoucí) druhy dřevin, ale také pro rychlejší vznik dojmu existence nového lesa u návštěvníků. Nezanedbatelná je také estetická hodnota třešně v době květu, resp. podzimní zbarvení modřínu. Tyto důvody zvýhodňují třešeň a modřín k použití (nejen) v příměstské zeleni. U obou dřevin je však důležité, aby si během vývoje porostu vytvořily dostatečný výškový náskok a nedošlo k jejich potlačení ostatními dřevinami, což lze později podpořit vhodnou výchovou.

Dub letní, nejvíce zastoupený na výzkumné ploše, vykazuje spíše vyšší mortalitu a slabší přírůst. Byla však zaznamenána vysoká schopnost regenerace, kdy po odumření vrcholu docházelo k bezproblémovému vytváření náhradních vrcholů, a dokonce místy i k obnovení kmínku prostřednictvím výmladků po úplném odumření původní nadzemní části. I přes dílčí problémy lze dub letní pro podobné stanoviště doporučit jako hlavní (porostotvornou) dřevinu. Doplňkově lze využít lípu srdčitou, která vykazovala nízkou mortalitu a minimální výskyt suchého vrcholu, i když zpočátku byl přírůst jen malý. Habr se v daném případě jeví spíše jako podprůměrný (vyšší mortalita i podíl suchých vrcholů, nižší přírůst).

Nejvyšší mortalita (64 %) byla zaznamenána u borovice a douglasky (49 %). Důvodem je mimo jiné zřejmě podzimní termín výsadby, který u jehličnanů obecně není považován za vhodný vzhledem k riziku vytranspirování vody přes zimní období, na což je značně citlivá zejména DG, což je známo již ze dřívějších poznatků (HOFMAN 1964; KŠÍR et al. 2015). Termín výsadby jehličnanů by proto měl být volen spíše na jaře, případně v časném podzimu, aby kořeny mohly do zimy alespoň částečně zregenerovat (JURÁSEK et al. 2010). Přírůst přeživších douglasek je zatím spíše slabší, u borovic výrazně lepší.

V případě buku lesního byla zaznamenána horší ujmavost i přírůst. Při první fázi zalesňování na volných plochách je třeba u buku počítat se zhoršeným odrůstáním. Jeřáb břek měl nízkou mortalitu a dobrý přírůst, pro dané stanoviště se patrně jedná o vhodnou dřevinu do příměsí. Javor klen sice vykazoval nízkou mortalitu, ale zpravidla silný šok z přesazení (vysoký podíl suchých vrcholů a nízký přírůst).

Část případů mortality (zejména v případě DB, BK a HB) byla způsobena vlivem aktivity myšovitých či hrabošovitých hlodavců, kteří žírem či vyrýváním nor poškozovali dolní část kmínků a kořenové systémy stromků zejména v roce 2021 a částečně také v r. 2022. V roce 2023 nebyl zaznamenán žádný stromek poškozený hlodavci a četnost pobytočných znaků byla

rovněž zanedbatelná. Na lokalitě tedy z nejištěných příčin zřejmě došlo k zásadnímu poklesu populace drobných savců.

Jako hlavní negativní faktor, který ovlivnil ujímavost a následný růst kultury, byl pravděpodobně nedostatek vody (přísušek), zejména na začátku prvního vegetačního období. Klimatické podmínky v zájmovém období (od podzimní výsadby v říjnu 2020 do konce roku 2023) byly relativně příznivé. Období bylo teplotně nadnormální, srážkově mírně nadnormální. Zejména v jarních a letních měsících se však vyskytovala období s nedostatkem srážek a současně s nadprůměrnými teplotami (ČHMÚ 2024).

Mladé porosty jsou na nedostatek vody citlivější než starší porosty, což postihuje zejména smrky, jedle a borovice (KRÍSTEK et al. 2002). Relativně málo významné přísušky, který starší porosty již nepoškodí, mohou být zásadní příčinou značného stresu pro nově vysazené stromky, které ještě nejsou dostatečně zakořeněny.

Dalším negativním faktorem mohlo být naopak dočasné zamokření během první zimní sezóny. Zamokření bylo pozorováno v únoru 2021 a bylo potvrzeno později na základě výskytu vlhkomilných rostlin (*Deschampsia caespitosa*, *Persicaria maculosa* apod.). Půda mohla být negativně ovlivněna rekultivací bývalé zemědělské půdy s použitím rybníčního bahna, což zhoršilo zasakování vody.

Při vyhodnocení účinnosti aplikace mykorhizních přípravků je nutné vzít ohled má okolnosti vzniku výzkumné plochy, založené v rámci běžného provozu podnikem Lesy hl. m. Prahy. Kvůli zjednodušení zalesňovacích prací bylo místo standardního řadového schématu zvoleno blokové schéma, kdy jednotlivé varianty (Ectovit, Symbivit a Kontrola) jsou umístěny vedle sebe. Toto schéma je výhodné z provozního hlediska, ale nepokrývá variabilitu mikrostanovištních podmínek.

Ke zkreslení výsledků mohlo dojít vlivem skutečnosti, že na části plochy, zejména s variantami Ectovit a Symbivit, se projevilo zhutnění půdního profilu, jehož výsledkem byly zhoršené vsakovací poměry v půdě, a tím dočasné zamokřování po vydatnějších srážkách, zejména během prvního zimního období po vysazení. Příčinou byly pojezdy nákladních vozidel, které navázely vytěžené bahno z rybníka do přilehlého protihlukového valu. Ani následná příprava půdy pomocí podrývaku a půdní frézy nevedla k úplné eliminaci zhutnění. Zhutnění půdy je obvykle závažnou příčinou zásadního zhoršení produkčního potenciálu. Nevyvážený vodní režim způsobuje zhoršené podmínky pro růst kořenů a čerpání živin z půdy (JAVŮREK, VACH 2008). Kontrolní varianta byla shodou okolností zhutněním půdy zasažena minimálně.

S přihlédnutím k výše uvedeným skutečnostem lze konstatovat, že na kontrolní variantě vykazuje většina dřevin vyšší výškový i tloušťkový přírůst, přičemž rozdíly jsou často statisticky významné. Mezi ošetřenými variantami zpravidla významné rozdíly nejsou, většinou je mírně lepší varianta Symbivit než Ectovit. Jediný případ, kdy některá z ošetřených variant předčila kontrolu, byl nevýznamně, je výškový přírůst jilmu habrolistého na variantě Symbivit. Rozdíly v mortalitě jsou spíše napříč jednotlivými druhy než mezi variantami. BK, DG a MD mají vyšší mortalitu na ošetřených variantách, KL na kontrole.

Analýza mykorhizních špiček na kořenovém systému dubů po prvním vegetačním období ukázala jejich přítomnost ve všech vzorcích u všech variant, což naznačuje, že stromky byly zřejmě kolonizovány mutualistickými houbami již během pěstování v lesní školce. Na obou ošetřených variantách byly zjištěny plodnice vyššího počtu druhů hub v porovnání s kontrolou.

Vzhledem k orientačnímu charakteru sledování však nelze stanovit, zda se jedná o vliv mykorhizních přípravků.

Provedené půdní analýzy naznačují neutrální či mírně kyselou reakci a vysoké (někdy až nadlimitní) zásobení půdy živinami. Rovněž byly zaznamenány vysoké hodnoty kationtové výměnné kapacity, nasycení bázemi i obsahu organického uhlíku. Chemické vlastnosti půdy tedy odpovídají dřívějšímu zemědělskému využití a typu půdy. Půda má potenciál vznikající lesní porost dobře zásobovat živinami (SÁŇKA, MATERNA 2004). Zejména z počátku mohou malým stromkům činit potíže méně příznivé fyzikální vlastnosti půdy (zhutnění).

Pozemek byl zalesněn v rámci průběžné realizace série projektů souhrnně označovaných jako „Zelený pás kolem Prahy“. Víze zeleného pásu představuje ambiciózní a dlouhodobou iniciativu pražského magistrátu, jejímž úkolem je postupně propojit nynější plochy zeleně s nově vytvořenou strukturou lesů a parků a ve výsledku vytvořit kolem hlavního města co možná nejsouvislejší pás lesních porostů (POLENO 1985). Myšlenka vytvoření pásu zeleně se datuje již do začátku 20. století, ale realizace byla zpočátku pomalá, mimo jiné narážela na odpor vlastníků zemědělských pozemků, jak tehdy kritizoval spisovatel K. Čapek, který je považován za významného popularizátora této vize (ČAPEK 1926, 1927a, 1927b, 1928). Urychlení systematického „budování“ zeleného pásu nastává až v novém tisíciletí (Hl. m. Praha 2024).

## ZÁVĚR

Práce se zabývá studiem vlivu mykorhizních přípravků Symbivit a Ectovit na prosperitu vybraných druhů dřevin na zalesněné bývalé zemědělské (orné) půdě v lokalitě V Ladech (Praha – Horní Počernice). Během tří vegetačních sezón se na této lokalitě nepodařilo prokázat kladný účinek mykorhizních přípravků. Naopak, většina sledovaných parametrů je lepší na kontrolní variantě, což je patrně způsobeno nehomogenitou podmínek na antropogenně ovlivněných půdách. Je však možné, že s rostoucím věkem dřevin se vliv mykorhizních přípravků ještě kladně projeví. Na ploše s aplikací přípravku Ectovit byl zaznamenán mírně vyšší počet plodnic hub v porovnání s kontrolní plochou.

Z pestré směsi použitých dřevin vykazovaly nejlepší prosperitu modřín opadavý, třešeň ptačí a lípa srdčitá. Dobrou vitalitu zatím vyazuje i jilm habrolistý a jasan ztepilý; tyto dřeviny jsou však rizikové z fytopatologického hlediska. Naopak povýsadbový šok byl nejvíce patrný u douglasky tisolisté, borovice lesní, buku lesního a habru obecného. Nejvíce zastoupený dub letní je z hlediska ujmavosti a odrůstání průměrný až podprůměrný. Zalesňování s využitím směsi více druhů dřevin se jeví jako vhodné řešení, neboť zhoršená prosperita některých druhů neohrozí odrůstání a zapojování kultury jako celku.

## Poděkování

Příspěvek vznikl v rámci řešení výzkumného projektu NAZV OK 22020045 Potenciál geograficky nepůvodních druhů dřevin v lesním hospodářství ČR. Založení výzkumné plochy a její údržbou provádí organizace Lesy hl. m. Prahy. Autoři děkují Ing. Martinu Čížkovi z Magistrátu hl. m. Prahy za umožnění výzkumných šetření a doc. Vítězslavě Peškové za cenné rady, zejména za pomoc při determinaci plodnic hub. Příspěvek vznikl s využitím zázemí Výzkumné stanice Truba, Kostelec nad Černými lesy.

**LITERATURA**

- AGRESTI A., BINI M., BERTACCINI B., RYU E. (2008): Simultaneous confidence intervals for comparing binomial parameters. *Biometrics*, 64: 4: 1270–1275.  
<https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2008.00990.x>
- BALÁŠ M., TROJAN V., GALLO J., KUNEŠ I., PODRÁZSKÝ V. (2022): Použití mykorhizních přípravků pro překonání povýsadbového šoku u dřevin na bývalé zemědělské půdě v lokalitě Praha – Horní Počernice: předběžné výsledky po prvním vegetačním období. In: Sušková M. (ed.) *Lesné semenárstvo, škôľkarstvo a umelá obnova lesa 2022*. Zborník referátov z medzinárodnej konferencie. Liptovský Ján, 29.–30.6.2022, Združenie lesných škôľkarov Slovenskej republiky, Liptovský Mikuláš – Iľanovo, [s. 90–99], ISBN 978-80-972697-3-9, [110 s., nestránkované].
- BØRJA I., NILSEN P. (2009): Long term effect of liming and fertilization on ectomycorrhizal colonization and tree growth in old Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands. *Plant Soil*, 314: 109–119. DOI 10.1007/s11104-008-9710-5
- BRUNNER I., BRODBECK S. (2001): Response of mycorrhizal Norway spruce seedlings to various nitrogen loads and sources. *Environmental Pollution*, 114: 223–233.
- ČAPEK K. (1926): Reliéf Prahy. *Lidové noviny* 18. 4. 1926.
- ČAPEK K. (1927a): O tom zeleném pásu. *Národní práce*, 14. 7. 1927.
- ČAPEK K. (1927b): Stromy a město. *Lidové noviny*, 13. 11. 1927.
- ČAPEK K. (1928): Zelený pás. *Národní práce* 26. 1. 1928
- ČERNÝ K. (2011): Nebezpečné patogeny lesních dřevin *Phytophthora alni* a *Chalara fraxinea*: rozšíření, význam a možná rizika vyplývající z jejich zdomácnění. *Zpravidaj ochrany lesa*, 15: 71–75.
- ČHMÚ (2024): Historická data – meteorologie a klimatologie. Dostupné na: <<https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/zakladni-informace>>, [cit. 2024-07-01].
- ČÍZEK M., Magistrát hlavního města Prahy, Odbor ochrany prostředí, Oddělení péče o zeď, specialista lesního hospodářství.
- GRYNDLER M. et al. (2004): Mykorhizní symbióza; O soužití hub s kořeny rostlin. *Academia*, Praha, 366 s., ISBN 80-200-1240-0.
- HAY T.N., PHILLIPS L.A., NICHOLSON B.A., JONES M.D. (2015): Ectomycorrhizal community structure and function in interior spruce forests of British Columbia under long term fertilization. *Forest Ecology and Management*, 350: 87–95.
- Hlavní město Praha (2024): V Ladech – základní charakteristiky krajinného parku. Dostupné na: <<https://www.praha-priroda.cz/lesy/v-ladech/>>, [cit. 2024-02-29].
- HOBZA P., MAUER O., POP M. (2008): Current use of European beech (*Fagus sylvatica* L.) for artificial regeneration of forest in the airpolluted areas. *Journal of Forest Science*, 54: 4: 139–149.
- HOFMAN J. (1964): Pěstování douglasky. *Státní zemědělské nakladatelství*, Praha, 257 s.
- JAVŮREK M., VACH M. (2008): Negativní vlivy ztuhnutí půd a soustava opatření k jejich odstranění. *Výzkumný ústav rostlinné výroby*, Praha, ISBN 978-80-87011-57-7.
- JURÁSEK A., MARTINCOVÁ J., LEUGNER J. (2010): Manipulace se sadebním materiálem lesních dřevin od vyzvednutí ve školce až po výsadbu. *Lesnický průvodce*, 5/2010. VÚLHM, Strnady, 34 s., ISBN 978-80-7417-035-5, ISSN 0862-7657.
- KLAVIŇA D., LAZDIŇŠ A., BÄRDULE A., NIKOLAJEVA V., OKMANIS M., SKRANDA I., GAITNIEKS T., MENKIS A. (2016): Fine root development and mycorrhization in Norway spruce stands

- one year after fertilization with potassium sulphate and wood ash. *Journal of Forest Science*, 62: 1: 17–23. doi: 10.17221/93/2015-JFS
- KRIEGL H. (2002): Snaha o vypěstování některých cenných listnáčů a hospodářských dřevin výsadbou do smrkové mlaziny určené k postupné likvidaci. *Zprávy lesnického výzkumu*, 47: 195–198.
- KŠÍR J., BERAN F., PODRÁZSKÝ V., NOVOTNÝ P., DOSTÁL J., KUBEČEK J. (2015): Výsledky hodnocení mezinárodní provenienční plochy s douglaskou tisolistou (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb. /Franco) na lokalitě Hůrky v Jižních Čechách ve věku 44 let. *Zprávy lesnického výzkumu*, 60: 2: 104–114.
- KŘÍSTEK J., JANČAŘÍK V., MENTBERGER J., VICENA I., VOLNÝ S. (2002): Ochrana lesů a přírodního prostředí. *Matice lesnická*, Písek, s. 386, ISBN 80-86271-08-0.
- LEHTO T. (1994): Effects of soil pH and calcium on mycorrhizas of *Picea abies*. *Plant and Soil*, 163: 69–75.
- MENKIS A., VASILIAUSKAS R., TAYLOR A.F.S., STENLID J., FINLAY R. (2007): Afforestation of abandoned farmland with conifer seedlings inoculated with three ectomycorrhizal fungi – impact on plant performance and ectomycorrhizal community. *Mycorrhiza*, 47: 337–348.
- MYKO (2024): Myko atlas. Česká mykologická společnost. Dostupné na: <https://www.myko.cz/myko-atlas/>, [cit. 2024-02-29].
- NILSEN P., BØRJA I., KNUITSEN H., BREAN R. (1998): Nitrogen and drought effects on ectomycorrhizae of Norway spruce [*Picea abies* L.(Karst.)]. *Plant and Soil*, 198: 179–184.
- NOVÁK J., DUŠEK D., SLODIČÁK M. (2014): Pěstební opatření v oblasti chřadnutí smrku. In: Novák J., Dušek D. (eds.) Chřadnutí smrku v oblasti severní a střední Moravy. *Sborník ze semináře*, 14. 10. 2014, Budišov nad Budišovkou. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, 60 s., ISBN 978-80-7417-079-9, s. 36–42.
- PEŠKOVÁ V., SOUKUP F. (2006): Houby vázané na kořenové systémy: Metodické přístupy ke studiu. *Review. Zprávy lesnického výzkumu*, 51: 4: 279–286. ISSN 0322-9688.
- PEŠKOVÁ V., SOUKUP F. (2009): Srovnání rozvoje mykorhiz na krytých a exponovaných stanovištích horských smrčín. *Zprávy lesnického výzkumu*, 54: 3: 223–230.
- PEŠKOVÁ V., TUMA M. (2010): Ověření vlivu mykorhizního preparátu na růst a vývoj smrkových sazenic na LS Jablunkov. *Zprávy lesnického výzkumu*, 55: 3: 211–220.
- POLENO Z. (1985): *Příměstské lesy*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 176 s.
- QIAN X.M., KOTTKE I., OBERWINKLER F. (1998): Influence of liming and acidification on the activity of the mycorrhizal communities in a *Picea abies* (L.) Karst. stand. *Plant and Soil* 199: 99–109.
- R Core Team (2022): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.Rproject.org/>
- REPÁČ I., VENCURIK J., BALANDA M. (2011): Testing of microbial additives in the rooting of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) stem cuttings. *Journal of Forest Science*, 57: 12: 555–564.
- REPÁČ I., PAROBEKOVÁ Z., BELKO M. (2022): Ectomycorrhiza-hydrogel additive enhanced growth of Norway spruce seedlings in a nutrient-poor peat substrate. *Journal of Forest Science*, 68(5):170–181.
- SALEHI A., TABARI KOUCHAKSARAEI M., MOHAMMADI GOLTAPHEH E., SHIRVANY A., MIRZAEI J. (2016): Effect of mycorrhizal inoculation on black and white poplar in a lead-polluted soil. *Journal of Forest Science*, 62: 5: 223–228. doi: 10.17221/23/2016-JFS
- SÁNKA M., MATERNA J. (2004): Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. *Planeta, Odborný časopis pro životní prostředí*. 12: 11: 23–35. ISSN 1213-3393



- SOUKUP F., PEŠKOVÁ V., LANDA J. (2008): Mykologické poměry na zalesněných a nezalesněných půdách. Zprávy lesnického výzkumu, 53: 4: 291–300. ISSN 0322-9688.
- SOUSA N.R., FRANCO A.R., OLIVEIRA R.S., CASTRO P.M.L. (2014): Reclamation of an abandoned burned forest using ectomycorrhizal inoculated *Quercus rubra*. Forest Ecology and Management, 320: 50–55.
- SYMBIOM (2024a): Ectovit. Popis produktu. Dostupné na: <<https://eshop.symbiom.cz/ectovit/>>, [cit. 2024-03-10].
- SYMBIOM (2024b): Symbivit. Popis produktu. Dostupné na: <<https://eshop.symbiom.cz/symbivit-universal/>>, [cit. 2024-03-10].
- SZUBA A. (2015): Ectomycorrhiza of *Populus*. Forest Ecology and Management, 347: 156–169.
- ÚHÚL (2024): Portál mapových informací. Dostupné na: <<http://www.uhul.cz/mapy-a-data/katalog-mapovych-informaci>>, [cit. 2024-07-01].
- VULTERIN Z. (1949): Mykorhizy – skrytá soužití stromů a hub. Lesnická práce, 28: 6–7: 293–302.

