



SSPLPVV



Národné lesnícke centrum
Lesnícky výskumný ústav Zvolen,
odbor pestovania lesa

*National Forest Centre
Forest Research Institute Zvolen,
Department of silviculture*

v spolupráci s

in cooperation with

Technickou univerzitou vo Zvolene,
Lesníckou fakultou

*Technical University in Zvolen,
Faculty of Forestry*

Výskumným ústavem lesního
hospodářství a myslivosti, v.v.i., Strnady,
Výzkumnou stanicí Opočno

*Forestry and Game Management Research
Institute Strnady,
Forest Research Station Opočno*

Mendelovou univerzitou v Brně,
Lesníckou a dřevařskou fakultou

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

Českou zemědělskou univerzitou v Praze,
Fakultou lesníckou a dřevařskou

*Czech University of Life Sciences Prague,
Faculty of Forestry and Wood Sciences*

Zborník vedeckých prác na tému

Proceedings of scientific papers on the topic

**PESTOVANIE LESA
V STREDNEJ EURÓPE**

***SILVICULTURE
IN CENTRAL EUROPE***

Podakovanie / Acknowledgement

Táto publikácia bola finančne podporená Slovenskou spoločnosťou pre poľnohospodárske, lesnícke, potravinárske a veterinárske vedy pri SAV.

Všetky príspevky publikované v tomto zborníku boli recenzované – *All chapters in this monograph were anonymously reviewed.*

Zoznam recenzentov / Reviewers list

Ing. Jan Bartoš, Ph.D.
Ing. Martin Belko, PhD.
Ing. Pavel Ďurica, PhD.
Ing. Vladimír Mačejovský, PhD.
Ing. Michal Pástor, PhD.
Ing. Pavel Pavlenda, PhD.
prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.
Ing. Matúš Sendecký, PhD.
doc. Ing. Martin Slávik, CSc.
doc. Ing. Igor Štefančík, CSc.

Vydavateľ / <i>Publisher:</i>	Národné lesnícke centrum
Editors / <i>Editors:</i>	Martin Belko, Igor Štefančík, Vladimír Mačejovský
Grafická úprava / <i>Graphic design:</i>	Lubica Pilná
Prvé vydanie / <i>First edition</i>	
Tlač / <i>Press:</i>	NLC Zvolen
Rok vydania / <i>Year of publication:</i>	2022
Fotografie na obálke / <i>Photo on the cover page:</i>	Martin Belko
Rozsah / <i>Number of pages:</i>	207 strán
Náklad / <i>Number of copies:</i>	100 výtlačkov

Rukopis neprešiel jazykovou úpravou.

Copyright © Národné lesnícke centrum Zvolen, 2022
ISBN 978 - 80 - 8093 - 338 - 8

Obsah / Content

I. Obnova lesa a zalesňovanie / Forest Regeneration and Reforestation

- Brabec, P., Vacek, Z., Vacek, S., Cukor, J., Fuchs, Z.
Obnova smíšených porostů s jedlí bělokorou ve středních Čechách: struktura, dynamika a vliv zvěře / Regeneration of mixed silver fir stands in Central Bohemia: structure, dynamics and game effect 8
- Mačejovský, V.
Effect of seed size on germination of sessile oak (*Quercus petraea* L.) / Effect of seed size on germination of sessile oak (*Quercus petraea* L.) 16
- Mitrová, A.M., Sendecký, M., Martiník, A.
Prvé poznatky a skúsenosti zo zkladania výskumno-demonštračnej plochy alley cropping v Žabčiciach / Initial insights and experiences from the establishment of an alley cropping research and demonstration plot in Žabčice 22
- Repáč, I, Belko, M.
Účinnok aplikácie hydroabsorbenta a ektomykorízneho biopreparátu na vývoj sadeníc buka lesného v podmienkach simulovaného stresu zo sucha / Effect of hydroabsorbent and ectomycorrhizal additive application on the development of European beech seedlings under simulated drought 30

II. Štruktúra lesných porastov / Forest stand structure

- Jaloviár, P., Parobeková, Z.
Dynamika a štruktúra mŕtveho dreva v NPR Badínsky prales – 40-ročná štúdia / Dynamics and structure of lying dead wood in NNR Badínsky prales – 40-year time study 40
- Kománek, M., Knott, R., Kneifl, M.
Jak se mění strukturní charakteristiky lesního porostu na kruhových plochách různé velikosti / How do structural characteristics of the forest area change on circular plots of different sizes? 46
- Kucbel, S., Šumichrast, L., Pittner, J.
Analýza miery mortality a dorastu v zmiešanom lese NPR Badínsky prales / Analysis of mortality and recruitment rates in mixed forest of NNR Badínsky prales ... 54
- Sedmáková, D., Vencúrik, J., Saniga, M.
Znížená rastová vitalita dreviny tis obyčajný pod dlhodobým kompetičným zaťažením v zmiešaných bukových lesoch / Growth vitality decline of European yew under the long-term competition stress in mixed beech forests 61
- Šumichrast, L., Ďurica, P., Kucbel, S.
Dynamika porastových medzier v jedľovo-bukovom prírodnom lese NPR Badínsky prales / Forest gap dynamics in a fir-beech old-growth forest in the NNR Badínsky prales 68