## Sukcese dřevinné vegetace po odumřelých a následně shořelých smrkových porostech v národním parku České Švýcarsko

*Succession of woody species after dead and burn allochthonous Norway spruce stands in the Bohemian Switzerland National Park*

DANA VÉBROVÁ<sup>1,2</sup>, JIŘÍ KRÁSENSKÝ<sup>1</sup>, ANTONÍN MARTINÍK<sup>✉1</sup>

<sup>1</sup>Mendelova Univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav zakládání a pěstění lesů, Zemědělská 3, 613 00 Brno, ČR, ✉antonin.martinik@mendelu.cz

<sup>2</sup>Správa Národního parku České Švýcarsko, Oddělení monitoringu, Pražská 457/52, 407 46 Krásná Lípa, ČR

### Abstrakt

Príspevek pojednává o spontánní obnově po dvou smrkových porostech – mladším (stadium tyčoviny) a starším (stadium kmenoviny) v Národním parku České Švýcarsko. Oba porosty uschly mezi lety 2019–2020; v létě roku 2022 zde následně proběhl rozsáhlý požár. Monitoring obnovy zde proběhl opakovaně před i po požáru na 33 ploškách o velikosti 4 m<sup>2</sup>. Spontánní obnova břízy dominovala v těchto porostech jak před požárem, tak i po něm. Na požářišti je zmlazení břízy mnohem vitálnější, kdy zatímco rok po uschnutí porostu bylo na ploškách nalezeno 99 (starý porost), resp. 171 (mladý porost) semenáčků, necelý rok po požáru bylo na stejných ploškách zjištěno 966 (starý porost), resp. 1753 (mladý porost) nových semenáčků. Zatímco před požárem se v obnově uplatňoval i smrk, po požáru nikoliv.

**Klíčová slova:** disturbance; požářiště; *Betula pendula*; *Picea abies*

### Abstract

*This article discusses the spontaneous regeneration in two Norway spruce stands – a younger stand (pole stage) and an older stand (stem exclusion stage) in the Bohemian Switzerland National Park. Both stands died off between 2019 and 2020, and a large-scale wildfire subsequently occurred in the summer of 2022. Regeneration monitoring was conducted repeatedly before and after the fire on 33 plots, each 4 m<sup>2</sup> in size. Spontaneous birch regeneration dominated these stands both before and after the fire. On the burned site, birch regeneration was significantly more vigorous; while a year after the stand died off, 99 (older stand) and 171 (younger stand) seedlings were found on the plots, almost a year after the fire, 966 (older stand) and 1,753 (younger stand) new seedlings were recorded on the same plots. Whereas spruce regeneration was present before the fire, it was absent after the fire.*

**Keywords:** disturbances; forest fire; *Betula pendula*; *Picea abies*.

## ÚVOD PROBLEMATIKA A CÍL

Zákonem o ochraně přírody a krajiny je definováno, že je cílem péče o národní park (NP) zachování, nebo postupné zlepšení stavu ekosystémů, včetně zajištění nerušeného průběhu přírodních dějů v jejich přirozené dynamice na více než 50 % území, přičemž stav ekosystémů a odborný pohled Správy NP definuje, jak dlouho bude praktikován aktivní managementový přístup a v jakém stadiu a stavu jsou ponechány ekosystémy samovolnému vývoji (HÄRTEL et al. 2007; HÄRTEL et al. 2022). Stejně tak není blíže specifikováno, jakým způsobem bude cíl naplňován, zda aktivní obnovou v řádu desetiletí, či spontánními procesy, které postupně formují lesní ekosystémy až v horizontu několika staletí.

V prostředí Národního parku České Švýcarsko je situace specifická tím, že přirozenost lesních ekosystémů byla značně poznamenána předchozím dlouhodobým hospodářským využitím a porosty byly cílenou péčí založeny pro účel trvale udržitelného smrkového hospodaření (HÄRTEL et al. 2007).

Takto intenzivní, více než dvě století dlouhodobý lesnický management, v kombinaci s komplikovaným reliéfem a výraznou ekologickou plasticitou smrku, byl příčinou vzniku porostů s jeho výraznou dominancí, které se začaly místy až intenzivně spontánně obnovovat; současně se stále nižším poměrem zastoupení dalších druhů dřevin. Přirozená obnova striktně provázela spontánní prořezávání smrkových porostů, které výrazně stárly a začaly se potýkat s faktory, které stále silněji snižovaly jejich stabilitu. V případě oblasti Českého Švýcarska to jsou především nízké, teplé a vysychavé polohy, do kterých byl smrk zaveden, a stále častější a intenzivnější klimatické jevy (nárazové větry, srážkové chudé periody s vysokými teplotami) (HÄRTEL et al. 2007).

Snížení stability smrkových porostů se plně projevilo roku 2018, což zapříčinily extrémní klimatické podmínky, období vysokých teplot a srážkový deficit v jarním období, které navíc následovaly dva orkány. Ty zasáhly území v zimním období na přelomu roku 2017 a 2018 (VÉBROVÁ et al. 2019).

Rok 2018 byl prvním rokem rozsáhlé a několikaleté kůrovcové gradace, která postupně, mezi lety 2018 a 2022, zasáhla celé území národního parku a do jisté míry i jeho okolí.

V prvních letech byly některé porosty asanovány, napadené dříví bylo odváženo z porostů, tím vznikaly rozsáhlé holiny bez přirozených a zmírňujících struktur lesa, jako je stojící dříví či dřevní hmota ponechaná k zetlení. Následky asanace byly tím horší, čím byla nižší přirozenost porostu a jeho stav se blížil spíše stavu stejnověkého a monokulturního hospodářského lesa.

V roce 2019 rozhodla Správa NP o omezení destruktivní asanace porostů, zásahy postupně redukovala a až je na počátku roku 2020 zcela ukončila. Tím vznikla rozsáhlá plocha odumřelých a spontánně se rozpadajících smrčín, ve kterých byla pozměněnými stanovištními podmínkami iniciovaná sekundární sukcese na celém spektru stanovišť vyskytujících se v Českém Švýcarsku a v různém poměru s již před kůrovcovou gradací vzniklou přirozenou obnovou lesa (VÉBROVÁ 2020).

Téměř kompletně byly zredukovány reprodukční zdroje smrku, semenná banka smrku se během dvou let vyčerpala a do obnovy začaly, i s ohledem na intenzitu disturbančního procesu, vstupovat pionýrské dřeviny, v tomto případě především bříza (VÉBROVÁ 2020).

Během této změny stavu lesních porostů bylo rozhodnuto o diferenciaci přístupu k péči o lesní ekosystémy a byla vyčleněna kompaktní oblast v centrální zóně národního parku, kde

byly zcela upřednostněny spontánní procesy a tím byl ukončen obnovní management na přibližně polovině území NP. Tím byl v této části národního parku naplněn dlouhodobý cíl, který je definován jako zajištění nerušeného průběhu přírodních dějů (HARTEL et al. 2022).

Cílem předkládané studie je shrnout výsledky monitoringu sukcese dřevinného patra ve dvou experimentálních porostech lokalizovaných v NP České Švýcarsko, v nichž proběhla kůrovcová gradace a které následně prošly požárem. Současně výsledky studie zajistí dílčí vhled do sledování vývoje lesních ekosystémů, které se po disturbancích formovaly pouze přírodními procesy a v současné době zaujímají více než poloviční část území národního parku.

## MATERIÁL

### Experimentální porosty

Šetření proběhlo v NP České Švýcarsko, konkrétně v lokalitě Pravčický důl. Porosty jsou situované na levé straně lesní cesty, ve dnové části kaňonovitého údolí v rovinatém až mírně svažitém terénu. Experimentální porosty tedy leží ve dnové části údolí, kde není vyhraněná expozice vůči světovým stranám, údolí je však orientováno SV–JZ směrem. Skalní kaňon je tvořen druhohorními pískovci, údolí je lemováno skalními stěnami.

Porosty jsou lokalizovány v jedné z nejnižší položených teplejší částí NP, v okolí Pravčické brány, kde byla část lesních porostů, konkrétně Pravčický důl, bez provedených managementových zásahů a jednalo se o porosty, které byly převážně stejnověké, kde byla naakumulovaná vysoká porostní zásoba, plné zakmenění, v porostech byla často horšími vlhkostními a světelnými podmínkami blokována přirozená obnova a byly téměř či zcela bez podrostu – bez další etáže. Rozdíl mezi srovnávanými lokalitami byl dán věkem smrkových porostů (406 D 5b a 406 C 9a – Tab 1.).

Experimentálními porosty jsou alochtonní, uměle založené smrkové monokultury, jeden ve stadiu kmenoviny (označení A), druhý ve stadiu tyčoviny (označení B) – viz Tab. 1.

Výraznou změnou výše popsaného stavu byla série disturbancí, kdy byly porosty nejdříve zasaženy kůrovcovou gradací a během dvou let, roku 2019 a 2020, postupně odumřely. Správa NP v této lokalitě neprovedla asanační ani jiný zásah a kompletní smrková hmota zde byla ponechána jako stojící odumřelý porost k samovolnému rozpadu. Poté v létě roku 2022 následovala požárová disturbance, při které kompletně shořelo odumřelé smrkové patro a byla redukována dosud nerozložená smrková hrabanka.

Porosty se nachází v zóně přírodě blízké, ačkoliv v hodnocení přirozenosti dle metodiky hodnocení přirozenosti lesů (VRŠKA et al. 2017) byly hodnoceny jako významně pozměněné a byly do zóny přírodě blízké přičleněny s předpokladem ovlivnění zdroji z autochtonních porostů v blízkosti, ve svahu nad experimentálními porosty.

### Popis porostu dle LHP

#### A) kmenovina 406 C a 9a

LT: 5K

Zastoupení v %: SM 94, MD 1, BK 1, BR 4.; obj. středního kmene SM: 0,45 m<sup>3</sup>; střední výška 23 m; výč. tl. 23 cm, věk 83 let – v době odumření porostu cca 85 let; zakmenění 9

Zásoba SM: 376 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>

**B) tyčovina 406 D b 5b** (vybrána homogenní smrková část porostu)

LT – 5K

Zastoupení v %: SM 100, obj. středního kmene SM 0,15 m<sup>3</sup>; výč. tl. 16 cm; střední výška 17 m; věk 43 let; v době odumření ca 45 let; zakmenění 10Zásoba SM: 265 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>**METODY**

Na podzim roku 2021 byla v obou experimentálních porostech založena inventarizační síť 33 bodů v rozestupu 5 × 5 m ve třech 50 m dlouhých liniích po 11 bodech. Síť bodů slouží jako východisko inventarizace obnovy, která proběhla na kruhových ploškách o velikosti 4 m<sup>2</sup>.

Při inventarizaci se zjišťoval druh dřeviny, jejich početnost, výška a poškození zvěří, jehož analýza není součástí tohoto sdělení. První inventarizace proběhla při vytyčení plochy – v již suchých porostech cca rok po jejich odumření (září 2021); druhá se uskutečnila po požáru v říjnu r. 2022; třetí inventarizace proběhla v červnu r. 2023 a poslední inventarizace v dubnu 2024.

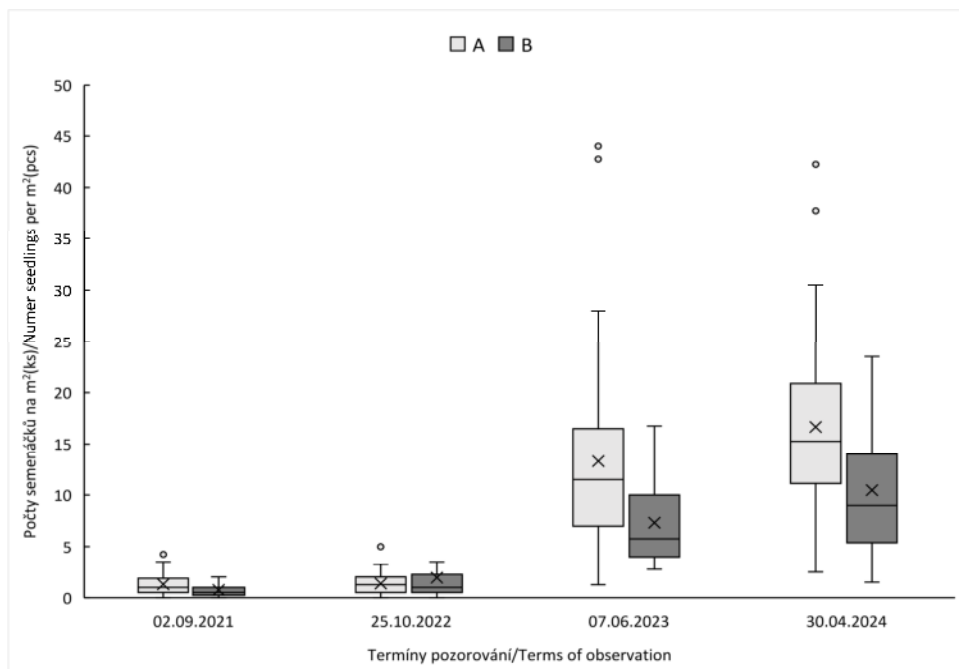
K popisu struktury experimentálních porostů byla při první inventarizaci v porostech konkrétně na ploše vymezené krajními liniemi, tedy na ploše 10 × 50 zjištěna výčetní tloušťka všech vyskytujících se stromů. Pro vybrané vzorníky byla zjištěna také jejich výška (Tab. 1).

**Tab. 1:** Základní charakteristiky zájmových porostů**Tab. 1:** Basic characteristic of experimental stands

Porost <sup>1</sup>	GPS <sup>2</sup>	Věk <sup>3</sup> [roky]	Stadium <sup>3</sup>	DBH [cm ± SD]	H [m]	N [ks.ha <sup>-1</sup> ]	G [m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> ]
<b>A</b>	50.8811878N	83	Kmenovina	32,29 ± 7,86	28,6	540	46,8310
	14.2878089E		Large-diameter stand				
<b>B</b>	50.8818681N	42	Tyčovina	19,15 ± 4,05	19,0	1 240	37,2992
	14.2883747E		Pole-stage stand				

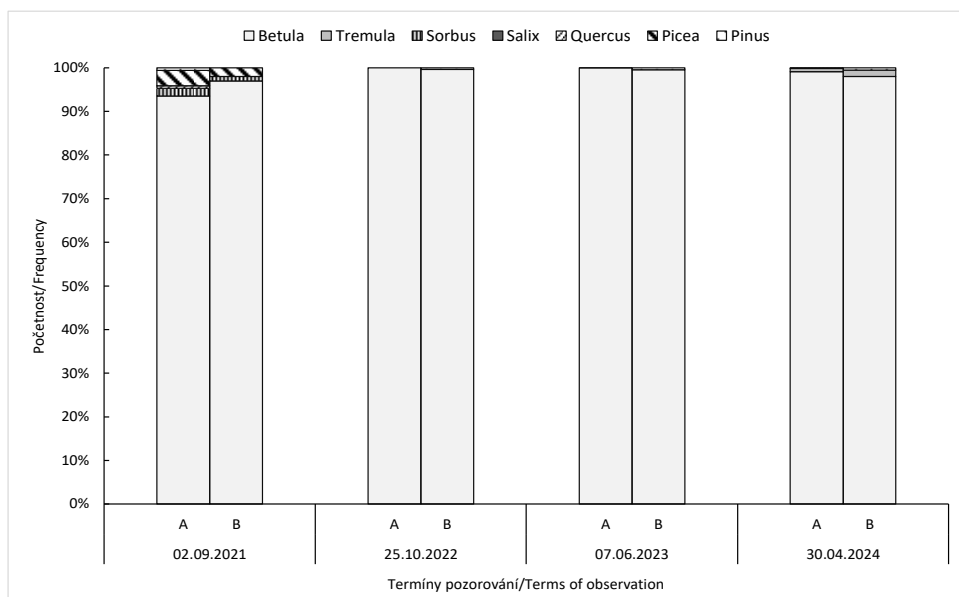
<sup>1</sup>stands, <sup>2</sup>GPS, <sup>3</sup>age (years), <sup>4</sup>stadium**VÝSLEDKY**

Již rok po uschnutí zájmových smrkových porostů zde byla zjištěna spontánní obnova, která je tvořena především břízou (Obr. 1, 2). Objevuje se zde ale i smrk, borovice, jeřáb, a dokonce i dub (obr. 2). Z celkového počtu zjištěných semenáčků (99 ks ve starém porostu, resp. 171 ks v mladém porostu) zde byly zjištěny pouze tři starší semenáčky, a to v porostu mladším (smrk a borovice). Výška jednoletých semenáčků břízy byla obvykle kolem 1 cm, výjimečně zde bylo možné nalézt i semenáčky s výškou až 10 cm. Po proběhlém požáru v létě následujícího roku, kdy veškerá obnova shořela, se zde již na podzim tohoto roku začínají objevovat nové semenáčky břízy, případně i borovice (Obr. 2).



**Obr. 1:** Počet semenáčků (ks/m<sup>2</sup>) pro jednotlivé termíny měření a zájmové porosty.

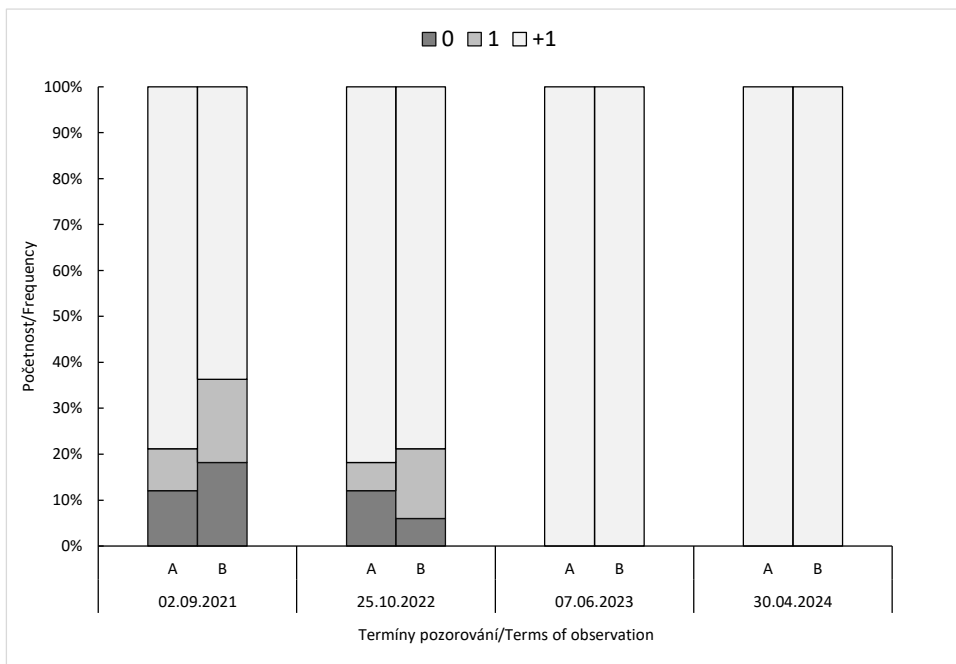
**Fig. 1:** Number of seedlings (psc/ha) for experimental stands and term of observation.



**Obr. 2:** Zastoupení dřevin v obnově pro jednotlivé termíny a porosty.

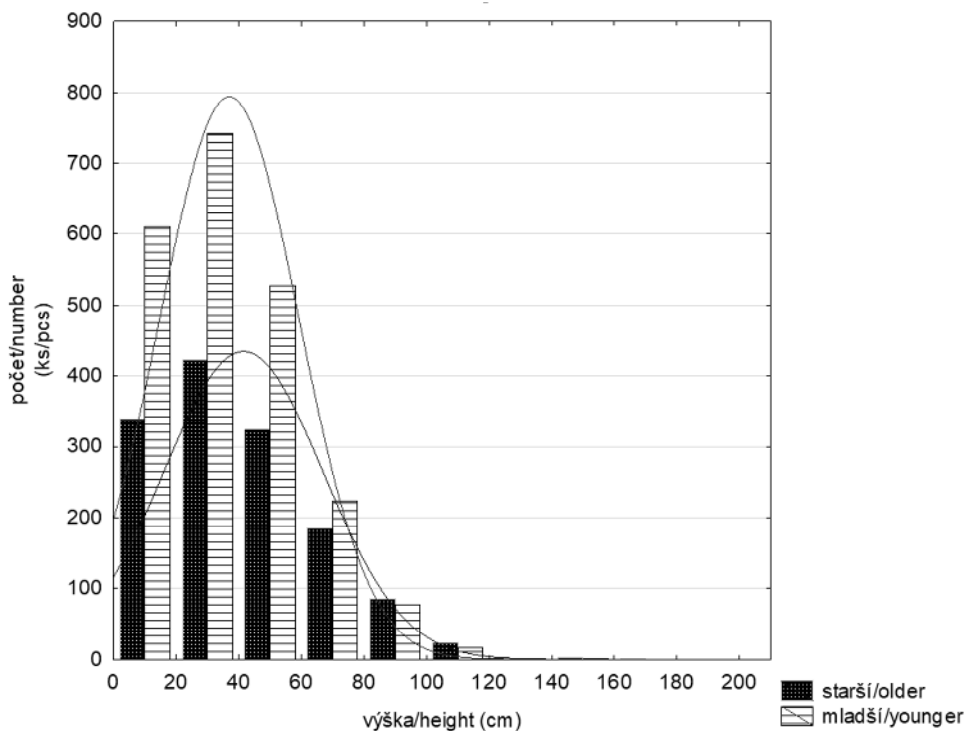
**Fig. 2:** Species composition in regeneration for experimental stands and term of observation.

Vliv požáru, a tedy i změny substrátu se plně projeví na jaře následujícího roku, kdy má obnova plošný charakter. Obsazeny jsou všechny plošky (Obr. 3). Ve starším porostu bylo zjištěno celkem 966 semenáčků, z toho pouze čtyři byly borové, zbytek tvořila bříza. V porostu mladším byl zjištěn jeden borový semenáček a 1 753 semenáčků břízy. V následujícím období byl zaznamenán opět nárůst semenáčků, kdy v mladším porostu bylo zjištěno celkem 2 200 semenáčků, v porostu starším 1 383. Kromě břízy a borovice se zde začíná objevovat osika a také jeřáb (Obr. 2). Výška březových semenáčků je při posledním šetření velice variabilní, převažují jedinci mezi 20–60 cm, najdeme zde ale i jedince vyšší než 120 cm (Obr. 4).



**Obr. 3:** Obsazenost plošek semenáčky pro porosty a termíny.

**Fig. 3:** Occupancy of patches by seedlings in experimental stands in terms of observation.



**Obr. 4:** Histogram četnosti obnovy dřevin ve výškových třídách pro starší a mladší porost při posledním měření (30. 4. 2024).

**Fig. 4:** Frequency of regeneration in height classes for experimental stands and last term of observation (April 30, 2024).

## DISKUZE

Bříza bělokorá je pionýrská dřevina, která dominantně nastupuje po rozpadu nepůvodních smrkových porostů (ZAKOPAL 1955; HUTH 2009; MARTINÍK et al. 2017). Uvedené se potvrdilo také při našich šetřeních, kdy v zastoupení dřevin následné obnovy v suchých smrkových porostech dominovala právě tato dřevina. Pouze vtroušeně zde byly zaznamenány další běžně se vyskytující druhy v post-kalamitních oblastech po alochtonních smrčínách – smrk, jeřáb, borovice, osika (MARTINÍK et al. 2017). Spontánní obnova v suchých smrkových porostech nebývá častým předmětem výzkumu. Na živných stanovištích vzhledem k ekologickým vlastnostem těchto situací nacházíme obecně zhoršené podmínky pro spontánní obnovu dřevin pionýrských (KRÁSENSKÝ 2022). V zájmových porostech reprezentujících kyselá stanoviště se semenáčky břízy objevují již před požárem; slabší intenzita nástupu buřeně tak na rozdíl od živných stanovišť zde není výrazným limitem spontánní obnovy.

Proběhnuvší požárová disturbance měla za následek jednak likvidaci veškeré obnovy, jednak zlepšila ekologické podmínky pro vzházení břízy, a to zejména úbytkem či odstraněním nerozloženého smrkového jehličí (VÉBROVÁ 2020). Jehličnatá hrabanka je bariérou mezi semeny malé velikosti a minerální půdou a tam, kde na svazích nedochází k jejímu narušení, například splavováním povrchovou vodou, trvá několik let, než se rozloží.



Mladé rostliny břízy se po požáru objevují již během podzimu, což u tohoto druhu nebývá časté (MARTINÍK 2014). Nárůst početnosti semenáčků v průběhu dalšího roku a půl tuto domněnku dále potvrzuje. Úbytek nerozložené organické hmoty (hrabanky), příznivé vlhkostní poměry, dostatek živin uvolněných požárem a snížená kompetice buřeně na těchto stanovištích jsou zásadní faktory umožňující rozvoj obnovy i v následujících letech. To je podstatný rozdíl od holin na živných stanovištích, kde je rozhodující obvykle první rok po disturbanci, v dalších letech dochází spíše k poklesu početnosti obnovy než k jejímu nárůstu (MARTINÍK 2014; SEKANINA 2015; SOUČEK 2021).

Spektrum dřevin v obnově na požářišti je blízké složení, které bylo zjištěno před 17 lety, kdy požár v roce 2006 sežehl 18 ha lesa na pískovcovém skalnatém ostrohu u Jetřichovic na Havraní skále. Na počátku sledovaného období byla obnova tvořena zejména břízou spp., topolem osikou a vrbou jívou (HOLÍK et al. 2023). Zasažena byla především lesní společenstva borů s bukem, která se nacházela v době požáru v přírodě blízkém stavu, a další přimíšené dřeviny, např. smrk. Konkrétně se jednalo o typologické jednotky 0Y4 (skeletový bukový bor), 4N6 (kamenitá kyselá bučina) a 4Y2 (skalnatá bučina s borovicí). Výsledky z tohoto „starého“ požářiště ukázaly na nižší kompetici borovice a osiky, která byla pravděpodobně způsobena i koncentrovaným tlakem zvěře, která zde využila výjimečně příhodných podmínek v porovnání s okolními ekosystémy, zejména lepší potravní nabídky a úkrytových možností. Ačkoliv se jednalo o lokalitu, v jejímž blízkosti se nacházejí turistické trasy a cíle, samotné obnovující se spáleniště se brzy stalo téměř neprůniknutelným z důvodu nárůstu hustého zmlazení a postupně padajících stromů. Vzhledem k podstatně většímu rozsahu současného požářiště, které se takto intenzivně spontánně obnovuje a podobném trendu vývoje v post-kůrovcových plochách, kde narůstá také značné množství bylinné i stromové vegetace, lze v tomto ohledu očekávat příznivější situaci. Rozsah současného požářiště přitom bude mít nepochybně vliv i na budoucí dřevinnou skladbu lesa přechodného, kde lze očekávat nižší zastoupení smrku.

## ZÁVĚR

Proběhnuvší požárová disturbance měla zásadní vliv na průběh spontánní obnovy po odumřelých smrkových porostech. Požárem zmizela veškerá obnova, která se zde objevila před touto disturbancí. Na stranu druhou se výrazně zlepšily podmínky pro následnou spontánní obnovu, v níž opět dominuje bříza. Smrk, který se zde objevil před požárem, se v následné obnově doposud neuplatnil.

### Poděkování

článek vznikl díky podpoře projektu TAČR: Centrum pro krajinu a biodiverzitu „DivLand“.

## LITERATURA

- HÄRTEL H., ŠTEFLOVÁ D., DROZD J. (2007): Plán péče o NP České Švýcarsko, Správa NP České Švýcarsko.
- HÄRTEL H. et al. (2022): Návrh zásad péče o NP České Švýcarsko, Správa NP České Švýcarsko.

- HOLÍK J. et al. (2023): Stručné shrnutí vývoje sekundární sukcese na požářišti Havraní skála. Zpráva z projektu Odbor ekologie lesa, Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, Brno, 5 s.
- HUTH F. (2009): Untersuchungen zur Verjüngungsökologie der Sand-Birke (*Betula pendula* Roth). Dissertation. Dresden, Technische Universität, 383 s.
- KRÁSENSKÝ J. (2022): Přirozená obnova po odumřelém smrkovém porostu na Školním lesním podniku „Masarykův les“ Křtiny. Diplomová práce, LDF Mendelu v Brně, 89 s.
- MARTINÍK A. (2014): Obnova lesa siji břízou – zkušenosti ze smrkového porostu po větrné kalamitě. Zprávy lesnického výzkumu, 59: 1: 35–39.
- MARTINÍK A., ADAMEC Z., KREJZA J. (2017): Struktura, produkce a stabilita mladých porostů s převahou břízy a osiky vzniklých sukcesí po alochtonním smrku v oblasti Nížkého Jeseníku. Mendelova univerzita v Brně, 68 s. ISBN 978-80-7509-482-7.
- SEKANINA J. (2015): Obnova jedle a přípravných dřevin na kalamitní holině. Bakalářská práce. LDF, Mendelova univerzita v Brně, 86 s.
- SOUČEK J. (2021): Potenciál přirozené obnovy pionýrských druhů dřevin – review. Zprávy lesnického výzkumu, 66: 3: 188–196.
- VÉBROVÁ J., HOLEŠINSKÁ J., HÄRTEL H. (2019): Kůrovcová gradace v Národním parku České Švýcarsko v kontextu dlouhodobých cílů národního parku. In: Matějka K. (ed.), Sborník k semináři Lesník 21. století, most mezi ekologií lesa a potřebami společnosti. Kašperské Hory 24. 10. 2019, s. 33–41.
- VÉBROVÁ D. (2020): Dvacetiletá cesta od kulturních lesů k přirozeným procesům. Ochrana přírody: 75: 5: 12–14.
- VRŠKA T. et al. (2017): Metodika stanovení přirozenosti lesů v ČR 2020. VÚKOZ, Odbor ekologie lesa, Brno, 34 s.
- ZAKOPAL V. (1955): Zlepšené způsoby zalesňování rozsáhlých kalamitních holin na Křivoklátsku. Práce výzkumných ústavu lesnických, 8: 7–42.

## Rastová dynamika prirodzenej obnovy v trvalo rôznovekých lesoch 4. až 7. lesného vegetačného stupňa

*Growth dynamics of natural regeneration in permanently uneven-aged forests  
of the 4<sup>th</sup> to 7<sup>th</sup> forest vegetation zones*

JAROSLAV VENCURIK<sup>1</sup>✉, MICHAL BOŠELA<sup>2</sup>, PETER JALOVIAŘ<sup>1</sup>,  
ANNA PETROVÁ<sup>1</sup>, STANISLAV KUCBEL<sup>1</sup>

Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra pestovania lesa,  
T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, SR, ✉jaroslav.vencurik@tuzvo.cz

<sup>2</sup>Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra plánovania lesných zdrojov  
a informatiky, Masarykova 24, 960 01 Zvolen, SR

### Abstrakt

Štúdia analyzuje svetelné podmienky, distribúciu a rast odrastenej prirodzenej obnovy drevín (výška > 130 cm; hrúbka  $d_{1,3} \leq 4$  cm) na sérii 241 výskumných plôch v jedenástich štruktúrne diferencovaných lesných porastoch lokalizovaných v nadmorskej výške 500 až 1440 m n. m. Zmiešané horské porasty vykazovali výrazne menšie rozpätie relatívneho slnečného žiarenia (3–39 %) ako prevažne smrekové vysokohorské porasty (4–65 %). Žiarenie pritom ovplyvňovalo distribúciu prirodzenej obnovy len vo veľmi obmedzenej miere. Výškový rast obnovy smreka a jedle súvisel významne pozitívne s nepriamym žiarením a hrúbkou jedincov, ale nie s priamym žiarením, bočnou konkurenciou alebo nadmorskou výškou. Pri relatívne nízkej intenzite nepriameho žiarenia v horských porastoch rástla jedľa rýchlejšie ako smrek.

**Kľúčové slová:** trvalo rôznoveký les; svetelné podmienky; dorast; smrek; jedľa

### Abstract

*This study analyzes light conditions, distribution and growth of recruitment (height > 130 cm; dbh  $\leq 4$  cm) on a series of 241 research plots in eleven structurally differentiated forest stands distributed at elevations between 500 and 1440 m a.s.l. Mixed stands in the montane belt exhibited a significantly lower range of relative solar radiation (3–39%) than spruce-dominated stands of the subalpine belt (4–65%). However, the light was confirmed to impact recruitment distribution only to a limited extent. Height increment of spruce and fir recruitment was positively correlated with diffuse radiation and stem diameter of individuals, but not with direct light, neighbourhood competition, or elevation. Under the relatively low light levels in montane belt stands, fir was able to grow faster than spruce.*

**Keywords:** permanently uneven-aged forest; light conditions; recruitment; spruce; fir

## ÚVOD A PROBLEMATIKA

V Európe je možné v posledných desaťročiach pozorovať rastúci záujem o pestovanie trvalo rôznovekých lesov. Predpokladá sa, že porasty s diferencovanou štruktúrou a pestrejším drevinovým zložením budú v meniacich sa podmienkach prostredia predstavovať ekologicky i ekonomicky stabilnejšiu alternatívu k rovnovekým monokultúram (HILMERS et al. 2020). Výskyt trvalo rôznovekých lesov je viazaný predovšetkým na horské a vysokohorské oblasti s nadmorskou výškou 600 až 1400 m n. m (PRETZSCH et al. 2015). Vytváranie viacvrstvových porastových štruktúr v týchto oblastiach je možné vďaka schopnosti drevín ako smrek, jedľa alebo buk znášať dlhodobé zatienenie a intenzívne prirastať po následnom uvoľnení až do relatívne vysokého veku. Samotný proces štrukturalizácie je tu pritom podmienený ich nepretržitou prirodzenou obnovou. Komplexnejšie poznatky o distribúcii a raste prirodzenej obnovy týchto drevín v celom vegetačnom gradiente však stále chýbajú. Vyplnenie tejto medzery je žiadúce zvlášť v prípade odrastenej prirodzenej obnovy, ktorá už bezprostredne vykryva straty stromov overstory spôsobené ich poškodením, autoredukciou alebo výškovými presunmi (SCHÜTZ 2001).

Prežívanie a odrastanie vyspelej prirodzenej obnovy riadia predovšetkým svetelné pomery a konkurencia stromov (DĂNESCU et al. 2018). Vo všeobecnosti obnova smreka preferuje miesta s vyššou intenzitou žiarenia. Podobne buk aj napriek vysokej tolerancii na zatienenie je typickou drevinou medzier. Naopak výskyt vyspelej obnovy jedle je viazaný skôr na mikrostanovištia s nižšou intenzitou žiarenia (STANCIOIU, O'HARA 2006). Niektoré výskumy v posledných rokoch však spochybňujú významný vplyv svetla, resp. lokalizácie porastových medzier na distribúciu obnovy týchto drevín v štruktúrne diferencovaných porastoch (PALUCH 2005; DĂNESCU et al. 2018). Mozaika svetelných podmienok je tu často málo kontrastná na to, aby výraznejšie ovplyvňovala distribúciu drevín. Vzniká tak otázka do akej miery je pozorované priestorové rozmiestnenie vyspelej obnovy drevín v trvalo rôznovekých lesoch prepojené s lokálnou štruktúrou porastu a intenzitou žiarenia.

Pri obmedzených svetelných podmienkach v porastoch s diferencovanou štruktúrou prežíva veľká časť jedincov prirodzenej obnovy smreka a jedle na hranici svojho existenčného minima, ktoré zodpovedá približne 5 až 10 % relatívneho žiarenia (JAWORSKI 2011). Silné zatienenie výrazne spomaľuje ich výškový rast. V takýchto podmienkach vykazuje jedľa obyčajne väčšie výškové prírastky ako smrek. So zvyšujúcou sa intenzitou žiarenia sa však výškový rast obnovy postupne zrýchľuje a smrek začína prerastať jedľu (STANCIOIU, O'HARA 2006). Okrem výškového rastu reagujú obe dreviny na zmeny svetelného režimu aj radom morfológických a fyziologických adaptácií asimilačného aparátu. To môže mať zásadný vplyv na príjem svetla, a tým aj na ich konkurencieschopnosť (BALANDIER et al. 2022).

Cieľom tejto štúdie bolo (1) analyzovať distribúciu vyspelej prirodzenej obnovy vo vzťahu k porastovým charakteristikám a svetelným podmienkam (2) kvantifikovať mieru vplyvu svetelných podmienok a bočnej konkurencie na výškový rast obnovy smreka a jedle.

## MATERIÁL A METODIKA

Štúdia bola realizovaná v jedenástich štruktúrne diferencovaných lesných porastoch nachádzajúcich sa v nadmorskej výške 500 až 1440 m (Tab. 1). Viac alebo menej diferencovaná štruktúra porastov bola výsledkom dlhodobého výberkového hospodárenia alebo cielenej prebudovy na výberkový les. V prípade objektov BAH a POL sa jednalo o zachovalé fragmenty smrekového prírodného lesa. Geologické podložie skúmaných porastov

bolo tvorené širokým spektrom vyvretých (žula, andezit), metamorfovaných (fylit, rula) a sedimentárnych hornín (ilovce, pieskovce, kremence). Z pôdnych typov boli zastúpené kambizeme (STA, MNI, PIL, TAN, PAR) a vo vyšších horských polohách aj podzoly (DOA, DOB, DOC, PRA, BAH) a andozeme (POL). Priemerná ročná teplota sa pohybovala od 2–3° C (BAH) do 6,5–7° C (STA) a priemerný ročný zrážkový úhrn od 550–650 mm (MNI, PIL) do 1550–1650 mm (BAH). Prevládali skupiny lesných typov *Fageto-Abietum* (STA, MNI, PIL, TAN), *Fagetum abietino-piceosum* (PAR), *Piceetum abietinum* (DOA, DOB, DOC), *Sorbeto-Piceetum* (PRA, BAH, POL; ZLATNÍK 1976). V drevinovom zložení zmiešaných horských porastov (STA, MNI, PIL, TAN, DOA, DOB, DOC, PAR) sa popri smreku obyčajnom (*Picea abies* [L.] Karst.) a jedli bielej (*Abies alba* Mill.) uplatňovali najmä dreviny borovica lesná (*Pinus sylvestris* L.), smrekovec opadavý (*Larix decidua* Mill.) a buk lesný (*Fagus sylvatica* L.). Vo vysokohorských porastoch (PRA, BAH, POL) už výrazne dominoval smrek.

Zber údajov pre analýzu štruktúry porastov a prirodzenej obnovy sa uskutočnil na sérii 241 výskumných plôch. Každá výskumná plocha sa skladala z dvoch koncentrických kruhov s polomerom 12,62 m a 5,64 m (500 a 100 m<sup>2</sup>). Na kruhoch s plochou 500 m<sup>2</sup> sme zisťovali hrúbky všetkých stromov (hrúbka  $d_{1,3} > 4$  cm) a druh dreviny. Druh dreviny, hrúbka a výšky všetkých jedincov odrastenej obnovy (výška  $> 1,3$  m, hrúbka  $d_{1,3} \leq 4$  cm) boli zisťované na kruhoch s plochou 100 m<sup>2</sup>.

Pre detailné rastové analýzy bolo z nepoškodených evidovaných jedincov obnovy vybraných 508 smrekov a 438 jedlí tak, aby pokrývali celý rozsah svetelných a konkurenčných podmienok. Na vybraných jedincoch sme zisťovali druh dreviny, hrúbku, výšku, výškové prírastky za posledné tri roky a dĺžku živej časti korún. Následne boli vypočítané tieto odvodené charakteristiky: priemerný výškový prírastok za posledné 3 roky, relatívny výškový prírastok (priemerný výškový prírastok/výška jedinca  $\times 100$ ), relatívna dĺžka koruny (dĺžka živej časti koruny/výška jedinca  $\times 100$ ). Zisťovaná bola aj miera bočnej konkurencie. Za konkurentov boli považované všetky jedince obnovy s výškou  $> 1/3$  výšky vybraného jedinca, ktoré sa nachádzali vo vnútri kruhu s polomerom 2 m. Na všetkých konkurentoch sa merala ich výška, šírka koruny a vzdialenosť k vybranému jedincovi. Intenzita konkurencie bola následne kvantifikovaná konkurenčným indexom podľa BIGING, DOBBERTIN (1995). Diverzita drevín v obnove bola kvantifikovaná pomocou Shannon-Wienerovho indexu (SHANNON 1948).

Za účelom kvantifikácie svetelných podmienok na výskumných plochách boli v ich strede vyhotovené hemisférické snímky vo výške 4 m nad povrchom zeme (horná výška odrastenej obnovy). Navyše, pre účely detailných rastových analýz boli hemisférické snímky zhotovené aj priamo nad vegetačným vrcholom všetkých vybraných jedincov obnovy. Na snímkovanie bol použitý systém Mid-OMount 10MP firmy Régent Instruments Inc. a teleskopický statív. Svetelné podmienky boli následne kvantifikované relatívnymi hodnotami priameho, nepriameho a celkového žiarenia.

Na vyrovnanie hrúbkových početností stromov v skúmaných porastoch bola použitá kombinácia dvoch Weibulových funkcií (sedemparametrická forma). Vhodnosť použitia danej funkcie bola testovaná prostredníctvom  $\chi^2$  testu dobrej zhody.