III. Výchova a produkcia lesných porastov / Forest stand tending and production

- Dušek, D., Novák, J.
Problematika štíhlostního kvocientu na základě dat z Národní inventarizace lesů / The issue of the slenderness quotient of spruce based on National Forest Inventory data 75
- Jablonická, P., Černý, J.
Citlivosti letokruhových řad jedle bělokoré (*Abies alba* Mill) vůči změně klimatických faktorů na území ŠLP Křtiny / Silver fir (*Abies alba* Mill.) tree ring series sensitivity against climatic factor's changes at UFE Křtiny 82
- Marešová, K., Černý, J.
Dynamika přírůstu kruhové výčetní základny vybraných porostů smrku ztepilého s odlišným managementem porostní výchovy na Trutnovsku / Dynamic of basal area increment in pure Norway spruce stands with different silvicultural management in the Trutnov vicinity 90
- Peterková, A., Černý, J.
Dynamika přírůstu kruhové výčetní základny mladých smrkových porostů a jejich stabilita v závislosti na intenzitě výchovného zásahu / The basal area growth dynamics in young spruce stands and their stability in dependency on various pre-commercial thinning intensities 99
- Sýkora, P., Pokorný, R.
Indikuje zavřčení kmene buku lesního snížení tloušťkového přírůstu? / Nebolo v zaslanom príspevku / Does the epicormic shoots of the forest beech trunk indicate a reduction in the thickness increase? 107
- Šimková, M., Vacek, S., Vacek, Z.
Vývoj a růst výmladků v pařezinách v Národním parku Podyjí / Dynamics and growth of sprouts in coppices in Podyjí National Park 114
- Štefančík, I.
Vplyv rozdielnej výchovy na vývoj cieľových stromov v bukových porastoch / The effect of different tending on crop trees development in pure beech stands 122
- Zbranková, K., Černý, J.
Dynamika přírůstu kruhové výčetní základny porostů borovice lesní s různým režimem výchovy na přirozených borových stanovištích / Dynamic of basal area increment of Scots pine growing under different tending treatments on pine natural sites 129

IV. Lesy a prostredie / Forest and Environment

- Bartoš, J., Kacálek, D., Leugner, J.
Vývoj porostu jedle ve srovnání se smíšeným porostem modřínu s jedlí a vlastnosti svršku půdy bývalé louky dvacet let po zalesnění / Performance of fir stand compared to mixed larch-fir stand and properties of former-meadow topsoil twenty years following afforestation 137

Fuchs, Z., Vacek, Z., Vacek, S., Cukor, J., Brabec, P., Gallo, J. Vývoj bukových porostů pod tlakem zvěře s ohledem na různé způsoby hospodaření v Krušných horách / Evaluation of beech stands under game pressure with respect to different management practices in the Krušné hory Mts.	137
Podrázský, V., Kupka, I., Novotný, S., Staňová, J., Gallo, J. Srovnání potenciálu rozkladu celulózy v humusových formách porostních skupin smrku a jedle / Comparison of the cellulolytic potential of humus forms in the stand groups of silver fir and Norway spruce	151
Prouza, J., Černý, J. Sezónní dynamika indexu listové plochy přípravných porostů břízy bělokoré / Leaf area index seasonal dynamics in birch pioneer stands	159
Šimůnek, V., Vacek, S., Hájek, V., Vacek, Z., D'Andrea, G., Brichta, J. Časový efekt slunečního cyklu na radiální růst smrku ztepilého: Základní vysvětlení z předhoří Hrubého Jeseníku / Time effect of the solar cycle on the radial growth of the Norway spruce: The basic explanation from the foothills Hrubý Jesenník Mountains	167
Špulák, O. Živinné poměry půdy pod dubem červeným na oglejeném stanovišti v porovnání s dalšími dřevinami / Nutrients in soil of red oak stand on gleyed soil as compared with other tree species	177
Vacek, S., Prokūpková, A., Vacek, Z., Bulušek, D. Vliv imisních a klimatických změn na zdravotní stav a plodivost buku lesního v ekotonu horní hranice lesa / Effect of air pollution and climate changes on health status and fertility of European beech in alpine timberline	185