**Tab. 1:** Základné charakteristiky výskumných objektov.**Tab. 1:** Basic characteristics of research objects.

Lokalita <sup>1</sup>	Zemep. šírka <sup>2</sup> [°N]	Zemep. dĺžka <sup>3</sup> [°E]	Nadmorská výška <sup>4</sup> [m n. m.]	Geologické podložie <sup>5</sup>	Počet stromov <sup>6</sup> [N ha <sup>-1</sup> ]	Kruhovú základňa <sup>7</sup> [m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> ]	Počet jedincov obnovy <sup>8</sup> [N ha <sup>-1</sup> ]
STA	49° 19	20° 49	500–570	ílovce <sup>9</sup>	966 ± 57	30 ± 2	778 ± 220
MNI	48° 47	20° 48	500–580	fylit, rula <sup>10</sup>	832 ± 56	41 ± 1	1517 ± 221
PIL	48° 46	20° 48	550–640	fylit, rula	898 ± 62	41 ± 1	2402 ± 332
TAN	49° 23	19° 09	860–930	ílovce	212 ± 16	35 ± 3	3029 ± 427
DOA	48° 52	19° 14	900–940	žula <sup>11</sup>	1775 ± 274	45 ± 2	2093 ± 243
DOB	48° 52	19° 14	910–940	žula	1085 ± 99	42 ± 2	1610 ± 221
DOC	48° 52	19° 14	920–950	žula	1256 ± 73	43 ± 3	1792 ± 273
PAR	49° 20	19° 10	940–990	ílovce	251 ± 14	46 ± 2	2274 ± 301
PRA	48° 52	19° 18	1210–1420	kremence <sup>12</sup>	722 ± 119	35 ± 3	231 ± 80
BAH	49° 33	19° 30	1260–1350	ílovce	166 ± 32	39 ± 5	179 ± 68
POL	48° 38	19° 28	1310–1440	andezit <sup>13</sup>	295 ± 33	40 ± 3	264 ± 95

Vysvetlivky (*captions*): STA (Starina), MNI (Mníšek), PIL (Píla), TAN (Tanečník), DOA (Donovaly A), DOB (Donovaly B), DOC (Donovaly C), PAR (Paráč), PRA (Prašivá), BAH (Babia hora), POL (Poľana)

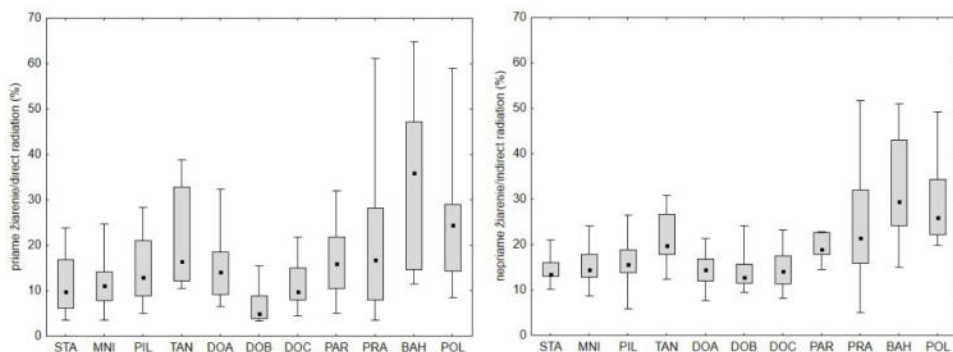
<sup>1</sup>locality, <sup>2</sup>latitude, <sup>3</sup>longitude, <sup>4</sup>elevation, <sup>5</sup>bedrock, <sup>6</sup>number of trees, <sup>7</sup>basal area of trees, <sup>8</sup>recruitment density, <sup>9</sup>claystones, <sup>10</sup>phyllite, gneiss, <sup>11</sup>granite, <sup>12</sup>orthoquartzite, <sup>13</sup>andesite

Na kvantifikáciu vzťahov medzi testovanými premennými boli v prvom kroku použité Pearsonove korelácie. Premenné, ktoré vykazovali štatisticky významné korelácie s jednotlivými charakteristikami obnovy boli vybrané na ďalšie analýzy. Následne boli v balíku „mgcv“ R (WOOD 2017) použité zmiešané modely spoločného účinku vybraných premenných porastu a svetla na výškový prírastok.

## VVÝSLEDKY A DISKUSIA

V skúmaných porastoch sa priemerná početnosť stromov pohybovala od 166 ks.ha<sup>-1</sup> (BAH) do 1775 ks.ha<sup>-1</sup> (DOA) a kruhová základňa od 30 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (STA) do 46 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (PAR; Tab. 1). Najvhodnejšou funkciou na modelovanie empirického rozdelenia hrúbkových početností bola vo všetkých porastoch sedemparametrická Weibullova funkcia.

V trvalo rôznovekých lesoch môže byť prienik svetla cez koruny stromov značne obmedzený (SCHÜTZ 2001), čo zvlášť v prípade horských zmiešaných porastov potvrdili aj naše výsledky (Obr. 1). Napriek tomuto konštatovaniu mediánové hodnoty nepriameho žiarenia v zmiešaných porastoch pohybujúce sa v intervale 13 až 20 % prevyšovali hodnoty tohto parametra (4–7 %) uvádzané v niektorých štúdiách z jedľovo-smrekových (bukových) výberkových a prírodných lesov (BONCINA et al. 2002; DIACI, FIRM 2011). Tieto rozdiely je možné vysvetliť väčšou výškou snímkovania (4 m), a pri viacerých porovnaníach aj menším podielom buka, resp. menším počtom stromov v skúmaných zmiešaných porastoch. Ešte vyššie relatívne hodnoty žiarenia boli zistené vo vysokohorských smrekových porastoch ako dôsledok ich medzernatej štruktúry (KUCBEL 2014), a tiež menšieho počtu stromov v porovnaní s horskými lesmi.



**Obr. 1:** Priame a nepriame žiarenie na výskumných plochách (medián, 25–75 %, variačné rozpätie).

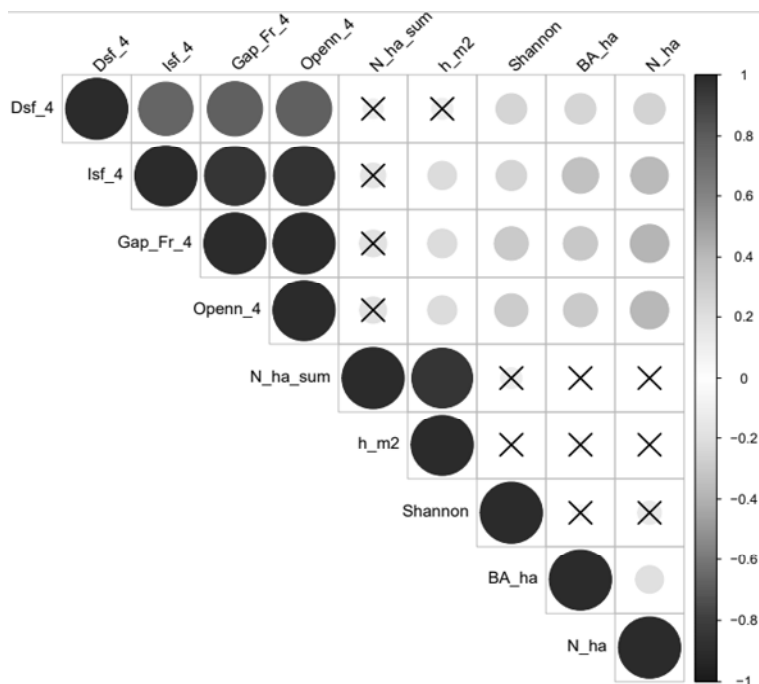
**Obr. 1:** Direct and indirect radiation on research plots (median value, 25–75%, variation range).

Niektorí autori poukazujú na signifikantný vzťah medzi kruhovou základňou stromov a svetelnými pomermi v dolnej vrstve (MITCHEL, POPOVICH 1997). Naše výsledky však dokazujú, že v trvalo rôznovekých porastoch je tento vzťah menej tesný (Obr. 2), pretože na rozdiel od rovnovekých porastov tu prienik svetla do porastového vnútra modifikuje navyše aj nepravidelný vzor rozmiestnenia stromov a ich značná výšková heterogenita.

Počty jedincov vyspelej obnovy v zmiešaných horských porastoch vysoko prevyšovali hraničnú hodnotu  $600 \text{ ks.ha}^{-1}$  uvádzanú DUCOM (1991), ktorá je potrebná pre trvalé udržanie diferencovanej štruktúry smrekovo-jedľových lesov. Vo vysokohorských porastoch už bola hustota obnovy podstatne menšia ( $< 265 \text{ ks.ha}^{-1}$ ). Dynamika regeneračných procesov je tu výrazne pomalšia, čo súvisí najmä so synergickým pôsobením viacerých negatívnych faktorov (napr. nedostatok tepla, presychajúci povrch pôdy, konkurencia bylinnej vegetácie, hubové patogény, zriedkavé semenné roky; BRANG 1996).

Distribúcia jedincov obnovy nebola v skúmaných porastoch spojená významne s počtom alebo kruhovou základňou stromov (Obr. 2). Tieto metriky tu nereflektovali heterogénnu štruktúru stromov porastu. To výrazne limituje ich použitie pri modelovaní vývoja prirodzenej obnovy (DĂNESCU et al. 2018). O niečo lepšie výsledky boli dosiahnuté pri svetelných parametroch, avšak aj tie vykazovali len slabé negatívne korelácie so sumárnou výškou obnovy, resp. so Shannonovým indexom. I keď svetlo je jedným z hlavných faktorov, ktoré limitujú prežitie jedincov prirodzenej obnovy pod clonou porastu, ich distribúciu ovplyvňujú aj iné environmentálne faktory (dostupnosť vody a živín, vnútrodruhovú a medzidruhovú konkurencia). Tie sú často priestorovo nekorelované, alebo negatívne korelované so svetelnými podmienkami. V dôsledku toho nemusí výskyt priaznivých podmienok pre prirodzenú obnovu nutne súvisieť s umiestnením medzier v overstory (PALUCH et al. 2019).

V skúmaných porastoch sa priemerné hodnoty relatívnych výškových prírastkov obnovy smreka pohybovali od 3 % do 9 % a jedle od 4 % do 11 % (obr. 3). Priame porovnanie týchto hodnôt s výsledkami iných štúdií (napr. DUC 1991; SZYMURA 2005; STANCIU, O'HARA 2006; DIACI, FIRM 2011) je problematické vzhľadom na značné rozdiely vo výškach analyzovaných jedincov prirodzenej obnovy. Vo všeobecnosti ale možno konštatovať, že ani v uvedených prácach zvyčajne nepresahovali relatívne výškové prírastky oboch skúmaných drevín nami identifikovanú hranicu 11 %.



**Obr. 2:** Pearsonove korelácie medzi porastovými a svetelnými charakteristikami.

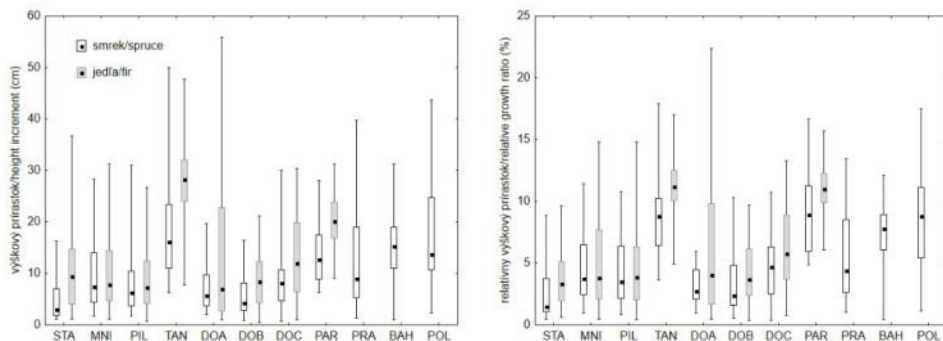
**Fig. 2:** Pearson's correlations between forest stand and light characteristics.

Vysvetlivky (captions): × – štatisticky nevýznamná korelácia (*non-significant correlation*;  $p > 0.01$ ); Dsf – priame žiarenie (*direct radiation*), Isf – nepriame žiarenie (*indirect radiation*), Gap\_Fr – podiel otvorov v korunovej klenbe (*gap fraction*), Openn – otvorenosť korunovej klenby (*canopy openness*), N\_ha\_sum – počet jedincov obnovy na ha (density of recruitment per hectare), h\_m2 – suma výšok jedincov obnovy na m<sup>2</sup> (*sum of the heights of recruitment individuals per m<sup>2</sup>*), Shannon – Shannonov index druhovej diverzity (*Shannon's index of species diversity*), BA\_ha – kruhová základňa stromov na ha (*basal area of overstory trees per hectare*), N\_ha – počet stromov na ha (*number of overstory trees per hectare*).

Výškový rast obnovy smreka a jedle bol ovplyvnený významne pozitívne najmä rastúcou intenzitou nepriameho žiarenia (Tab. 2). I keď nepriame žiarenie predstavuje len pomerne malú časť z celkového žiarenia je podstatne lepším prediktorom výškového rastu obnovy ako priame žiarenie (ISHIDA, PETERS 1998). Dôvodom je efektívnejšie využívanie energie nepriameho žiarenia pri asimilačných procesoch. Priame žiarenie môže naberat' na väčšom význame pri smreku vo vyšších nadmorských výškach (BRANG 1996), ale naše údaje to nepreukázali.

Nárast hodnôt výškového prírastku obnovy smreka a jedle bol okrem žiarenia spojený významne aj so stúpajúcou hrúbkou a relatívnou dĺžkou koruny (Tab. 2). Naopak bočná konkurencia tu nehrala významnú úlohu. Predpokladáme, že jej vplyv bol prekrytý svetlom ako zďaleka najvýznamnejším environmentálnym faktorom ovplyvňujúcim rast stromov v zatienených podmienkach (GRASSI, GIANNINI 2005). Na väčšom význame naberá vnútrodruhová konkurencia zvyčajne až pri úrovni relatívneho žiarenia > 25 % (DUCHESNEAU et al. 2001). V takýchto svetelných podmienkach sa však nami analyzované jedince obnovy vyskytovali len zriedkavo (Obr. 1).





**Obr. 3:** Výškový prírastok a relatívny výškový prírastok smreka a jedle.

**Fig. 3:** Height increment and relative growth ratio of Norway spruce and silver fir.

V zmiešaných horských porastoch dosahovala jedľa väčšie výškové prírastky ako smrek (obr. 3). Na rýchlejší výškový rast jedle v porovnaní so smrekom v prostredí s nízkou intenzitou relatívneho žiarenia (< 35 %) poukazujú aj iné štúdie (STANCIU, O'HARA 2006; DIACI, FIRM 2011; DANESCU et al. 2018). Odlišnú rastovú reakciu uvedených drevín v týchto podmienkach je pritom možné vysvetliť rozdielmi v ich fyziologických, morfológických a alokačných znakoch na úrovni ihlič i celej rastliny. Pri obmedzenom prístupe svetla vykazuje jedľa oproti smreku vyššiu fotosyntetickú kapacitu, a tým aj lepšiu schopnosť udržania pozitívnej uhlíkovej bilancie. Okrem toho sa jedľa môže vyznačovať tiež väčšou morfológickou plasticitou výhonkov a korún (GRASSI, BAGNARESI 2001; DANESCU et al. 2018).

**Tab. 2:** Výsledky zmiešaného modelu GAM s výškovým prírastkom ako závislou premennou a lokalitou ako náhodným efektom.

**Tab. 2:** The results of the mixed GAM model with height increment as the dependent variable with locality as the random effect.

	Smrek <sup>1</sup> (adj. R <sup>2</sup> = 0.692)				Jedľa <sup>2</sup> (adj. R <sup>2</sup> = 0.666)			
	edf	Ref.df	F	p-value	edf	Ref.df	F	p-value
ti(Rcl)	3,209	3,654	25,13	<2e-16	2,318	2,814	26,586	< 2e-16
ti(Dbh)	1,792	2,207	39,7	<2e-16	1	1	28,124	6.29E-07
ti(Isf)	3,287	3,673	50,89	<2e-16	2,78	3,212	28,713	< 2e-16
s(Locality)	9,314	10	14,42	<2e-16	8,556	10	6,913	< 2e-16

Vysvetlivky (captions): Rcl – relatívna dĺžka koruny (*relative crown length*), Dbh – hrúbka d<sub>1,3</sub> (diameter in 1,3 m), Isf – nepriame žiarenie (*indirect radiation*)

<sup>1</sup>spruce, <sup>2</sup>fir

## ZÁVER

Efektívne obhospodarovanie trvalo rôznovekých lesov si v podmienkach prebiehajúcej klimatickej zmeny vyžaduje prehĺbenie informácií o nárokoch a raste stromov dolnej vrstvy. Výsledky tejto štúdie ukázali, že výškový rast odrastenej obnovy smreka a jedle v trvalo rôznovekých porastoch súvisí významne pozitívne s nepriamym žiarením a vyspelosťou jedincov, ale nie s priamym žiarením, bočnou konkurenciou a nadmorskou výškou. Nízka

intenzita nepriameho žiarenia spôsobuje zaostávanie smreka vo výškovom raste za jedľou. Znížená konkurencieschopnosť smreka v podmienkach zatienia v kombinácii s negatívnymi dopadmi klimatickej zmeny môžu viesť k postupnému znižovaniu zastúpenia tejto dreviny v trvalo rôznovekých porastoch. Zníženie porastových zásob by mohlo prispieť k udržaniu primeraného podielu smreka v porastových zmesiach s jedľou.

### PodĎakovanie

Práca bola podporená Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-21-0199 a Vedeckou grantovou agentúrou MŠVVaŠ SR v rámci projektu VEGA 1/0606/22.

### LITERATÚRA

- BALANDIER P., MÁRELL A., PRÉVOSTO B., VINCENOT L. (2022): Tamm review: Forest understorey and overstorey interactions: So much more than just light interception by trees. *Forest Ecology and Management*, 526: 120584. doi: 10.1016/j.foreco.2022.120584
- BIGING G.S., DOBBERTIN M. (1992): A comparison of distance-dependent competition measures for height and basal area growth of individual conifer trees. *Forest Science*, 38: 3: 695–720. doi: 10.1093/forestscience/38.3.695
- BONCINA A., DIACI J., CENCIC L. (2002): Comparison of the two main types of selection forests in Slovenia: distribution, site conditions, stand structure, regeneration and management. *Forestry*, 75: 365–373. doi: 10.1093/forestry/75.4.365
- BRANG P. (1996): Experimentelle Untersuchungen zur Ansamlungsökologie der Fichte im zwischenalpinen Gebirgswald. Diss. ETH Zürich, Beiheft Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 77, 375 s.
- DĂNESCU A., KOHNLE U., BAUHUS J., WEISKITTEL A., ALBRECHT A.T. (2018): Long-term development of natural regeneration in irregular, mixed stands of silver fir and Norway spruce. *Forest Ecology Management*, 430: 105–116. doi: 10.1016/j.foreco.2018.07.055
- DIACI J., FIRM D. (2011): Long-term dynamics of a mixed conifer stand in Slovenia managed with a farmer selection system. *Forest Ecology and Management*, 262: 931–939. doi: 10.1016/j.foreco.2011.05.024
- DUC P. (1991): Untersuchungen zur Dynamik des Nachwuchses in Emmentaler Plenterflächen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 142: 299–319.
- DUCHESNEAU R., LESAGE I., MESSIER C., MORIN H. (2001): Effects of light and intraspecific competition on growth and crown morphology of two size classes of understory balsam fir saplings. *Forest Ecology and Management*, 140: 215–225. doi: 10.1016/S0378-1127(00)00281-4
- GRASSI G., BAGNARESI U. (2001): Foliar morphological and physiological plasticity in *Picea abies* and *Abies alba* saplings along a natural light gradient. *Tree Physiology*, 21: 959–967. doi: 10.1093/treephys/21.12-13.959
- GRASSI G., GIANNINI R. (2005): Influence of light and competition on crown and shoot morphological parameters of Norway spruce and silver fir saplings. *Annals of Forest Science*, 62: 269–274. doi: 10.1051/forest:2005019
- HILMERS T., BIBER P., KNOKE T., PRETZSCH H. (2020): Assessing transformation scenarios from pure Norway spruce to mixed uneven-aged forests in mountain areas. *European Journal of Forest Research*, 139: 567–584. doi: 10.1007/s10342-020-01270-y

- ISHIDA M., PETERS R. (1998): Effects of potential PAR on shoot extension in juveniles of the main tree species in a Japanese temperate forest. *Ecological Research*, 13: 171–182. doi: 10.1046/j.1440-1703.1998.00255.x
- JAWORSKI A. (2011): *Hodowla lasu. Charakterystyka hodowlana drzew i krzewów leśnych*. Powszechne wydawnictwo rolnicze i leśne, Warszawa, 556 s. ISBN 978-83-09-01075-3
- KUCBEL S. 2014: Časová a priestorová variabilita štruktúry vysokohorských smrekových lesov Slovenska. Habilitačná práca. Technická univerzita vo Zvolene, 101 s.
- MITCHELL J.E., POPOVICH S.J. (1997): Effectiveness of basal area for estimating canopy cover of ponderosa pine. *Forest Ecology and Management*, 95: 45–51. doi: 10.1016/S0378-1127(97)00002-9
- PALUCH J.G. (2005): Spatial distribution of regeneration in West-Carpathian uneven-aged silver fir forests. *European Journal of Forest Research*, 124: 47–54. doi: 10.1007/s10342-005-0054-x
- PALUCH J.G., BARTKOWICZ L., KEITH MOSER W. (2019): Interspecific effects between overstorey and regeneration in small-scale mixtures of three late-successional species in the Western Carpathians (southern Poland). *European Journal of Forest Research*, 138: 889–905. doi: 10.1007/s10342-019-01209-y
- PRETZSCH H., BIBER P., UHL E., DAUBER E. (2015): Long-term stand dynamics of managed spruce–fir–beech mountain forests in Central Europe: structure, productivity and regeneration success. *Forestry*, 88: 407–428. doi: 10.1093/forestry/cpv013
- SCHÜTZ J.P. (2001): *Der Plenterwald und weitere Formen strukturierter und gemischter Wälder*. Parey Buchverlag, Berlin, 220 s. ISBN 3-8263-3347-0
- SHANNON C.E. (1948): A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27: 379–423.
- 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: 151–162. doi: 10.1007/s10342-005-0069-3
- SZYMURA T.H. (2005): Silver fir saplings bank in seminatural stand: Individuals architecture and vitality. *Forest Ecology and Management* 212: 101–108. doi: 10.1016/j.foreco.2005.03.003
- WOOD S.N. (2017): *Generalized Additive Models: An Introduction with R* (2nd edition). Chapman and Hall/CRC.
- ZLATNÍK A. (1976): *Lesnická fytoecologie*. SZN, Praha, 495 s.

## Štruktúrne charakteristiky a dlhodobá mortalita stromov vo vybraných smrekových prírodných lesoch Slovenska

*Structural characteristics and long-term tree mortality in selected old-growth Norway spruce forests of Slovakia*

JAROSLAV VENCURIK✉, LADISLAV ŠUMICHRASŤ, ZUZANA PAROBEKOVÁ,  
DENISA SEDMÁKOVÁ, STANISLAV KUCBEL

Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra pestovania lesa,  
T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, SR, ✉jaroslav.vencurik@tuzvo.cz

### Abstrakt

Príspevok analyzuje základné štruktúrne charakteristiky a mieru ročnej mortality jedincov smreka za obdobie 50 rokov v štyroch vysokohorských prírodných smrekových lesoch (Poľana, Kotlov žľab, Pilsko a Babia hora) na Slovensku. Na sérii 12 trvalých výskumných plôch (výmera 0,5 ha) sa spravidla v intervale 10 rokov pri všetkých živých stromoch s hrúbkou  $d_{1,3}$  nad 8 cm merali ich pozície, hrúbky a evidoval sa druh dreviny. S výnimkou pralesa Poľana bol v skúmaných rezerváciách zaregistrovaný trend poklesu kruhovej základne a zásoby, ktorý výrazne akceleroval od 90. rokov. Z databázy časových údajov bola pre jednotlivé výskumné objekty vypočítaná ročná miera mortality jedincov smreka. Relatívne vyrovnanú mieru mortality (priemerne 0,9 %) za celé sledované obdobie vykazoval len objekt Poľana. V ostatných pralesoch boli jej hodnoty výrazne vyššie a pohybovali sa od 2,9 po 5,4 %. Rastúci trend mortality smreka bol pozorovaný najmä v posledných troch decéniách a bol štatisticky významne ovplyvnený dynamikou klimatických charakteristík (teplota, zrážky).

**Kľúčové slová:** mortalita stromov; porastová štruktúra; disturbancie; smrek

### Abstract

*The study analyses basic structural characteristics and quantifies annual mortality rates of spruce during the period of 50 years in four subalpine old-growth Norway spruce forests (Poľana, Kotlov žľab, Pilsko and Babia hora) in Slovakia. In a series of 12 permanent research plots (size 0.5 ha), we recorded the position, dbh and tree species of all living trees with dbh  $\geq$  8 cm usually once in the decade. Except the old-growth forest Poľana, we registered the decreasing trend of basal area and growing stock that has accelerated since the 1990s. Using the database of long-term measurements, the annual mortality of spruce was calculated for separate research localities. Relatively stable annual mortality rate (on average 0.9%) during the entire surveyed period was registered only in old-growth forest Poľana. In other research objects, its values were significantly higher and ranged from 2.9 to 5.4%. The increasing trend of spruce mortality was observed especially in the last three decades and was significantly impacted by the dynamics of climate characteristics (temperature, precipitation).*

**Keywords:** tree mortality; stand structure; disturbance; Norway spruce

## ÚVOD A PROBLEMATIKA

Predpokladom pre modelovanie vývojovej dynamiky prírodných lesov je pochopenie a kvantifikácia ich fundamentálnych demografických procesov – rastu a mortality. Napriek tomu, že priemerné hodnoty mortality a jej časovo-priestorová variabilita kľúčovým spôsobom ovplyvňujú prirodzené procesy v lesných ekosystémoch, ich kvantifikácia prostredníctvom priamych meraní je zriedkavá (FRANKLIN et al. 1987). Tento fakt súvisí s nízkym počtom štúdií, ktoré by boli zamerané na dlhodobé sledovanie vývoja konkrétnych prírodných lesov a podčiarkuje význam a hodnotu kontinuálneho, dlhodobo realizovaného výskumu (KORPEL 1995; WOODS et al. 2021). Účinnými doplnkami takýchto dlhodobých štúdií môžu byť aj dendrochronologické prístupy a modelovanie. Bez dlhodobých meraní je však ich interpretácia značne obmedzená.

Dlhodobé monitorovanie je obzvlášť dôležité v prípade prírodných vysokohorských smrekových lesov. Tu sú dôležitým faktorom mortality disturbancie. V posledných rokoch boli publikované viaceré prípadové štúdie, ktoré skúmali historický výskyt disturbancií v smrekových prírodných lesoch strednej Európy pomocou dendrochronologických analýz. SZEWCZYK et al. (2011) nenašli žiadne dôkazy výskytu silných veľkoplošných disturbancií, na základe čoho predpokladajú, že vývojová dynamika skúmaného lesa je charakterizovaná početnými, ale plošne obmedzenými disturbanciami. Oveľa väčší počet prác ale potvrdzuje určujúci charakter silných, menej často sa vyskytujúcich veľkoplošných disturbancií (ZIELONKA, MALCHER 2009; ZIELONKA et al. 2010; SVOBODA et al. 2012; BALANDA et al. 2013; ČADA et al. 2013). Za najdôležitejší disturbančný faktor je považovaný vietor, pričom z dendrochronologických analýz vyplýva, že silné víchrice, ktoré sú schopné zničiť les na rozsiahlych plochách sa objavujú priemerne raz za 100 rokov.

V priaznivých environmentálnych podmienkach (bez prítomnosti veľkoplošných disturbancií s následným katastrofickým rozpadom lesa) je prirodzená mortalita zväčša dominantných jedincov chápaná ako odumretie jednotlivých drevín alebo ich skupín a predstavuje riadiacu silu dynamiky prírodného lesa, v podstate vedúcu k jeho ekologickej stabilite (BODIN, WIMAN 2007; MANTGEM et al. 2009). Mortalita môže byť zapríčinená sledom biotických a abiotických faktorov, ktoré môžeme rozdeliť na predispozičné (vek, imisie, klíma), podnecujúce (sucho, defoliácia) a prispievajúce (podkôrny hmyz, huby, ďalšie sucho). Všeobecne sa predpokladá, že úloha faktorov ovplyvňujúcich mortalitu je druhovo špecifická a závisí od podmienok porastu (VANONI et al. 2016). Príčiny prirodzenej mortality sú v súčasnosti centrálnou otázkou výskumu vývoja a dynamiky lesa v snahe predpovedať zmeny v jeho budúcej štruktúre a zložení (SEIDL et al. 2017).

Cieľom predloženej štúdie bolo posúdenie základných štruktúrnych charakteristík a kvantifikovanie miery ročnej mortality stromov na trvalých výskumných plochách za obdobie posledných cca 50 rokov v štyroch prírodných smrekových lesoch na Slovensku.

## MATERIÁL A METODIKA

Objektmi výskumu boli štyri prírodné vysokohorské smrekové lesy (Poľana, Kotlov žľab, Pilsko a Babia hora), ktoré majú v súčasnosti štatút národnej prírodnej rezervácie (Tab. 1). Skúmané pralesové lokality pokrývajú prirodzený areál vysokohorských smrečín v severozápadnej časti Karpatského oblúka, od najjužnejšieho výskytu v masíve Poľany po najsevernejší výskyt v Oravských Beskydách. Ich nadmorská výška sa pohybuje približne v rozpätí 1200 až 1500 m n. m. Priebeh priemerných ročných teplôt a zrážkových úhrnov

počas sledovaného obdobia je znázornený na Obr. 1. V drevinovom zložení lesných porastov sa okrem dominantného smreka obyčajného (*Picea abies* [L.] Karst.), ktorý má vo všetkých skúmaných pralesoch zastúpenie nad 95%, vyskytuje jarabina vtáčia (*Sorbus aucuparia* L.) a ako jednotlivá prímies aj buk lesný (*Fagus sylvatica* L. – pralesy Poľana a Pilsko), jedľa biela (*Abies alba* Mill. – prales Poľana) a javor horský (*Acer pseudoplatanus* L. – prales Poľana).

Údaje o stromoch pre účely tejto štúdie boli získané zo siete trvalých výskumných plôch (TVP), ktoré boli v skúmaných pralesových lokalitách založené v 60., 70. a 80. rokoch (Tab. 1). Od založenia TVP boli na nich vykonávané opakované merania, spravidla v intervale 10 rokov. TVP mali pravouhlý tvar a výmeru 0,5 ha. Súčasťou každej plochy bol 10 m široký tranzekt, ktorý bol určený na vykonávanie detailnejších meraní. Na celých TVP sa pri všetkých živých stromoch s hrúbkou  $d_{1,3}$  väčšou ako 8 cm zaznamenávala ich pozícia, druh dreviny a hrúbka  $d_{1,3}$ . Na tranzekte sa na živých stromoch merali navyše aj ich výšky.

**Tab. 1:** Základné údaje o skúmaných pralesových lokalitách.

**Tab. 1:** Basic data of investigated old-growth localities.

	Poľana	Kotlov žľab	Pilsko	Babia hora
Zemepisná šírka [°N] <sup>1</sup>	48°38'	49°14'	49°31'	49°34'
Zemepisná dĺžka [°E] <sup>2</sup>	19°28'	19°45'	19°19'	19°30'
Geologické podložie <sup>3</sup>	andezit <sup>8</sup>	kremenec, žula <sup>9</sup>	flyš <sup>10</sup>	flyš <sup>10</sup>
Pôda <sup>4</sup>	andosol	podzol <sup>11</sup>	podzol <sup>11</sup>	podzol, kambizem <sup>12</sup>
Teplota [°C] <sup>5</sup>	4–4,5	2,5–3,5	2,5–3,5	2
Zrážky [mm] <sup>6</sup>	900–1000	1200–1500	1200–1400	1600
Zastúpené typologické jednotky (SLT) <sup>7</sup>	<i>Acereto-Piceetum</i> , <i>Sorbeto-Piceetum</i>	<i>Sorbeto-Piceetum</i> , <i>Acereto-Piceetum</i> ,	<i>Fagetum abietino-piceosum</i> , <i>Sorbeto-Piceetum</i>	<i>Sorbeto-Piceetum</i>

<sup>1</sup>latitude, <sup>2</sup>longitude, <sup>3</sup>bedrock, <sup>4</sup>soil type, <sup>5</sup>temperature, <sup>6</sup>precipitation, <sup>7</sup>forest plant community, <sup>8</sup>andesite, <sup>9</sup>orthoquartzite, granite, <sup>10</sup>flysch, <sup>11</sup>podsol, <sup>12</sup>cambisol

Na vyrovnanie výškových kriviek pre jednotlivé pralesové lokality bola použitá funkcia podľa Prodana (PRODAN 1951). Zásoba jednotlivých stromov bola vypočítaná podľa dvojparametrických (hrúbka, výška) rovníc publikovaných v práci PETRÁŠ, PAJTIK (1991).

Pre kvantifikáciu ročnej miery mortality ( $m_a$ ) bola použitá databáza časových údajov zahŕňajúca výlučne stromy na tranzektoch. Samotná ročná miera mortality bola vypočítaná podľa nasledujúceho vzorca (SHEIL et al. 1995):

$$m_a = 1 - \left( \frac{N_{ST}}{N_0} \right)^{\frac{1}{T}}$$

kde:  $N_0$  – počet stromov v čase 0 (počiatočný stav)

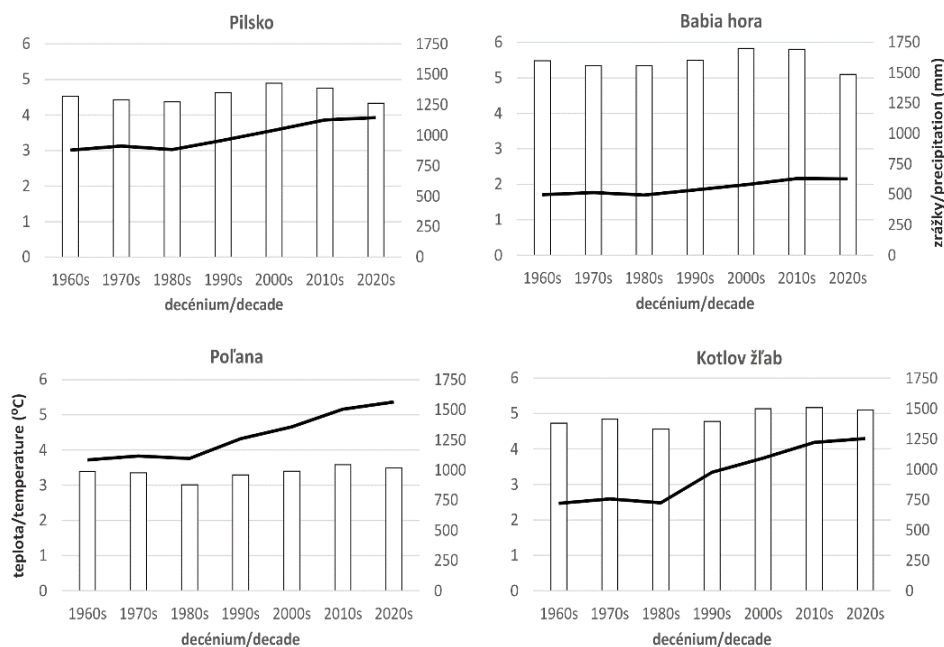
$N_{ST}$  – počet stromov v čase  $T$ ,

$T$  – čas.

Pre výpočet priemerných decenálnych hodnôt základných klimatických charakteristík (teplota, zrážky – Obr. 1) v období 1960–2024 na jednotlivých lokalitách sme využili databázu Climate Research Unit (CRU TS) dostupnú na KNMI Climate Explorer (<http://climexp.knmi.nl>; HARRIS et al. 2014).

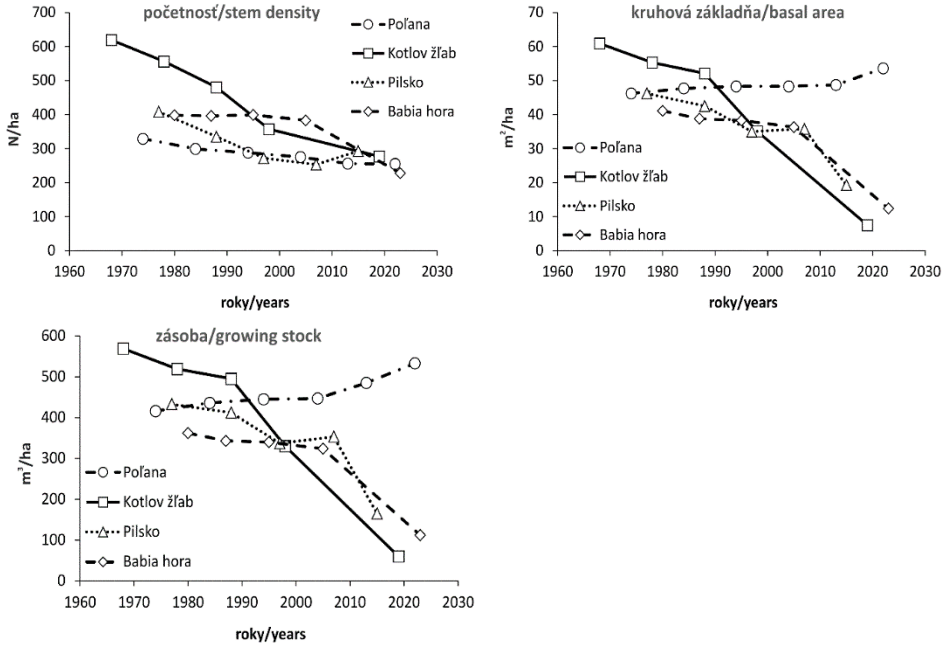
## VÝSLEDKY A DISKUSIA

V skúmaných smrekových prírodných lesoch sa priemerná kruhová základňa pohybovala od  $33 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  do  $49 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  a porastová zásoba od  $296 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  do  $465 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ . Počas sledovaného obdobia (1960–2024) sme zaznamenali trend poklesu hodnôt kruhovej základne a zásoby, ktorý výrazne akceleroval od 90. rokov (Obr. 2). Jedinou výnimkou, kde bol pre kruhovú základňu a zásobu zaznamenaný mierne rastúci trend bol prales Poľana. V prípade počtosti jedincov sa klesajúci priebeh nepotvrdil len v pralese Pilsko, čo naznačuje nástup novej generácie jedincov, ktoré nahrádzajú odumreté jedince z hornej vrstvy. V dôsledku toho je možné v najbližšom meraní očakávať zodpovedajúcu zmenu aj v kruhovej základni a zásobe a ich postupný nárast. S ohľadom na základné porastové charakteristiky sa nepotvrdili významnejšie odlišnosti od iných vysokohorských smrekových lesov strednej a juhovýchodnej Európy. Autori, ktorí sa v svojich prácach zaoberali výskumom smrekových pralesov (KALHS 1974; LEIBUNDGUT 1993; HOLEKSA 2001; ZIELONKA 2006; SVOBODA, POUŠKA 2008; LAMEDICA et al. 2011) uvádzajú priemernú kruhovú základňu od  $35 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  do  $55 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  a priemerné zásoby v rozpätí od  $270 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  do  $550 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ . Na základe týchto zistení sa dá predpokladať, že kruhová základňa  $55 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  a zásoba  $550 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  predstavujú hraničné hodnoty, ktoré prírodné smrekové lesy strednej a juhovýchodnej Európy prekračujú len výnimočne.



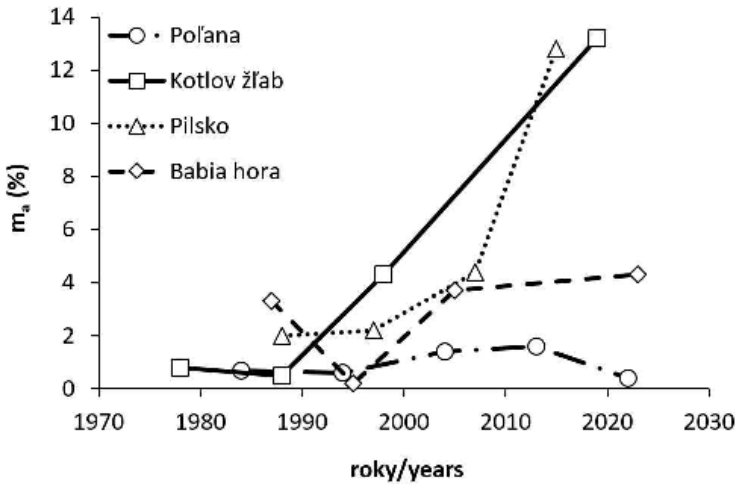
**Obr. 1:** Priemerné teploty a zrážkové úhrny v jednotlivých pralesoch podľa decénií počas sledovaného obdobia.

**Fig. 1:** Average temperatures and precipitation sums in surveyed old-growth forests according to decades during the investigated period.



**Obr. 2:** Početnosť, kruhovú základňu a zásoba v skúmaných pralesoch podľa decénií počas sledovaného obdobia.

**Fig. 2:** Stem density, basal area and growing stock in surveyed old-growth forests according to decades during the investigated period.



**Obr. 3:** Ročná miera mortality smreka ( $m_a$ ) vo vybraných prírodných lesoch.

**Fig. 3:** The annual mortality rate of Norway spruce ( $m_a$ ) in selected old-growth forests.



Vo väčšine skúmaných objektov sa potvrdila značná časová variabilita ročnej miery mortality stromov s hrúbkou  $d_{1,3} > 8$  cm (Obr. 3). Relatívne vyrovnanú mieru ročnej mortality (0,4–1,6 %, v priemere 0,9 %) za celé sledované obdobie vykazoval len objekt Poľana. Disturbančný režim v tomto objekte je charakterizovaný výskytom slabých až stredne silných disturbancií, ktoré zasahujú predovšetkým hornú vrstvu porastu. Prevažuje tu obrátene sigmoidný typ hrúbkovej štruktúry (KUCBEL 2014). Biologickým dôvodom výskytu takéhoto typu hrúbkovej štruktúry je kombinácia rôzne intenzívnej mortality v závislosti od hrúbky, t.j. vyššia mortalita v podúrovni a medzi najstaršími a najhrubšími jedincami a nižšia mortalita medzi vitálnymi úrovňovými jedincami stredných hrúbkových stupňov (LEAK 2002).

Priemerné hodnoty ročnej mortality v objektoch Kotlov žľab (4,7 %), Pilsko (5,4 %) a Babia hora (2,9 %) výrazne prekračovali všeobecne uvádzanú mieru tejto charakteristiky, ktorá by podľa starších štúdií mala v prírodných lesoch dosahovať hodnoty na úrovni cca 1 % (HÜLSMANN et al. 2016). I keď niektoré populácie drevín môžu vykazovať stabilnú mieru mortality stromov počas obdobia niekoľkých desaťročí, vo väčšine prípadov mortalita značne varíruje. Podľa doteraz publikovaných prác len niekoľko druhov tieň znášajúcich drevín (napr. buk, hrab, jedľa) si zachováva konzistentne ročnú mieru mortality menšiu ako 2 %. Dokonca aj pri týchto drevinách boli zaznamenané obdobia zvýšenej miery mortality (WOODS et al. 2021; ŠUMICHRASŤ et al. 2023).