V. Ostatné / The Others

Podrázský, V., Vacek, O. Slovenská lesní pevnost – Okénko do historie / Slovak forest fortress – spotlight in the history	194
Longauer, R., Longauerová, V., Ondrejčík, R. Semenné sady ako prostriedok na zmiernenie chradnutia jaseňov / Seed orchards as a tool for mitigation of Ash Dieback	200

Predslov

Zborník recenzovaných vedeckých prác „*Proceedings of Central European Silviculture*“, ktorý práve držíte v rukách je výsledkom vedeckovýskumnej činnosti na piatich vedeckých a vedecko-pedagogických pracoviskách v problematike pestovania lesa na Slovensku a v Českej republike. Svojim obsahom a komplexným zameraním pokrýva rozsiahlu problematiku pestovania lesa súvisiacu s obnovou, štruktúrou, výchovou a produkciou lesa ako aj vzťahov medzi lesom a prostredím. V publikovaných prácach sú spracované poznatky z vedeckých projektov, ktoré sa riešili na predmetných pracoviskách v ostatných rokoch. Predstavujú teda najnovšie výsledky výskumných aktivít tvorivých vedeckých pracovníkov a tiež doktorandov.

Veríme, že aj toto v poradí už 22. pokračovanie prezentovania najnovších poznatkov z vedeckých a vedecko-pedagogických pracovísk na Slovensku a v Českej republike v problematike pestovania lesa významne rozšíri vedeckú poznatkovú úroveň v danej oblasti a prispeje tak k zachovaniu tejto jedinečnej tradície aj do budúcich rokov.

Editori

OBNOVA SMÍŠENÝCH POROSTŮ S JEDLÍ BĚLOKOROU VE STŘEDNÍCH ČECHÁCH: STRUKTURA, DIVERZITA A VLIV ZVĚŘE

Regeneration of mixed silver fir stands in Central Bohemia: structure, diversity and game effect

Pavel Brabec¹ • Zdeněk Vacek¹ ✉ • Stanislav Vacek¹
• Jan Cukor^{1, 2} • Zdeněk Fuchs¹

¹ Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 129, CZ – 165 00 Praha 6

² Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Útvar myslivosti, Strnady 136, CZ – 252 02 Jiloviště, e-mail: vacekz@fld.czu.cz

Abstract: Higher resistance, permanent timber production and ecological stability of forest stands is a sign not only of rich-structured stands with the occurrence of silver fir (*Abies alba* Mill.), but also a typical sign of close-to-nature and mixed forests. The limiting factor for the natural regeneration and further dynamics of these stands is mainly game damage and precipitation deficits, which negatively affect these stands with the occurrence of fir in lower altitude. The aim of the paper was to evaluate the structure and diversity of the natural regeneration of mixed fir stands and compare it with the tree layer on 4 permanent research plots in Říčany near Prague (398–412 m a. s. l.). The density of natural regeneration ranged from 5,440 to 121,560 pcs ha⁻¹ with 81–100% representation of fir. Comparing to the tree layer, an increase in the proportion of fir regeneration by 42–57% was found in natural regeneration at the expense of a decrease in the representation of light-demanding tree species, such as Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and sessile oak (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.). The species diversity, as well as the number of tree species, was significantly lower in natural regeneration compared to the mature stands. Overall, 16.7–44.3% of regeneration was damaged by browsing, with the lowest proportion of damage occurring on PRP with the highest regeneration density. However, from a silviculture point of view, it is important to support the natural regeneration of not only fir, but also other deciduous tree species, for the creation of close-to-nature and stable mixed forests, especially in the current global climate change.

Keywords: *Abies alba*; natural regeneration; game damage; species composition; lowlands

Abstrakt: Vyšší odolnost, trvalá produkce a ekologická stabilita porostů je znakem nejen bohatě strukturovaných porostů s výskytem jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.), ale také typickým znakem přírodě blízkých a smíšených lesů. Limitujícím faktorem přirozené obnovy a dalšího vývoje těchto porostů jsou zejména škody zvěří a srážkové deficity, kterými jsou tyto porosty s výskytem jedle v nižších polohách negativně ovlivňovány. Cílem příspěvku bylo zhodnocení struktury a diverzity přirozené obnovy smíšených jedlových porostů a její porovnání se stromovým patrem na 4 trvalých výzkumných plochách v Říčanech u Prahy (398 – 412 m n. m.). Počet jedinců přirozené obnovy se pohyboval v rozmezí od 5 440 do 121 560 ks.ha⁻¹ s 81 – 100 % zastoupením jedle. Při porovnání se stromovým patrem, u přirozené obnovy byl zjištěn nárůst podílu obnovy jedle o 42 – 57 % na úkor poklesu zastoupení zejména světlomilných druhů, jako je borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) a dub zimní (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.). Druhová diverzita i počet dřevin byly výrazně nižší u přirozené obnovy oproti horní etáži. Celkově bylo okusem poško-

zeno 16,7 – 44,3 % obnovy, přičemž nejnižší podíl poškození byl na TVP s nejvyšší hustotou obnovy. Z pěstebního hlediska je však důležité podporovat přirozenou obnovu nejen jedle, ale i dalších listnáčů, pro tvorbu přírodě blízkých a stabilních smíšených lesů, zejména v současné probíhající globální klimatické změně.

Klíčová slova: *Abies alba*; přirozená obnova; škody zvěří; druhová skladba; nížiny

Úvod a problematika

Přírodní lesy nedotčené činností člověka se v Evropě vyskytují již velmi zřídka, zbytky těchto porostů lze nalézt především ve velmi odlehlých oblastech, nebo v chráněných územích (MOTTA et al. 2002). Vrchol přírodního ekosystému představuje přirozený les, jehož složky se pomocí látkové výměny dlouhodobě vzájemně ovlivňují. Původní a přírodní lesy často slouží jako modelový příklad pro výzkum ekologické samostatnosti a dlouhodobé vyrovnanosti (KUULUVAINEN & AAKALA 2011). Současný stav lesů České republiky, podobně jako u sousedních států střední Evropy je výsledkem hospodářského a kulturně-politického vývoje (POLENO et al. 2009). Bez pochyb lze tvrdit, že veškeré současné směry lesního hospodářství mají široký biologický a ekologický základ, který nejrozsáhleji aplikuje postupy tzv. přírodě blízké s vyšším zastoupením stanovištně původních dřevin (VACEK & PODRÁZSKÝ 2006), jako je například jedle bělokorá (*Abies alba* Mill.).

V posledních letech často zmiňovaná jedle je dřevinou rostoucí v oblasti střední a jižní Evropy. Její areál výskytu je poměrně malého rozsahu a překrývá se zejména s rozmístěním horských masívů a pásem (MUSIL & HAMERNÍK 2007). V České republice je jedle z pohledu zastoupení a rozšíření jednou z nejvíce diskutovaných dřevin. V některých oblastech ji lze velmi často označit za značně ohroženou dřevinu. Rozdíl mezi přirozeným zastoupením (19,8 %) a současným podílem (1,2 %) lze považovat za velmi značný. Výhledový plán cílového stavu hospodaření s jedlí je 4,4 % plošného podílu v celé České republice (MZE 2020). Podle aktuální úrovně poznání a zkušeností současných lesníků je však bohužel tento cíl, i z pohledu dlouhodobého měřítka, velmi těžko dosažitelný. Úbytek jedle je zapříčiněn několika faktory, například tzv. odumírání jedle, které je zapříčiněno oslabením části jedinců reakcí na citlivost čistoty životního prostředí. Hromadné odumírání jedlí je obvykle definováno náhlým chřadnutím větví, odlupováním kůry bez přítomnosti kůrovce ještě na živém stromu a dále zastavením růstu či modrou hnilobou jádra (MÁLEK 1983). DIACI (2011) jako faktor výrazného poklesu jedle zmiňuje zvýšení emisí SO₂ od poloviny 70. let 20. století v Evropě. VACEK et al. (2015) a MIKULENKA et al. (2020) za hlavní příčinu ústupu jedle považují synergismus působení imisí s výskytem korovnice kavkazské při často nevhodných způsobech obhospodařování. Dalším důvodem snížení schopnosti přirozené obnovy jedle bělokoré je lokální nadpočetní stav spárkaté zvěře v oblastech České republiky (VRŠKA et al. 2009). Obdobný problém se značným upřednostněním jedle jako dřeviny k okusu spárkatou zvěří uvádí v Polsku DOBROWOLSKA & VELEBN (2008) či v oblasti Bavorských Alp AMMER (1996).

V nižších polohách je pro úspěšnost průběhu procesu přirozené obnovy jedle vhodná příměs borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) a břízy bělokoré (*Betula pendula* Roth). Ve vyšších polohách je to zejména příměs smrku ztepilého (*Picea abies* [L.] Karst.) a buku lesního (*Fagus sylvatica* L.), které společně vytvářejí hercynskou (karpatskou) směs (VACEK et al. 2014). Přirozená obnova je neodmyslitelný prvek přirozené dynamiky lesů a zařazuje se k obecnému pojetí lesnické adaptace (MILLAR et al. 2007). Zároveň je často indikátorem vitality a stability lesních porostů (ŠTÍCHA et al. 2010).