Podhodnocovanie ročnej miery mortality je možné pripísať niekoľkým faktorom. Jedným z nich bolo zameranie výskumu na tieň znášajúce druhy. Možno ešte významnejší vplyv však mali odhady založené na krátkych intervaloch meraní. V dôsledku toho neboli pravdepodobne zachytené obdobia s vyššou mierou mortality stromov, ktoré sú typické pre zriedkavé, ale veľmi intenzívne disturbance. Tieto udalosti môžu byť pre dynamiku prírodných lesov obzvlášť dôležité (FRELICH 2002; BOUCHARD et al. 2006; STUEVE et al. 2011). Ich zachytenie umožňujú s väčšou pravdepodobnosťou práve databázy údajov zahŕňajúce niekoľko desaťročí meraní (CANHAM, LOUCKS 1984; FRELICH, LORIMER 1991; ZHANG et al. 1999). Ani takéto obdobie však nemusí byť dostačujúce. Nie je preto prekvapujúce, že pri krátkodobých meraniach (10 rokov a menej) boli zistené nižšie miery mortality stromov (SZWAGRZYK, SZEWCZYK 2001).

V posledných troch desaťročiach bol v prírodných lesoch Kotlov žľab, Pilsko a Babia hora pozorovaný výrazne rastúci trend ročnej mortality stromov s hrúbkou  $d_{1,3} > 8$  cm (Obr. 3). Uvedené porasty sa vyznačujú homogénnymi, málo stabilnými porastovými štruktúrami. Nízka odolnosť takýchto štruktúr v prípade výskytu silnej disturbance znamená zvyčajne úplné rozvrátenie porastu (KUCBEL 2014). Okrem štruktúry porastu je možné zvyšujúcu sa mieru mortality v týchto objektoch pripísať pravdepodobne aj pôsobeniu klimatickej zmeny. Výsledky mnohonásobnej lineárnej regresie potvrdili štatisticky významný vplyv teploty a zrážok ako základných klimatických charakteristík na hodnoty ročnej mortality smreka (Tab. 2). Uvedené klimatické trendy môžu zvyšovať pravdepodobnosť stresu zo sucha. Sucho je pritom úzko spojené s dynamikou lesa. Mortalitu stromov ovplyvňuje priamo, ale aj nepriamo prostredníctvom vytvárania podmienok pre gradáciu podkôrneho hmyzu (PANAYOTOV et al. 2016). Suchom vyvolané disturbance v stredo európskych horských smrekových lesoch pritom narastajú od 80. rokov 20. storočia (SENF, SEIDL 2017). Frekvencia a závažnosť disturbancií sú citlivé na klímu a zdá sa, že v dôsledku zmeny klímy sa zvyšujú (SCHURMAN et al. 2017). Poznatok, že klimatické trendy môžu ovplyvňovať mortalitu stromov v smrekových lesoch vyvoláva mnohé otázky, predovšetkým vzhľadom na očakávané zmeny

klímy. Naše údaje však neumožňovali detailnejšie kvantifikovať mieru pôsobenia jednotlivých faktorov na mortalitu stromov v skúmaných objektoch.

**Tab. 2:** Mnohonásobná lineárna regresia pre mortalitu v závislosti od teploty a zrážok.

**Tab. 2:** *Multiple linear regression for mortality related to temperature and precipitation.*

	a	b	beta-koeficient	r	r <sup>2</sup>	stredná chyba <sup>3</sup>
teplota <sup>1</sup>	-29,8**	3,136**	0,912**			
zrážky <sup>2</sup>		0,017**	1,081**	0,701**	0,492	2,99

<sup>1</sup>temperature, <sup>2</sup>precipitations, <sup>3</sup>standard error, \*\* (p < 0,01)

## ZÁVER

Analýza dlhodobých údajov zo smrekových prírodných lesov potvrdila vo väčšine prípadov veľkú variabilitu hodnôt ročnej mortality stromov. Výrazný nárast mortality bol zaznamenaný zvlášť v posledných troch desaťročiach ako následok pôsobenia klimatickej zmeny a silných exogénnych disturbancií. Získané poznatky môžu napomôcť pri pestovnom usmerňovaní vysokohorských smrečín. Výskyt disturbančných činiteľov spravidla nie je možné ovplyvniť, ale udržiavaním porastov v stabilnejších štruktúrach sa dajú významne znížiť následky pôsobenia silných disturbancií. Jedným z možných spôsobov je využívanie zásahov, ktoré predstavujú analógiu slabých, ale častejších disturbancií, t.j. slabých zásahov neustále redukujúcich počet jedincov v hornej vrstve a pôsobiacich tak proti tendencii k štruktúrnej homogenizácii porastov. Dôsledkom takýchto zásahov by mal byť zároveň nástup a podpora prirodzenej obnovy, v optimálnom prípade vytvorenie a udržiavanie hrúbkovo diferencovaných štruktúr.

### Podakovanie

Práca bola podporená Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-21-0199 a Vedeckou grantovou agentúrou MŠVVaŠ SR v rámci projektu VEGA 1/0606/22.

## LITERATÚRA

- BALANDA M., PITTNER J., SANIGA M., JAĎUŠ J., DANKOVÁ L., ĎURIŠ M. (2013): Stand dynamics of the subalpine spruce (*Picea abies* L. Karst.) forest – a disturbance driven development. *Šumarski list*, 137: 379–385.
- BODIN P., WIMAN B.L.B. (2007): The usefulness of stability concepts in forest management when coping with increasing climate uncertainties. *Forest Ecology and Management*, 242: 541–552. doi:10.1016/j.foreco.2007.01.066
- BOUCHARD M., KNEESHAW D., BERGERON Y. (2006): Tree recruitment pulses and long-term species coexistence in mixed forests of western Québec. *Ecoscience*, 13: 1: 82–88. doi: 10.2980/1195-6860(2006)13[82:TRPALS]2.0.CO;2
- CANHAM C.D., LOUCKS O.L. (1984): Catastrophic windthrow in the presettlement forests of Wisconsin. *Ecology*, 65: 803–809. doi.org/10.2307/1938053
- ČADA V., SVOBODA M., JANDA P. (2013): Dendrochronological reconstruction of the disturbance history and past development of the mountain Norway spruce in the Bohemian Forest, central Europe. *Forest Ecology and Management*, 295: 59–68. doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.037

- FRANKLIN J.F., SHUGART H.H., HARMON M.E. (1987): Tree death as an ecological process. *BioScience*, 37: 550–556. doi.org/10.2307/1310665
- FRELICH L.E. (2002): Forest dynamics and disturbance regimes. Studies from temperate evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press, 266 s. ISBN: 9780511542046
- FRELICH L.E., LORIMER C.G. (1991): Natural disturbance regimes in hemlock-hardwood forests of the upper Great Lakes region. *Ecological Monographs*, 61: 145–164. doi.org/10.2307/1943005
- HARRIS I., JONES P.D., OSBORN T.J., LISTER D.H. (2014): Updated high-resolution grids of monthly climatic observations – the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology*, 34: 623–642. doi.org/10.1002/joc.3711
- HOLEKSA J. (2001): Coarse woody debris in a Carpathian subalpine spruce forest. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 120: 256–270.
- HÜLSMANN L., BUGMANN H.K.M., COMMARMOT B., MEYER P., ZIMMERMANN S., BRANG P. (2016): Does one model fit all? Patterns of beech mortality in natural forests of three European regions. *Ecological Applications*, 26: 2465–2479. doi.org/10.1002/eap.1388
- KALHS J. (1974): Struktur und Entwicklungsdynamik im subalpinen Fichtenwald Schloßberg/Lienz. Diss. BOKU Wien, 130 s.
- KORPEE Š. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 310 s. ISBN: 978-3437307027
- KUCBEL S. (2014): Časová a priestorová variabilita štruktúry vysokohorských smrekových lesov Slovenska. Habilitačná práca. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene, 101 s.
- LAMEDICA S., LINGUA E., POPA I., MOTTA R., CARRER M. (2011): Spatial structure in four Norway spruce stands with different management history in the Alps and Carpathians. *Silva Fennica*, 45: 865–873. doi: 10.14214/sf.75
- LEAK W.B. (2002): Origin of sigmoid diameter distributions. USDA Forest Service Research Paper NE-718, 10 s. doi.org/10.2737/NE-RP-718
- LEIBUNDGUT H. (1993): Europäische Urwälder. Verlag Paul Haupt Bern, 260 s. ISBN: 9783258047133
- MANTGEM P.J., STEPHENSON N.L., BYRNE J.C., DANIELS L.D., FRANKLIN J.F., FULE P.Z., HARMON M.E., LARSON A.J., SMITH J.M., TAYLOR A.H., VEBLEN T.T. (2009): Widespread increase of tree mortality rates in the western United States. *Science*, 323: 521–524. doi: 10.1126/science.1165000
- PANAYOTOV M., KULAKOWSKI D., TSVETANOV N., KRUMM F., BARBEITO I., BEBI P. (2016): Climate extremes during high competition contribute to mortality in unmanaged self-thinning Norway spruce stands in Bulgaria. *Forest Ecology and Management*, 369: 74–88. doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.033
- PETRÁŠ R., PAJTÍK J. (1991): Sústava československých objemových tabuliek drevín. *Lesnícky časopis*, 37: 1: 49–56.
- PRODAN M. (1951): Messung der Waldbestände. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. Main, 260 s.
- SCHURMAN J.S., TROTSIUK V., BAČE R., ČADA V., FRAVER S., JANDA P., KULAKOWSKI D., LABUSOVA J., MIKOLÁŠ M., NAGEL T.A., SEIDL R., SYNEK M., SVOBODOVÁ K., CHASKOVSKYY O., TEODOSIU M., SVOBODA M. (2018): Large-scale disturbance legacies and the climate sensitivity of primary *Picea abies* forests. *Global Change Biology*, 24: 2169–2181. doi.org/10.1111/gcb.14041
- SEIDL R., THOM D., KAUTZ M., MARTIN-BENITO D., PELTONIEMI M., VACCHIANO G., WILD J., ASCOLI D., PETR M., HONKANIEMI J., LEXER M.J., TROTSIUK V., MAIROTA P., SVOBODA M.,

- FABRIKA M., NAGEL T. A., REYER CH.P.O. (2017): Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7: 395–402. doi: 10.1038/nclimate3303
- SENF C., SEIDL R. (2018): Natural disturbances are spatially diverse but temporally synchronized across temperate forest landscapes in Europe. *Global Change Biology*, 24: 1201–1211. doi.org/10.1111/gcb.13897
- SHEIL D., BURSLEM D.F.R.P., ALDER D. (1995): The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology*, 83: 331–333. doi.org/10.2307/2261571
- STUEVE K.M., PERRY C.H., NELSON M.D., HEALEY S.P., HILL A.D., MOISEN G.G., COHEN W.B., GORMANSON D.D., HUANG C. (2011): Ecological importance of intermediate windstorms rivals large, infrequent disturbances in the northern Great Lakes. *Ecosphere*, 2: 1: 1–21. doi.org/10.1890/ES10-00062.1
- SVOBODA M., JANDA P., NAGEL T.A., FRAVER S., REJZEK J., BACE R. (2012): Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Journal of Vegetation Science*, 23: 86–97. doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01329.x
- SVOBODA M., POUŠKA V. (2008): Structure of a Central-European mountain spruce old-growth forest with respect to historical development. *Forest Ecology and Management*, 255: 2177–2188. doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.031
- SZEWZYK J., SZWAGRZYK J., MUTER E. (2011): Tree growth and disturbance dynamics in old-growth subalpine spruce forests of the Western Carpathians. *Canadian Journal of Forest Research*, 41: 938–944. doi.org/10.1139/x11-029
- SZWAGRZYK J., SZEWZYK J. (2001): Tree mortality and effects of release from competition in an old-growth *Fagus-Abies-Picea* stand. *Journal of Vegetation Science*, 12: 621–626. doi.org/10.2307/3236901
- ŠUMICHRASŤ L., JALOVĀR P., KOMENDĀK M., TARGOŠ S., KUCBEL S. (2023): Vital rates and their multidecadal trends in the fir-beech old-growth forest of Badínsky prales. *Journal of Forest Science*, 69: 93–100. doi.org/10.17221/167/2022-JFS
- VANONI M., BUGMANN H., NÖTZLI M., BIGLER C. (2016): Drought and frost contribute to abrupt growth decreases before tree mortality in nine temperate tree species. *Forest Ecology and Management*, 382: 51–63. doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.001
- WOODS K.D., NAGEL T.A., BRZEZIECKI B., COWELL C.M., FIRM D., JALOVĀR P., KUCBEL S., LIN Y., MACIEJEWSKI Z., SZWAGRZYK J., VENCURIK J. (2021): Multi-decade tree mortality in temperate old-growth forests of Europe and North America: Non-equilibrium dynamics and species-individualistic response to disturbance. *Global Ecology and Biogeography*, 30: 1311–1333. doi.org/10.1111/geb.13291
- ZHANG Q., PREGITZER K.S., REED D.D. (1999): Catastrophic disturbance in the presettlement forests of the Upper Peninsula of Michigan. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 106–114. doi.org/10.1139/x98-184
- ZIELONKA T. (2006): Quantity and decay stages of coarse woody debris in old-growth subalpine spruce forests of the western Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 2614–2622. doi.org/10.1139/x06-149
- ZIELONKA T., HOLEKSA J., FLEISCHER P., KAPUSTA P. (2010): A tree-ring reconstruction of wind disturbances in a forest of the Slovakian Tatra Mountains, Western Carpathians. *Journal of Vegetation Science*, 21: 31–42. doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.01121.x
- ZIELONKA T., MALCHER P. (2009): The dynamics of a mountain mixed forest under wind disturbance in the Tatra Mountains, central Europe – a dendroecological reconstruction. *Canadian Journal of Forest Research*, 39: 2215–2223. doi.org/10.1139/X09-130

## Vzácné saproxylické druhy brouků ve vztahu k pozici mrtvého dřeva v bukových lesích

*Red-list saproxylic beetle species in relation to the position of deadwood in beech forests*

VÁCLAV ZUMR<sup>1</sup>✉, OTO NAKLÁDAL<sup>1</sup>, JIŘÍ REMEŠ<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů. Kamýčká 129, 165 00 Praha-Suchbát, ČR, ✉zumr@fld.czu.cz

### Abstrakt

Mrtvé dřevo je jedním ze základních faktorů určujících biologickou rozmanitost v lesích. Ze saproxylické skupiny brouků je v současnosti značný počet druhů veden v Červeném seznamu. Kromě jiných doporučení pro lesnický management se nedávno objevilo úsilí o obohacení porostů mrtvým dřevem pro podporu biodiverzity. V této souvislosti je pro lesníky důležité optimalizovat péstební zásahy pro dosažení maximální efektivity při zachování dřevoprodukční funkce lesů. Studie zkoumala početnost a druhovou bohatost brouků vedených v Červeném seznamu v bukových porostech ponechané svému vývoji v rámci pozic ležícího a stojícího mrtvého dřeva. Bylo použito celkem 59 letových nárazových pastí, z nichž 29 bylo umístěno na ležících kmenech, 30 na torzech (stojící mrtvé dřevo). Celkové záchyty dospělců na past v rámci pozice mrtvého dřeva nebyly průkazně odlišné. Počet druhů na past byl významně vyšší ve prospěch torz. Byl zjištěn téměř dvojnásobný počet druhů na torzech (19 druhů) oproti ležícím kmenům (11 druhů). Každý typ mrtvého dřeva zároveň hostí významně odlišné komunity saproxylických brouků. Naše výsledky podporují závěr, že torza jsou nepostradatelnými prvky v bukových lesích, hrají klíčovou roli pro druhy z Červeného seznamu. V důsledku toho se stává zásadní začlenit vyšší procento stojícího mrtvého dřeva do obhospodařovaných lesů nebo aktivně vytvářet ekvivalentní prostředí zaváděním vysokých pařezů.

**Klíčová slova:** podpora biodiverzity; okenní past; neobhospodařovaný les; národní přírodní rezervace Voděradské bučiny

### Abstract

*Deadwood is one of the essential factors affecting biodiversity in forests. Of the saproxylic group of beetles, a significant number of species are currently on the Red List. In addition to other recommendations for forest management, there have been recent efforts to enrich stands with deadwood to promote biodiversity. In this context, it is important for foresters to optimize silvicultural interventions to achieve maximum efficiency while maintaining the timber-production function of forests. This study investigated the abundance and species richness of Red Listed beetles in unmanaged beech stands within lying and standing deadwood positions. A total of 59 window traps were used, of which 29 were placed on lying logs and 30 on snags (standing deadwood). Total abundance per trap captures within the deadwood position were not significantly different. The number of species per trap was significantly higher in snags. Almost twice as many species were found on snags*

(19 species) compared to lying logs (11 species). At the same time, each deadwood type hosted significantly different saproxylic beetle communities. Our results support the conclusion that snags are indispensable elements in beech forests, playing a key role for Red List beetle species. Consequently, it becomes essential to integrate a higher percentage of standing deadwood into managed forests or to actively create an equivalent environment by introducing high stumps.

**Keywords:** biodiversity conservation; window trap; unmanaged forest; Voděradské bučiny National Nature Reserve

## ÚVOD

Obecný trend dramatického úbytku biologické rozmanitosti v krajině byl sledován řadou studií např. (SEIBOLD et al. 2019). Zpravidla je to dáno ztrátou pestřejší mozaiky hospodaření v krajině a silnou asociací na uniformní hospodářské aktivity. Ve spojení s lesními formacemi jde především o opuštění tradičních způsobů správy krajiny (např. pastevní lesy, výmladkové lesy) a eliminace mrtvého dřeva a veteránských stromů (HORÁK 2017; WEISS et al. 2021; THORN et al. 2018; MICO et al. 2021; NAKLÁDAL et al. 2022). Jelikož v minulosti byly lesy formovány velkými býložravci (VERA 2000), tak biologická rozmanitost kladně reaguje na managementové aktivity, které nejvíce mimikují podobu lesní krajiny v minulosti (ZUMR et al. 2022), obdobný efekt mají též disturbance způsobené větrem, lýkožroutovou gradací ale i požárem (LINDBLADH et al. 2003; PLATH et al. 2023; VRBA et al. 2024; ZUMR et al. 2024b). Mrtvé dřevo je jedním ze základních kamenů biologické rozmanitosti v lesích (SEIBOLD et al. 2015; PARAJULI, MARKWITH 2023). Tvoří až 2/3 z celkového druhového bohatství bezobratlých v lesích (GRAF et al. 2022). Avšak kvantita i kvalita mrtvého dřeva přítomného v typických hospodářských lesích je velmi nízká (CHRISTENSEN et al. 2005; PULLETI et al. 2019). K integraci mrtvého dřeva do lesů je recentně věnováno vědecké úsilí ve oblastech střední Evropy (ROTH et al. 2019; DOERFLER et al. 2020; VOGEL et al. 2020; ROTHACHER et al. 2023). Příspěvek se zabývá tematicky vlivem pozice mrtvého dřeva v bukových lesích na výskyt vzácných saproxylických druhů brouků. Byl formulována hypotéza: je pozice mrtvého dřeva preferována modelovou skupinou brouků a lze z toho odvodit doporučení pro hospodaření v bukových lesích?

## METODIKA

### Studované území a sběr brouků

Studie probíhala v České republice (střední Evropa) v lesním komplexu Voděradských bučin. Voděradské bučiny jsou národní přírodní rezervací s rozlohou 682 ha v nadmořské výšce 345–501 m. V NPR dominují acidofilní bukové porosty (*Fagus sylvatica* L.) zpravidla ve stáří 180–200 let, které vznikly velkoplošnými clonnými sečemi v období let 1820–1850. Tato lokalita představuje jeden z nejlépe zachovalých komplexů listnatých lesů ve středních Čechách (Plán péče 2023). Díky těmto charakteristikám je od roku 1955 část území vyloučena ze standardního lesního hospodářství. Aktuálně je více než polovina území v ponechána samovolnému vývoji (Plán péče 2023). Studie byla situována v šesti trvalých výzkumných plochách 1 ha (100 × 100 m). Tyto plochy byly založeny v letech 1980–2005 za účelem sledování přirozeného vývoje bukových porostů (BÍLEK et al. 2011).

Sběr brouků probíhal prostřednictvím letových (pasivních; okenních) nárazových pastí. Tento typ pastí je pro studium saproxylických brouků nejčastěji využíván (OKLAND et al. 1996; ALINVI et al. 2007). Každý typ mrtvého bukového dřeva byl studován v jiném roce, a to stojící stromy (torza) v r. 2022 a ležící kmeny v r. 2023. Celkem bylo použito 59 pastí, přičemž na torza bylo umístěno 30 pastí a na ležící kmeny 29 pastí. Pasti byly zavěšeny přímo na torza a u ležících kmenů v jejich blízkosti, viz Obr. 1. Pasti byly aktivní od dubna do září a byly pravidelně vybírány každé 2–3 týdny. Konzervačním roztokem byla směs vody a propylenglykolu s kapkou detergentu k narušení povrchového napětí. Shromážděný materiál byl determinován na úroveň druhu. Druhy byly seskupeny do skupin saproxylických a nesaproxylických druhů podle SCHMIDLA a BUBLERA (2004) a SEIBOLDA et al. (2015). Taxonomie druhu odpovídala konceptu ZICHA (2022), BioLib (<http://www.biolib.cz>). Jako modelová skupina vzácných saproxylických druhů byly považovány ty druhy, které spadají do stupně ohrožení (kriticky ohrožený, ohrožený, zranitelný a téměř ohrožený) podle Červeného seznamu ohrožených druhů v ČR, bezobratlí (HEJDA et al. 2017).



**Obr. 1:** Použitý typ pastí a jejich umístění ke studovaným typům bukového mrtvého dřeva: ležící kmeny (vlevo), stojící torza (vpravo).

**Fig 1:** The traps used and their placement to the studied beech deadwood types: lying logs (left), standing snags (right).

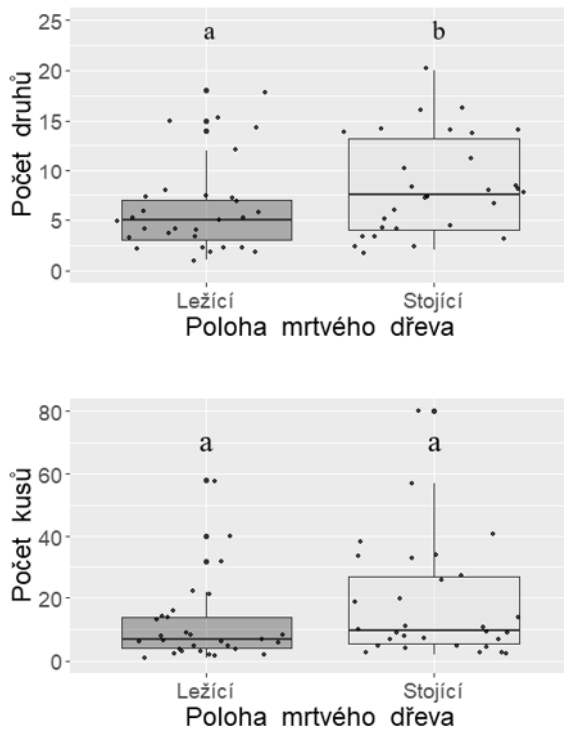
### Analýza dat

Datové analýzy byly provedeny v R 4.3.1 (R Core Team 2023). Zobecněný lineární model  $\chi^2$  (Poissonovo rozdělení a negativní binomické) byl použit k porovnání počtu druhů a jedinců zachycených na past ( $\alpha$  diverzita). Pro modely byl použit balíček glmmTMB (BROOKS et al. 2017). Dále byla vyhodnocena podobnost komunit ohrožených brouků ( $\beta$  diverzita), která indikuje míru podobnosti složení zachycených brouků do pastí na základě jejich druhového spektra a abundance. Byla využita metoda mnohorozměrného škálování (NMDS), která je velmi vhodnou volbou pro tyto účely (MINCHIN 1987). Byla využita Bray-Curtis matice podobností se dvěma dimenzemi. Pro samotný výpočet byl použit balíček „vegan“ s funkcí metaMDS (OKSANEN et al. 2022). Rozdíly mezi komunitami byly vyhodnoceny s použitím balíčku „adonis2“ (ANDERSON 2001). Statistická preference ke studijním typům mrtvého

dřeva byla hodnocena pomocí metody „Indicator Values“ (IndVal) (DUFRENE, LEGENDRE 1997). Pro tuto analýzu byl použit balíček „indicspecies“ s „multipatt“ funkcí (DE CACERES, LEGENDRE 2009). Hranice významnosti byla stanovena na hladině 0,3 z důvodu navýšení pravděpodobnosti zjištění preference druhů saproxylických brouků k typům mrtvého dřeva.

## VÝSLEDKY

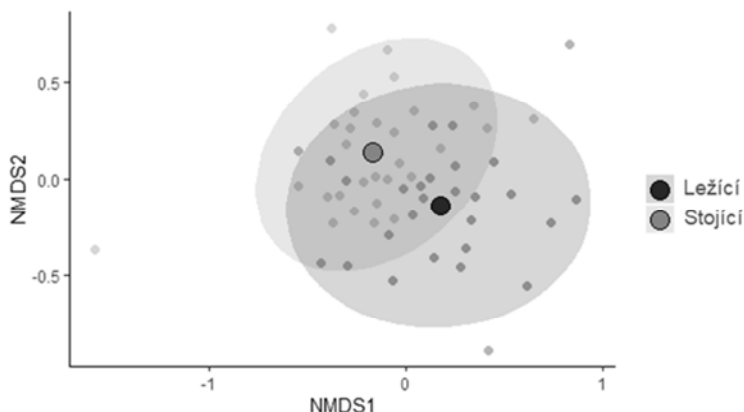
Celkově bylo zachyceno 61 druhů a 942 jedinců brouků. Jako nejvíce hojné druhy byly zachyceny *Hylis olexai* (179 jedinců), *Corticeus unicolor* (102), *Mycetophagus fulvicollis* (61), *Neomida haemorrhoidalis* (50), *Allecula morio* (45), *Uloma culinaris* (40), *Abraeus granulum* (33), *Dorcatoma minor* (33), *Mycetochara maura* (27) a *Hylis foveicollis* (26). V rozdílech v rámci záchytů jedinců na past nebyl shledán průkazný rozdíl. V porovnání počtů druhů na past se jednotlivé typy mrtvého dřeva nejvíce lišily ve prospěch torz (Obr. 2). Vyhodnocení komunit ohrožených brouků je znázorněno na Obr. 3 a mezi komunitami byl shledán průkazný rozdíl ( $p < 0,001$ ). Více druhů bylo asociováno na torza (19) oproti ležícím kmenům (11), (Obr. 4, 5).



**Obr. 2:** Počet jedinců saproxylických brouků na past (vlevo) a počet saproxylických vzácných druhů brouků zaznamenaných v rámci studie (vpravo). Písmena nad sloupci značí statisticky významné rozdíly.

**Fig. 2:** Number of saproxylic beetles per trap (left) and number of saproxylic rare beetle species recorded in the study (right). Letters above the bars indicate significant differences.





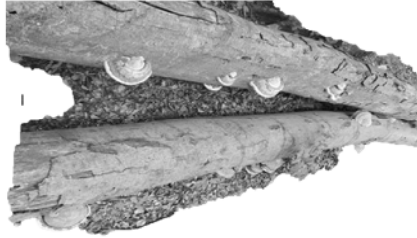
**Obr. 3:** Nemetrické vícerozměrné škálování vyznačující rozdíly ve společenstvech saproxylických brouků mezi typy mrtvého dřeva. Elipsy značí 95% interval spolehlivosti. Velké body značí centroidy.

**Fig 3:** Non-metric multidimensional scaling indicating differences in saproxylic beetle communities between deadwood types. Ellipses denote 95% confidence intervals. Large dots indicate centroids.

- *Stictoleptura scutellata* (Fabricius, 1781) \*\*
  - *Mycetochara axillaris* (Paykull, 1799)\*
  - *Dorcatoma chrysolina* (Sturm, 1837)\*
  - *Eucnemis capucina* (Ahrens, 1812) \*
  - *Allecula morio* (Fabricius, 1787)\*
  - *Pycnomerus terebrans* (Olivier, 1790)\*
  - *Anaspis melanostoma* (A. Costa, 1854)
  - *Abraeus granulatum* (Erichson, 1839)\*
  - *Conopalpus testaceus* (Olivier, 1790).
  - *Mycetophagus piceus* (Fabricius, 1777).
- 
- *Aeletes atomarius* (Aubé, 1842) \*
  - *Ischnomera sanguinicollis* (Fabricius, 1787)
  - *Mycetophagus populi* Fabricius, 1798 )
  - *Pseudocistela ceramboides* (Linnaeus, 1758)
  - *Nemadus colonoides* (Kraatz, 1851)
  - *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763)
  - *Palorus depressus* (Fabricius, 1790)
  - *Mycetophagus fulvicollis* Fabricius, 1792)
  - *Dorcatoma minor* Zahradník, 1993)

**Obr 4:** Výsledek „Indicator species values“, který indikuje preference modelové skupiny vzácných saproxylických brouků vzhledem ke stojícímu mrtvému dřevu. Průkaznost afiliace jednotlivých druhů \*\* $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; druhy bez symbolu  $p < 0,3$ .

**Fig. 4:** Result of "Indicator species values", which indicates the preferences of the model group of rare saproxylic beetles relation to snags. Significance of individual species affiliation \*\* $p < 0.01$ ; \* $p < 0.05$ ; species without symbol  $p < 0.3$ .



- *Hylis foveicollis* (C.G. Thomson, 1874)\*\*\*
- *Cylloides ater* (Herbst, 1792)\*
- *Prionocyphon serricornis* (P. W. J. Müller, 1821)\*
- *Dorcatoma punctulata* (Mulsant & Rey, 1864)
- *Pediacus depressus* (Herbst, 1797)
- *Ennearthron palmi* (Lohse, 1966)
- *Hylis cariniceps* (Reitter, 1902)
- *Rhizophagus perforatus* (Erichson, 1845)
- *Microrhagus lepidus* (Rosenhauer, 1847)
- *Synchita variegata* (Hellwig, 1792)
- *Mycetophagus multipunctatus* (Fabricius, 1792)

**Obr. 5:** Výsledek „Indicator species values“, který indikuje preference modelové skupiny vzácných saproxylických brouků vzhledem kležícímu mrtvému dřevu. Průkaznost afilice jednotlivých druhů: \*\*\* $p < 0,001$ ; \*  $p < 0,05$ ; druhy bez symbolu  $p < 0,3$ .

**Fig. 5:** Result of "Indicator species values", which indicates the preferences of the model group of rare saproxylic beetles relation to the lying logs. Significance of individual species affiliation: \*\*\* $p < 0.001$ ; \* $p < 0.05$ ; species without symbol  $p < 0.3$ .

## DISKUSE

Bylo zjištěno, že více saproxylických druhů brouků z Červeného seznamu preferovalo spíše stojící mrtvé dřevo nežli ležící. Obdobné závěry doložil u dubu BOUGET et al. (2012). Mnoho studií nalezlo významný efekt stojícího mrtvého dřeva pro řadu jiných skupin organismů. Jedná se například o houbu *F. fomentarius* (LIRA DISON et al. 2023), která je typická pro buk a je velmi důležitým mikrostanovištěm v bukových lesích pro saproxylické brouky (FRIESS et al. 2019). Stojící mrtvé dřevo je důležitým habitatem pro lišejníky, dutinové ptáky a netopýry (TILLON et al. 2016; BASILE et al. 2023; STANIASZEK-KIK et al. 2024). Pozitivní stránkou torz je jejich dlouhodobější setrvání v porostu v porovnání s ležícími kmeny, které časem podléhají rychlejšímu rozkladu (OETTEL et al. 2023). Avšak poloha mrtvého dřeva není jediným z klíčových charakteristik určujících bohatost saproxylických brouků. Důležité je také vlhkost (MACAGNO et al. 2015), stadium rozkladu (SEIBOLD et al. 2023), druh dřeviny (GOSSNER et al. 2016), rozměry (ZUMR et al. 2023), kontinuita mrtvého dřeva (SCHIEGG 2016) a v neposlední řadě je důležité dostatečné oslunění mrtvého dřeva (SEIBOLD et al. 2015; LETTENMAIER et al. 2022).

Z pohledu lesnického hospodaření v bukových lesích se při aktivním hospodaření s mrtvým dřevem se jako nejlepší opatření jeví preferování tvorby vysokých pařezů. Obdobná úvaha o stojícím mrtvém dřevu je často zmiňována ve skandinávských zemích (např. JONSSSEL, WESLIEN 2003; JONSELL et al. 2004). Zároveň je z hlediska racionalizace přínosné, že stojící mrtvé dřevo je déle přítomné v porostech, naproti tomu ležící kmeny buku se zcela rozkládají mezi 30–50 lety (PŘÍVĚTIVÝ et al. 2016). Po pádu torza na lesní půdu bude následně mrtvé dřevo plnit další své funkce a plnit potřeby pro druhy vázané na ležící kmeny. To mohou být druhy více vázané na vlhčí kusy mrtvého dřeva (ZUMR et al. 2024a).

## ZÁVĚR

Takto definovaný aktivní management při obohacování hospodářských porostů stojícím mrtvým dřevem, a to i prostřednictvím vytváření vysokých pařezů jako ekvivalentu torz, by se mohl stát indikátorem pro potencionální výši (úroveň) platby za ekosystémové služby (ZUMR et al. 2021). Tento způsob lesnického managementu může výrazně zvýšit celkovou biodiverzitu porostu, zejména saproxylických brouků, a taktéž jiných skupin fauny a flory.

### Poděkování

Příspěvek vznikl v rámci řešení projektu NAZV QK23020008 „Platby za ekosystémové služby lesa a lesního hospodářství“.

## LITERATURA

- ALINVI O., BALL J.P., DANELL K., HJÄLTÉN J., PETTERSSON R.B. (2007): Sampling saproxylic beetle assemblages in dead wood logs: comparing window and eclector traps to traditional bark sieving and a refinement. *Journal of Insect Conservation*, 11: 2: 99–112. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-9012-2>
- ANDERSON M.J. (2001): A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32–46.
- BASILE M., KRIŠTÍN A., MIKUSIŃSKI G., THORN S., ŽMIHORSKI M., PASINELLI G., BROCKERHOFF E.G. (2023): Salvage Logging Strongly Affects Woodpecker Abundance and Reproduction: a Meta-analysis. *Current Forestry Reports*, 9: 1: 1–14. <https://doi.org/10.1007/s40725-022-00175-w>
- BOUGET C., NUSILLARD B., PINEAU X., RICOU C. (2012): Effect of deadwood position on saproxylic beetles in temperate forests and conservation interest of oak snags. *Insect Conservation and Diversity*, 5: 4: 264–278. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00160.x>
- BROOKS M.E., KRISTENSEN K., VAN BENTHEM K.J., MAGNUSSON A., BERG C.W., NIELSEN A., SKAUG H.J., MACHLER M., BOLKER B.M. (2017): GlmmTMB balances speed and flexibility among packages for Zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal*, 9: 2: 378–400. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>
- BÍLEK L., REMEŠ J., ZAHRADNÍK D. (2011): Managed vs. unmanaged. Structure of beech forest stands (*Fagus sylvatica* L.) after 50 years of development, Central Bohemia. *Forest Systems*, 20: 1: 122–138. <https://doi.org/10.5424/fs/2011201-10243>
- DE CACERES M., LEGENDRE P. (2009): Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90, 3566–3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- DOERFLER I., CADOTTE M.W., WEISSER W.W., MÜLLER J., GOSSNER M.M., HEIBL C., BÄSSLER C., THORN S., SEIBOLD S., NICHOLS E. (2020). Restoration-oriented forest management affects community assembly patterns of deadwood-dependent organisms. *Journal of Applied Ecology*, 57: 12: 2429–2440. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13741>
- DUFRENE M., LEGENDRE P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 3: 345–366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO)
- FRIESS N., MÜLLER J.C., ARAMENDI P., BÄSSLER C., BRÄNDLE M., BOUGET C., BRIN A., BUSSLER H., GEORGIEV K.B., GIL R., GOSSNER M.M., HEILMANN-CLAUSEN J., ISACSSON G., KRIŠTÍN A., LACHAT T., LARRIEU L., MAGNANOU E., MARINGER A., MERGNER U.,

- MIKOLÁŠ M., OPGENOORTH L., SCHMIDL J., SVOBODA M., THORN S., VANDEKERKHOVE K., VREZEC A., WAGNER T., WINTER M.-B., ZAPPONI L., BRANDL R., SEIBOLD S. (2019): Arthropod communities in fungal fruitbodies are weakly structured by climate and biogeography across European beech forests. *Diversity and Distributions*, 25: 5: 783–796. <https://doi.org/10.1111/ddi.12882>
- GOSSNER M.M., WENDE B., LEVICK S., SCHALL P., FLOREN A., LINSENMAIR K.E., STEFFAN-DEWENTER I., SCHULZE E.-D., WEISSER W.W. (2016): Deadwood enrichment in European forests – Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity? *Biological Conservation*, 201: 92–102. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.032>
- GRAF M., SEIBOLD S., GOSSNER M.M., HAGGE J., WEIB I., BÄSSLER C., MÜLLER J. (2022): Coverage based diversity estimates of facultative saproxylic species highlight the importance of deadwood for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 517: 120275. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120275>
- HEJDA R., FARKAČ J., CHOBOT K. (2017): Red List of Threatened Species of the Czech Republic. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, 612 s. ISBN 978-80-88076-53-7.
- HORÁK J. (2017). Insect ecology and veteran trees. *Journal of Insect Conservation*, 21: 1: 1–5. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9953-7>
- CHRISTENSEN M., HAHN K., MOUNTFORD E.P., ÓDOR P., STANDOVÁR T., ROZENBERGAR D., DIACI J., WIJDEVEN S., MEYER P., WINTER S., VRŠKA T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 210: 1–3: 267–282. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.032>
- JONSELL M., NITTÉRUS K., STIGHÅLL K. (2004): Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation*, 118: 2: 163–173. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.017>
- JONSELL M., WESLIEN J. (2003): Felled or standing retained wood – it makes a difference for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management*, 175: 425–435.
- LETTENMAIER L., SEIBOLD S., BÄSSLER C., BRANDL R., GRUPPE A., MÜLLER J., HAGGE J. (2022): Beetle diversity is higher in sunny forests due to higher microclimatic heterogeneity in deadwood. *Oecologia*, 198: 3: 825–834. <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05141-8>
- LINDBLADH M., NIKLASSON M., NILSSON S.G. (2003): Long-time record of fire and open canopy in a high biodiversity forest in southeast Sweden. *Biological Conservation*, 114: 2: 231–243. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00043-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00043-0)
- LIRA DYSON B., HERPEL R., KARASCH P., MÜLLER J., THOM D., BÄSSLER C. (2024): Effects of forest management on the key fungal decomposer *Fomes fomentarius* in European beech forests – Lessons from a large-scale experiment. *Forest Ecology and Management*, 552: 121580. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121580>
- MACAGNO A.L.M., HARDERSEN S., NARDI G., LO GIUDICE G., MASON F. (2015): Measuring saproxylic beetle diversity in small and medium diameter dead wood: The "grab-and-go" method. *European Journal of Entomology*, 112: 3: 510–519. <https://doi.org/10.14411/eje.2015.049>
- MICÓ E., MARTÍNEZ-PÉREZ S., JORDAN-NÚÑEZ J., GALANTE E., MICÓ-VICENT B. (2022): On how the abandonment of traditional forest management practices could reduce saproxylic diversity in the Mediterranean Region. *Forest Ecology and Management*, 520: 120402. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120402>
- MINCHIN P.R. (1987): An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio*, 69: 1–3: 89–107. <https://doi.org/10.1007/BF00038690>

- NAKLÁDAL O., ZUMR V., REMEŠ J., MACHÁČOVÁ M., PEŠKOVÁ V. (2022): Heritage Trees as an Important Sanctuary for Saproxyllic Beetles in the Central European Landscape: A Case Study from Litovelské Pomoraví, Czech Republic. *Forests*, 13: 7: 1128. <https://doi.org/10.3390/f13071128>
- OETTEL J., ZOLLES A., GSCHWANTNER T., LAPIN K., KINDERMANN G., SCHWEINZER K.-M., GOSSNER M.M., ESSL F. (2023): Dynamics of standing deadwood in Austrian forests under varying forest management and climatic conditions. *Journal of Applied Ecology*, 60: 4: 696–713. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14359>
- OKLAND B. (1996): A comparison of three methods of trapping saproxyllic beetles. *European Journal of Entomology*, 93: 195–209.
- OKSANEN J., SIMPSON G.L., BLANCHET F.G., KINDT R., LEGENDRE P., MINCHIN P., O'HARA R.B., SOLYMOS P., STEVENS M.H.H., SZOEC S., WAGNER H., BARBOUR M., BEDWARD M., BOLKER B., BORCARD D., CARVALHO G., CHIRICO M., DE CACERES M., DURAND S., EVANGELISTA H., FITZJOHN R., FRIENDLY M., FURNEAUX B., HANNIGAN G., HILL M., LAHTI L., MCGLENN D., OUELLETTE M., RIBEIRO CUNHA E., SMITH T., STIER A., TER BRAAK C., WEEDON J. (2022): Vegan: community Ecology package R package version 2.6-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. (Accessed 2 October 2023).
- PARAJULI R., MARKWITH S.H. (2023): Quantity is foremost but quality matters: A global meta-analysis of correlations of dead wood volume and biodiversity in forest ecosystems. *Biological Conservation*, 283: 110100. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110100>
- Plán péče, 2023. Plán péče pro Národní přírodní rezervaci Voděradské Bučiny 2021–2030. Dostupné na: [https://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?SHOW\\_O](https://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?SHOW_O)
- PLATH E., TRAUTH C., GERHARDS J., GRIEBEL L., FISCHER K. (2024): Dieback of managed spruce stands in western Germany promotes beetle diversity. *Journal of Forestry Research*, 35: 48. <https://doi.org/10.1007/s11676-024-01695-w>
- PRÍVĚTIVÝ T., JANÍK D., UNAR P., ADAM D., KRÁL K., VRŠKA T. (2016): How do environmental conditions affect the deadwood decomposition of European beech (*Fagus sylvatica* L.)? *Forest Ecology and Management*, 381: 177–187. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.033>
- PULETTI N., CANULLO R., MATTIOLI W., GAWRYŚ R., CORONA P., CZEREPKO J. (2019): A dataset of forest volume deadwood estimates for Europe. *Annals of Forest Science*, 76: 68. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0832-0>
- R Core Team (2023): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>. (Accessed 2 October 2023).
- ROTH N., DOERFLER I., BÄSSLER C., BLASCHKE M., BUSSLER H., GOSSNER M.M., HEIDEROOTH A., THORN S., WEISSER W.W., MÜLLER J., FISCHER J. (2019): Decadal effects of landscape-wide enrichment of dead wood on saproxyllic organisms in beech forests of different historic management intensity. *Diversity and Distributions*, 25: 3: 430–441. <https://doi.org/10.1111/ddi.12870>
- ROTHACHER J., HAGGE J., BÄSSLER C., BRANDL R., GRUPPE A., MÜLLER J. (2023): Logging operations creating snags, logs, and stumps under open and closed canopies promote stand-scale beetle diversity. *Forest Ecology and Management*, 540: 121022. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121022>