Hlavním cílem příspěvku bylo zhodnocení struktury a diverzity přirozené obnovy smíšených jedlových porostů a její porovnání se stromovým patrem na 4 trvalých výzkumných plochách v Říčanech u Prahy. Dílčím cílem bylo určení míry poškození přirozené obnovy zvěří.

Materiál a metodika

Studované trvalé výzkumné plochy se nacházejí na východní hranici pražského a středočeského kraje v Říčanech u Prahy (GPS: N 49°59', E 14°40') na rozhraní 3. a 4. lesního vegetačního stupně (tab. 1). Jedná se o smíšené porosty s hlavním zastoupením jedle bělokoré, smrku ztepilého a borovice lesní. Vtroušen je dub zimní (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.), bříza bělokorá, habr obecný (*Carpinus betulus* L.) a třešň ptačí (*Prunus avium* L.). Průměrná roční teplota se pohybuje okolo 9,9 °C a úhrn srážek dosahuje 600 m.

Tabulka 1: Základní charakteristika zájmových porostů s jedlí bělokorou na trvalých výzkumných plochách
Table 1: Basic characteristics of forests stands with silver fir on permanent research plots

TVP/ PRP	Nadmořská výška/Altitude [m]	Expozice/ Exposure	Sklon/ Slope [°]	Soubor lesních typů/Forest site type	Půdní typ/Soil type	Dřevina/Tree species	Věk/Age [roky]	Zásoba/ Volume [m ³ .ha ⁻¹]
1	398	SV	4	3H	kambizem	JD, SM, BO	103	210
2	400	SV	4	3H	kambizem	JD, BO, JR	103	156
3	416	SV	5	40	pseudoglej, glej	JD, DB, SM, BO	96	203
4	412	SV	3	40	pseudoglej, glej	JD, DB, SM, BR	96	116

Vysvětlivky – Captions: SV – severovýchodní – northeastern; 3H – hlinitá dubová bučina – Loamy Oak-Beech, 40 – svěží dubová jedlina – Nutrient-medium Oak-Fir, JD – *Abies alba*, SM – *Picea abies*, BO – *Pinus sylvestris*, JR – *Sorbus aucuparia*, DB – *Quercus petraea*, BR – *Betula endula*

Na trvalých výzkumných plochách (TVP) o velikosti 50 × 50 m byla u všech jedinců stromového patra měřena celková výška za pomoci digitálního ultrazvukového výškoměru Vertex IV 360 BT. Průměrkou byly změřeny hodnoty výčetní tloušťky v 1,30 m všech dospělých jedinců s dbh ≥ 7 cm. Další zjištěnou hodnotou bylo určení polohy všech stromů na ose X a Y. Na každé TVP byl následně vytyčen transekt o velikosti 25 × 10 m pro analýzu přirozené obnovy. V něm byli měřeni všichni jedinci přirozené obnovy starší jednoho roku (dřevina, výška, souřadnice), až po jedince s dbh < 7 cm. Z hlediska poškození okusem, stupně poškození byly charakterizovány stupnicí 0 až 3 (0 – zdravý jedinec, 1 – boční poškození, 2 – silné boční poškození či lehce poškozený terminální vrchol, 3 – silné terminální poškození až odumírající jedinec).

Z naměřených dendrometrických údajů byly pro každou výzkumnou plochu vypočteny základní porostní charakteristiky softwarem SIBYLA (FABRIKA & ĎURSKÝ 2005). Z hlediska druhové diverzity byly vypočteny Shannonův index druhové různorodosti (H'), Pielouův index druhové vyrovnanosti (E) a Margalefův index druhové bohatosti (D; FUCHS et al. 2021). Histogramy a grafy byly vytvořeny v programu Excel (Microsoft).

Výsledky

Struktura a diverzita

Počet jedinců přirozené obnovy se pohyboval v rozmezí od 5 440 do 124 560 ks.ha⁻¹ (tab. 1). Nejvyšší hustota obnovy byla zjištěna na TVP 4 s nejnižší prostní zásobou (116 m³.ha⁻¹) a nejnižším zápojem (0,6). Nejvyšší průměrná výška přirozené obnovy (JD 43 cm a SM 44 cm), ale i nejmenší jejich počet (5 440 ks.ha⁻¹) se nacházeli na TVP 1 s nej-

vyšší porostní zásobou ($210 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) a průměrným věkem (103 let). Z hlediska druhového složení se v přirozené obnově vyskytovalo pouze zmlazení jedle bělokoré a smrku ztepilého (na TVP 4 pouze jedle), přičemž v mateřském porostu se vykytovalo 3 až 7 druhů dřevin (tab. 2). Z analýzy druhové diverzity přirozené obnovy vyplývá, že všechny zkoumané ukazatelé mají velmi nízkou rozmanitost, přičemž u mateřského patra se ve většině případů jedná o vysokou a velmi vysokou druhovou diverzitu. Přirozená obnova tedy dosahovala v průměru nižší o 822 % druhovou bohatost, o 1 391 % druhovou různorodost a o 1 487 % nižší druhovou vyrovnanost než stromové patro.

Tabulka 2: Počet a průměrná výška přirozené obnovy na trvalých výzkumných plochách diferencovaně dle dřevin
Table 2: Density and mean height of natural regeneration on permanent research plots differentiated by tree species

TVP/PRP	1			2			3			4		
	ind.ha ⁻¹	%	cm	ind.ha ⁻¹	%	cm	ind.ha ⁻¹	%	cm	ind.ha ⁻¹	%	cm
<i>Abies alba</i>	5 440	97,8	43	13 200	99,7	25	17 600	99,8	22	121 560	100	17
<i>Picea abies</i>	120	2,2	44	40	0,3	25	40	0,2	19	0	0	—
Σ	5 560			13 240			17 640			121 560		

Tabulka 3: Druhová diverzita přirozené obnovy a stromového patra na trvalých výzkumných plochách
Table 3: Tree species diversity of natural regeneration and tree layer on permanent research plots

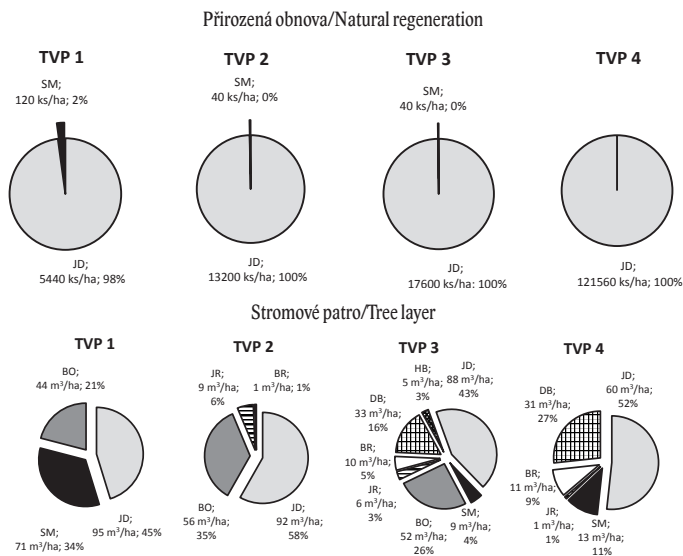
TVP/PRP	Přirozená obnova/Natural regeneration				Stromové patro/Tree layer			
	m	D	H'	E	m	D	H'	E
1	2	0,116	0,104	0,150	3	0,407	0,450	0,943
2	2	0,105	0,021	0,030	4	0,618	0,398	0,661
3	2	0,102	0,016	0,023	7	1,137	0,718	0,850
4	1	0,000	0,000	0,000	5	0,819	0,537	0,768

Vysvětlivky – Captions: m – počet druhů – number of tree species, D – druhová bohatost – species richness, H' – druhová různorodost – species heterogeneity, E – druhová vyrovnanost – species evenness.

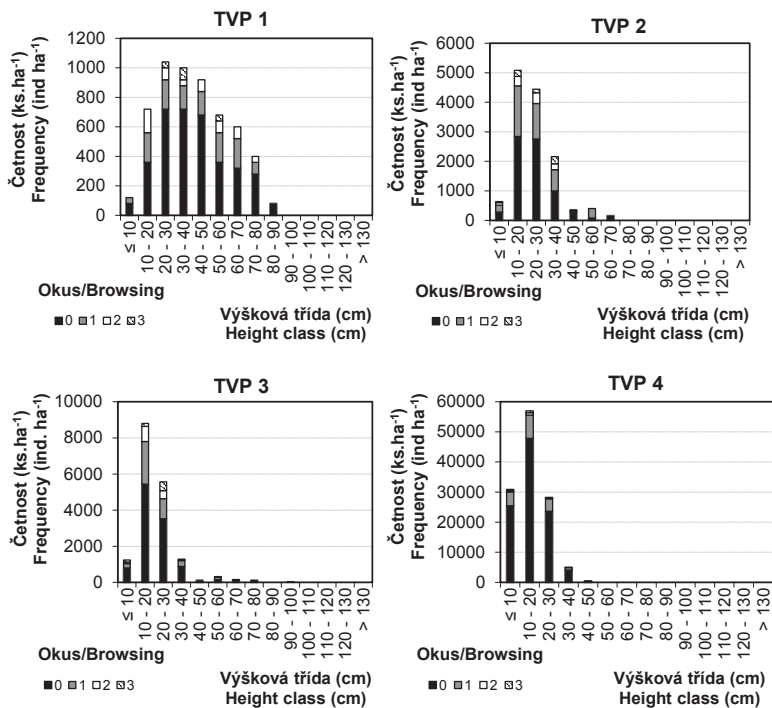
Z obrázku 1 vyplývá, že u přirozené obnovy při porovnání se stromovým patrem byl zjištěn výrazný nárůst podílu obnovy jedle o 42 – 57 % na úkor poklesu zastoupení zejména světlomilných druhů, jako je borovice lesní a dub zimní. K výraznému poklesu podílu došlo také u smrku ztepilého, zejména na TVP 1, kde v horní etáži dosahoval 34 % a v přirozené obnově pouze 2 %. Nejnižší nárůst podílu jedle byl na TVP 2, kde v mateřském porostu vyjma jedle dominovala borovice lesní. Naopak nejvyšší nárůst jedle v obnově byl zjištěn na TVP 3, kde se v mateřském porostu nacházelo 7 druhů dřevin.