- SEIBOLD S., BRANDL R., BUSE J., HOTHORN T., SCHMIDL J., THORN S., MÜLLER J. (2015). Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology*, 29: 2: 382–390. <https://doi.org/10.1111/cobi.12427>
- SEIBOLD S., GOSSNER M.M., SIMONS N.K., BLÜTHGEN N., MÜLLER J., AMBARLI D., AMMER C., BAUHUS J., FISCHER M., HABEL J.C., LINSENMAIR K.E., NAUSS T., PENONE C., PRATI D., SCHALL P., SCHULZE E.-D., VOGT J., WOLLAUER S., WEISSER W.W. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574: 671–674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>
- SEIBOLD S., WEISSER W.W., AMBARLI D., GOSSNER M.M., MORI A.S., CADOTTE M.W., HAGGE J., BÄSSLER C., THORN S. (2023): Drivers of community assembly change during succession in wood-decomposing beetle communities. *Journal of Animal Ecology*, 92: 5: 965–978. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13843>
- SCHIEGG K. (2016): Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Écoscience*, 7: 3: 290–298. <https://doi.org/10.1080/11956860.2000.11682598>
- SCHMIDL J., BÜBLER H. (2004). Okologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 36: 7: 202–218.
- STANIASZEK-KIK M., ŻARNOWIEC J.J., CHMURA D. (2024): Cut stumps vs broken stumps: does it make any difference in the maintenance of plant and lichen biodiversity in Central European mountain forests? *Forest Ecosystems*, 11: 100206. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2024.100206>
- THORN S., BÄSSLER C., BRANDL R., BURTON P.J., CAHALL R., CAMPBELL J.L., CASTRO J., CHOI C.-Y., COBB T., DONATO D.C., DURSKA E., FONTAINE J.B., GAUTHIER S., HEBERT C., HOTHORN T., HUTTO R.L., LEE E.-J., LEVERKUS A.B., LINDENMAYER D.B., OBRIST M.K., ROST J., SEIBOLD S., SEIDL R., THOM D., WALDRON K., WERMELINGER B., WINTER M.-B., ZMIHORSKI M., MÜLLER J. (2018): Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55: 1: 279–289. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12945>
- TILLON L., BOUGET C., PAILLET Y., AULAGNIER S. (2016): How does deadwood structure temperate forest bat assemblages? *European Journal of Forest Research*, 135: 3: 433–449. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0944-0>
- VERA F.W.M. (ed.). (2000): *Grazing ecology and forest history*. CABI. <https://doi.org/10.1079/9780851994420.0000>
- VOGEL S., GOSSNER M.M., MERGNER U., MÜLLER J., THORN S., CHENG L. (2020): Optimizing enrichment of deadwood for biodiversity by varying sun exposure and tree species: An experimental approach. *Journal of Applied Ecology*, 57: 10: 2075–2085. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13648>
- VRBA P., BENEŠ J., ČÍŽEK L., FILIPPOV P., FALTÝNEK FRIC Z., HAUCK D., KONVIČKA M., SPITZER L. (2024): Bark beetle outbreak and biodiversity in commercial spruce plantations: Responses of four model groups. *Forest Ecology and Management*, 555: 121700. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121700>
- WEISS M., KOZEL P., ZAPLETAL M., HAUCK D., PROCHÁZKA J., BENEŠ J., ČÍŽEK L., ŠEBEK P. (2021): The effect of coppicing on insect biodiversity. Small-scale mosaics of successional stages drive community turnover. *Forest Ecology and Management*, 483: 118774. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118774>

- ZUMR V., REMEŠ J., PULKRAB K. (2021): How to Increase Biodiversity of Saproxyllic Beetles in Commercial Stands through Integrated Forest Management in Central Europe. *Forests*, 12: 6: 814. <https://doi.org/10.3390/f12060814>
- ZUMR V., NAKLÁDAL O., REMEŠ J., BRESTOVANSKÁ T., ZUMR V. (2022): Diversity of click beetles in managed nonnative coniferous and native beech stands: Consequences of changes in the structural and species composition of tree stands in Central Europe. *Forest Ecosystems*, 9: 100057. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2022.100057>
- ZUMR V., NAKLÁDAL O., BÍLEK L., REMEŠ J. (2023): The diameter of beech snags is an important factor for saproxyllic beetle richness: Implications for forest management and conservation. *Forest Ecosystems*, 10: 100143. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2023.100143>
- ZUMR V., NAKLÁDAL O., REMEŠ J. (2024): Deadwood-Dwelling Beetles (Coleoptera: Eucnemidae) in a Beech Reserve: A Case Study from the Czech Republic. *Forests*, 15: 3: 469. <https://doi.org/10.3390/f15030469>
- ZUMR V., REMEŠ J., NAKLÁDAL O. (2024): Short-Term Response of Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) to Fire in Formerly Managed Coniferous Forest in Central Europe. *Fire*, 7: 3: 76. <https://doi.org/10.3390/fire7030076>

## PŘÍLOHA – seznam sborníků z přecházejících symposií a citace aktuálního vydání

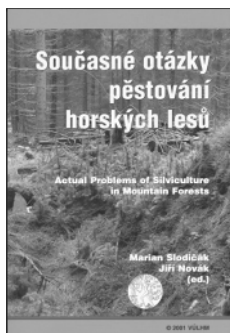
APPENDIX – list of proceedings from previous symposiums and citation of the current volume



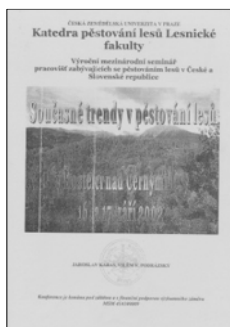
KANTOR P. (ed.), (1999): **Pěstování lesů v podmínkách antropicky změněného prostředí.** Sborník referátů z 1. česko-slovenského vědeckého semináře pedagogickovědeckých a vědeckovýzkumných pracovišť oboru Pěstování lesů, Křtiny, 14.–15. 9. 1999, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav zakládání a pěstění lesů a Školní lesní podnik Masarykův les Křtiny, 217 s., ISBN 80-7157-392-2.



SANIGA M., JALOVIAR P. (eds.), (2000). **Pestovanie lesa v zmenených ekologických podmienkach.** Zborník referátov z 2. česko-slovenského vedeckého sympózia pedagogickoveckých a vedeckovýzkumných pracovísk v odbore Pestovanie lesa, Zvolen, 5.–6. 9. 2000, Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra pestovania lesa, 137 s., ISBN 80-228-0974-8.

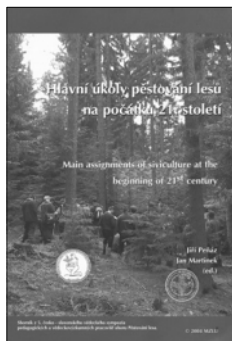


SLODIČÁK M., NOVÁK J. (eds.), (2001). **Současné otázky pěstování horských lesů** [Actual Problems of Silviculture in Mountain Forests]. Sborník z III. česko-slovenského vědeckého sympozia pedagogickoveckých a vědeckovýzkumných pracovišť oboru Pěstování lesa, Opočno, 13.–14. 9. 2001. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, 370 s., ISBN 80-86461-13-0.

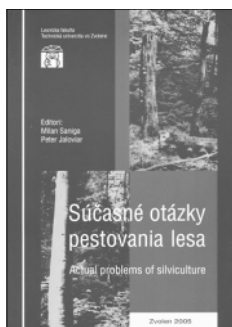


KARAS J., PODRÁZSKÝ V. (eds.), (2002): **Současné trendy v pěstování lesů.** Sborník z výročního mezinárodního semináře pracovníků zabývajících se pěstováním lesů v České a Slovenské republice, Kostelec nad Černými lesy, 16.–17. 9. 2002, Česká zemědělská univerzita v Praze, Lesnická fakulta, Katedra pěstování lesů, 32 s. + CD ROM, ISBN 80-213-0938-5.

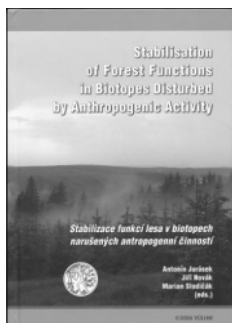




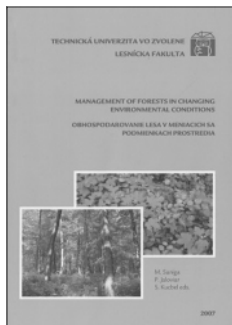
PEŇÁZ J., MARTINEK J. (eds.), (2004): **Hlavní úkoly pěstování lesů na počátku 21. století** [Main Assignments of Silviculture at the Beginning of 21<sup>st</sup> Century]. Sborník z 5. česko-slovenského vědeckého sympozia pedagogickovědeckých a vědeckovýzkumných pracovišť oboru pěstování lesa, Křtiny, 14.–16. 9. 2004, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav zakládání a pěstění lesů, 411 s. + CD ROM, ISBN 80-7157-778-2.



SANIGA M., JALOVIAK P. (eds.), (2005): **Súčasná otázky pestovania lesa** [Actual Problems of Silviculture]. Zborník referátov zo VII. česko-slovenského vedeckého sympozia pedagogickovedeckých a vedeckovýzkumných pracovišť v odbore pestovanie lesa, Zvolen, 6.–7. 9. 2005, Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra pestovania lesa, 229 s., ISBN 80-228-1489-X.



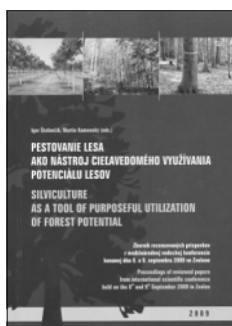
JURÁSEK A., NOVÁK J. SLODIČÁK M. (eds.), (2006): **Stabilisation of Forest Functions in Biotopes Disturbed by Anthropogenic Activity** [Stabilizace funkcí lesa v biotopech narušených antropogenní činností]. Výsledky výzkumu prezentované na mezinárodní vědecké konferenci v rámci výzkumného záměru MZe-0002070201. Opočno 5.–6. 9. 2006. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jiloviště-Strnady, Výzkumná stanice Opočno, 560 s., ISBN 80-86461-71-8.



SANIGA M., JALOVIAK P., KUCBEL, S. (eds.), (2007): **Management of Forests in Changing Environmental Conditions** [Obhospodarovanie lesa v meniacich sa podmienkach prostredia]. Zborník pôvodných vedeckých prác. Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra pestovania lesa, 408 s., ISBN 978-80-228-1779-0.



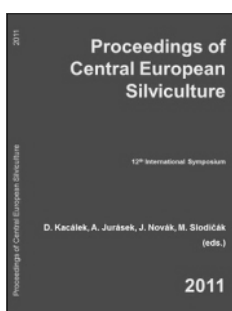
KUPKA I. (ed.), (2008): **Pěstování lesů na počátku 21. století** [Silviculture at the Beginning of 21<sup>st</sup> Century]. Sborník recenzovaných příspěvků z konference, Kostelec nad Černými lesy, 9.–10. 9. 2008, Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, vydání na CD ROM, ISBN 978-80-213-1805-2.



ŠTEFANČÍK I., KAMENSKÝ M. (eds.), (2009): **Pestovanie lesa ako nástroj cieľavedomého využívania potenciálu lesov** [Silviculture as a Tool of Purposeful Utilization of Forest Potential]. Zborník recenzovaných príspevkov z medzinárodnej vedeckej konferencie, Zvolen, 8.–9. 9. 2009, Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, 346 s., ISBN 978-80-8093-089-9.



KNOTT R., PEŇÁZ J., VANĚK P. (eds.), (2010): **Pěstování lesů v nižších vegetačních stupních** [Silviculture at Lower Forest Vegetation Zones]. Sborník původních vědeckých prací, Křtiny, 6.–8. 9. 2010, Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav zakládání a pěstění lesů, 172 s., ISBN 978-80-7375-422-8.



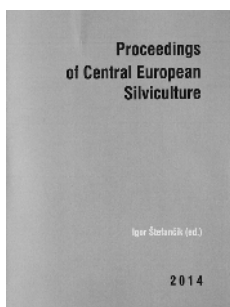
KACÁLEK D., JURÁSEK A., NOVÁK J., SLODIČÁK M. (eds.), (2011): **Proceedings of Central European Silviculture – Stabilizace funkcí lesa v antropogenně narušených a měnících se podmínkách prostředí** [Stabilization of forest functions in anthropically disturbed and changing environmental conditions]. 12. Mezinárodní symposium věnované diskuzi otázek pěstování lesů. Opočno, 28.–29. 6. 2011, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Strnady, Výzkumná stanice Opočno, 276 s., ISBN 978-80-7417-039-3.



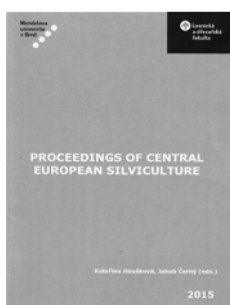
SANIGA M., KUCBEL S., JALOVIAR P. (eds.), (2012): **Pestovanie lesa v strednej Európe** [Silviculture in central Europe]. Zborník vedeckých prác, Zvolen, 2.–4. 7. 2012, Technická univerzita vo Zvolene, 356 s., ISBN 978-80-228-2369-2.



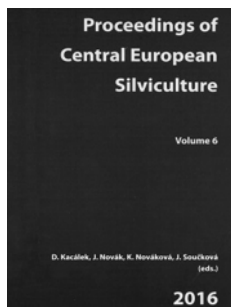
BALÁŠ M., PODRÁZSKÝ V., KUČERAVÁ B. (eds.), (2013): **Proceedings of Central European Silviculture** – Pěstování lesů ve střední Evropě [Silviculture in Central Europe]. 14. mezinárodní symposium věnované diskuzi otázek pěstování lesů, Kostelec nad Černými lesy, 2.–3. 7. 2013, Česká zemědělská univerzita v Praze, 320 s., ISBN 978-80-213-2381-0.



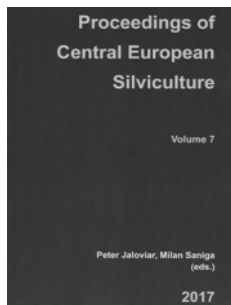
ŠTEFANČÍK I. (ed.), (2014): **Proceedings of Central European Silviculture** – Pestovanie lesa v strednej Európe [Silviculture in Central Europe]. Zborník vedeckých prác, [Štrbské Pleso, 10.–11. 9. 2014 – neuvedeno], Národné lesnícke centrum Zvolen, 219 s., ISBN 978-80-8093-187-2.



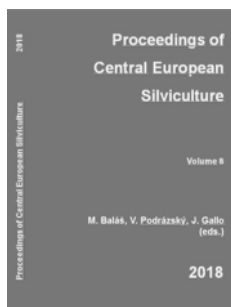
HOUŠKOVÁ K., ČERNÝ J. (eds.), (2015): **Proceedings of Central European Silviculture** – Pěstování lesů ve střední Evropě [Silviculture in Central Europe]. Sborník původních vědeckých prací, Křtiny, 2.–4. 9. 2015, Mendelova univerzita v Brně, 222 s., ISBN 978-80-7509-308-0.



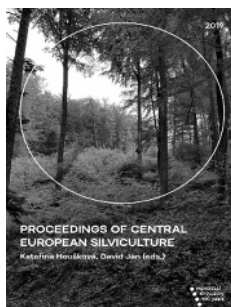
KACÁLEK D., NOVÁK J., NOVÁKOVÁ K., SOUČKOVÁ J. (eds.), (2016): **Proceedings of Central European Silviculture**. Volume 6: Funkce lesa v měnících se podmínkách prostředí [Forest functions in changing environments]. Sborník původních vědeckých prací u příležitosti 17. vědecké konference pěstitelů lesa, Dobruška, 30.–31. 8. 2016, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Strnady, Výzkumná stanice Opočno, 246 s., ISBN 978-80-7417-112-3.



JALOVIAR P., SANIGA M. (eds.), (2017): **Proceedings of Central European Silviculture**. Volume 7: Adaptívny manažment pestovania lesov v procese klimatickej zmeny a globálneho otepľovania [Adaptive management of silviculture in the process of climate change and global warming]. Recenzovaný zborník vedeckých prác, [Zvolen, 6.–7. 9. 2017 – neuvedeno], Technická univerzita vo Zvolene, 240 s., ISBN 978-80-228-2979-3.



BALÁŠ M., PODRÁZSKÝ V., GALLO J. (eds.), (2018): **Proceedings of Central European Silviculture**. Volume 8: Pěstování lesů ve střední Evropě [Silviculture in Central Europe]. Sborník vědeckých prací u příležitosti 19. mezinárodního setkání pěstitelů lesa střední Evropy, Doksy, 4.–5. 9. 2018, Česká zemědělská univerzita v Praze, 240 s., ISBN 978-80-213-2866-2.

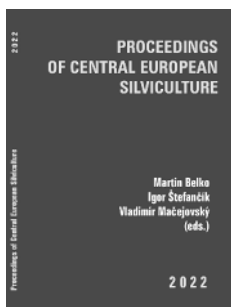


HOUSKOVÁ K., JAN D. (eds.), (2019): **Proceedings of Central European Silviculture**. [Volume 9 – neuvedeno]: Pěstování lesů ve střední Evropě [Silviculture in Central Europe]. Sborník vědeckých prací u příležitosti 20. mezinárodního setkání pěstitelů lesa střední Evropy a 100 let založení Mendelovy univerzity v Brně, Brno, 3.–5. 9. 2019, Mendelova univerzita v Brně, 316 s., ISBN 978-80-7509-669-2.

[V roce 2020 se konference nekonala z důvodů koronavirové pandemie.]



KACÁLEK D., SOUČKOVÁ J., HVĚZDOVÁ A., NOVÁK J. (eds.), (2021): **Proceedings of Central European Silviculture**. Volume 10: Pěstování lesů – nová témata ve střední Evropě [Silviculture – New Issues in Central Europe]. Sborník původních vědeckých prací u příležitosti 21. vědecké konference pěstitelů lesa, Dobruška, 7.–8. 9. 2021, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Strnady, Výzkumná stanice Opočno, 288 s., ISBN 978-80-7417-214-4.



BELKO M., ŠTEFANČÍK I., MAČEJOVSKÝ V. (eds.), (2022): **Proceedings of Central European Silviculture**. [Volume 11 – neuvedeno]. Pestovanie lesa v Strednej Európe [Silviculture in Central Europe]. Zborník vedeckých prác, Zvolen, 6.–8. 9. 2022, Národné lesnícke centrum Zvolen, 207 s., ISBN 978-80-8093-338-8.



PITTNER J., PAROBEKOVÁ Z., JALOVÍAR P. (eds.), (2023): [*Proceedings of Central European Silviculture – neuvedeno*] Volume 12: Pestovanie lesa v Strednej Európe. Zborník vedeckých prác na tému pestovanie lesa v Strednej Európe, Zvolen, 5.–6. 9. 2023, Technická univerzita vo Zvolene, 190 s., ISBN 978-80-228-3380-6.



BALÁŠ M., GALLO J., PODRÁZSKÝ V. (eds.), (2024): **Proceedings of Central European Silviculture**. Volume 13: Pěstování lesů ve střední Evropě [Silviculture in Central Europe]. Sborník vědeckých prací u příležitosti 24. mezinárodního setkání pěstitelů lesa střední Evropy, Roztoky u Křivokláta, 3.–4. 9. 2024, Česká zemědělská univerzita v Praze, 292 s., ISBN 978-80-213-3407-6.



**CAZV** ČESKÁ AKADEMIE  
ZEMĚDĚLSKÝCH VĚD  
*Výročí 100 let* 1924-2024

**ČZU** Fakulta lesnická  
a dřevařská

**ISBN 978-80-213-3407-6**