Škody zvěří

Škody okusem u přirozené obnovy se na zkoumaných TVP nacházely u jedinců v rozmezí od 16,7 do 44,3 %. Nejnižší podíl poškozených jedinců byl zjištěn na TVP 4 s výrazně nejvyšší hustotou přirozené obnovy. Na ostatních TVP byly škody zvěří velice vyrovnané (35,7 – 44,3 %). Z obrázku 2 vyplývá, že na všech TVP dominoval 2. stupeň poškození, resp. boční okus. Výrazně méně zastoupený smrk ztepilý byl více poškozován okusem (66 %) oproti jedli bělokoré. Z hlediska výškových tříd, nejvyšší podíl poškozených jedinců byl ve výškové třídě nad 50 cm (obr. 2). Pouze na TVP 1 se nejvyšší počet poškozených jedinců nacházel ve výškové třídě 10 – 20 cm.



Obr. 1: Druhové složení přirozené obnovy (dle počtu jedinců) a stromového patra (dle zásoby porostu)
Fig. 1: Tree species composition of natural regeneration (according to the number of individuals) and tree layer (according to the stand volume)



Obr. 2: Výšková struktura přirozené obnovy ve vztahu ke stupňům poškození okusem zvěří
Fig. 2: Height structure of natural regeneration in relation to degrees of damage by game browsing

Diskuse

Počet jedinců přirozené obnovy se v zájmové oblasti u Prahy pohyboval v rozmezí od 5 440 na TVP 1 do 121 560 ks.ha⁻¹ na TVP 4, přičemž v průměru se na TVP nacházelo 39 450 ks.ha⁻¹. Například ve smíšených porostech s jedlí bělokorou v Orlických horách v přirozené obnově bylo 34 040 – 40 420 ks.ha⁻¹ (VACEK et al. 2014) a v Jizerských horách 941 – 41 669 ks.ha⁻¹ (SLANAŘ et al. 2017). Při porovnání druhového složení s mateřským porostem byl v přirozené obnově byl zjištěn výrazný nárůst podílu jedle v rozmezí 42 – 57 %. Narůstající podíl jedle v přirozené obnově, zejména v horských oblastech, dokládají například VACEK et al. (2015) a SLANAŘ et al. (2017). Naopak v zájmovém území při porovnání obnovy se stromových patrem dochází k výraznému poklesu podílu borovice lesní, dubu zimního a smrku ztepilého. Naproti tomu PROKÚPKOVÁ et al. (2021) z nížinných jedlových lesů v Polsku uvádí nárůst světlomilných dřevin v obnově, zejména modřinu opadavého (*Larix decidua* Mill.) a borovice lesní, což je výrazně ovlivněno korunovým zápojem, ale také konkurencí vegetace. Obecně vegetace a mikrorelief může hrát významnou roli při úspěšné obnově lesa (VACEK et al. 2017).

Na druhou stranu je však přirozená obnova jedle často silně poškozována a limitována spárkatou zvěří, což dokládají výzkumy nejen z České republiky (VACEK et al. 2014, 2015), ale i ze zahraničí (BERNARD et al. 2017; HAGGE et al. 2019). Škody okusem se na studovaných TVP nacházely v rozmezí od 16,7 do 44,3 % jedinců přirozené obnovy, přičemž výrazně více byl poškozován minoritně zastoupený smrk ztepilý. Pro porovnání například VACEK (2017) v Orlických horách ze smíšených jedlových porostů uvádí, že poškození méně zastoupené jedle dosahovalo až 100 %. Obecně míra poškození závisí nejen na atraktivnosti dané dřeviny, jež zvěř preferuje (především jedli a listnaté dřeviny), ale také na jejím procentuálním zastoupením v porostu a na množství spárkaté zvěře procházející daným porostem (VACEK et al. 2015).

Studie DOBROWOLSKÉ (2008) předpokládá, že tři hlavní charakteristiky porostu hrají velmi důležitou roli ve zmlazení v nížinách. Jedná se o množství, četnost a rychlost růstu obnovy, které jsou ovlivňovány místními podmínkami. Podle této autorky jedním z nejdůležitějších ekologických faktorů odlišující množství a kvalitu obnovy jedle je vhodnost stanoviště. K obdobným výsledkům při studiu jedlových porostů v Orlických horách dospěli i HOFMEISTER et al. (2008), stejně tak jako v předloženém příspěvku.

Závěr

Jedle bělokorá se nejvíce zmlazovala v porostu s nejmenším zápojem a na stanovišti svěžích dubových jedlin. V tomto porostu, kde byly nalezeny nejvyšší počty přirozené obnovy, bylo zjištěno nejnižší poškození zvěří okusem. Je to dáno i tím, že lesní hospodáři zde upřednostňují podrostní až výběrné hospodaření před holosečným způsobem, regulují stavy spárkaté zvěře, což vede k poklesu škod na obnově. Postupně zde v horní etáži dochází k uvolňování jedle bělokoré a snaží se zachovat její lokální populace spolu s dubem zimním a borovicí lesní. Nicméně v přirozené obnově se oproti druhově pestřejšímu mateřskému porostu objevují pouze jedle bělokorá a smrk ztepilý. Z pěstebního hlediska je však důležité podporovat přirozenou obnovu nejen jedle, ale i dalších dřevin, zejména pak cenných listnáčů, které jsou pro tvorbu přírodě blízkých smíšených lesů v daných stanovištních poměrech velmi důležité, a to především z ekostabilizačního hlediska při postupující klimatické změně.

Poděkování

Príspevek vznikl za podpory Fakulty lesnické a dřevařské České zemědělské univerzity v Praze (IGA) a Ministerstva zemědělství (NAZV QK1910292).

Literatura

- AMMER, CH., 1996: Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps, Lehrstuhl für Waldbau und Forsteinrichtung der Ludwig-Maximilians-Universität St. Miinchen, Freising, Germany, Forest Ecology and Management, 8: 43–53.
- BERNARD, M., BOULANGER, V., DUPOUEY, J. L., LAURENT, L., MONTPIED, P., MORIN, X. et al. 2017: Deer browsing promotes Norway spruce at the expense of silver fir in the forest regeneration phase. Forest Ecology and Management, 400: 269–277.
- DIACI, J., 2011: Silver Fir Decline in Mixed Old-Growth Forests in Slovenia: an Interaction of Air Pollution, Changing Forest Matrix and Climate, Air Pollution – New Developments, Prof. Anca Moldoveanu (ed.), s. 264–273.
- DOBROWOLSKA, D., THOMAS, T., VEBLEN, B., 2008: Treefall-gap structure and regeneration in mixed *Abies alba* stands in central Poland, Forest Ecology and Management, 255: 3469–3476.
- FABRIKA, M., ĎURSKÝ, J., 2005: Stromové rastové simulátory. Zvolen, EFRA, 112 s.
- FUCHS, Z., VACEK, Z., VACEK, S., GALLO, J., 2021: Effect of game browsing on natural regeneration of European beech (*L.*) forests in the Krušné hory Mts. (Czech Republic and Germany). Central European Forestry Journal, 67(3): 166–180.
- HAGGE, J., MÜLLER, J., BÄSSLER, C., BIEBL, S. S., BRANDL, R., DREXLER, M. et al., 2019: Deadwood retention in forests lowers short-term browsing pressure on silver fir saplings by overabundant deer. Forest Ecology and Management, 451: 117531.
- HOFMEISTER, Š., SVOBODA, M., SOUČEK, J., VACEK, S., 2008: Spatial pattern of Norway spruce and silver fir natural regeneration in uneven-aged mixed forests of northeastern Bohemia. Journal of Forest Science, 54(3): 92–101.
- KUULUVAINEN, T., AAKALA, T., 2011: Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. Silva Fennica, 45(5): 823–841.
- MALEK, J., 1983: Problematika ekologie jedle bělokoré a jejího odumírání. Praha, Academia.
- MIKULENKA, P., PROKŮPKOVÁ, A., VACEK, Z., VACEK, S., BULUŠEK, D., SIMON, J., ŠIMŮNEK, V., HÁJEK, V., 2020: Effect of climate and air pollution on radial growth of mixed forests: *Abies alba* (Mill.) vs. *Picea abies* (L.) Karst. Central European Forestry Journal, 66(1): 23–36.
- MILLAR, C. I., STEPHENSON, N. L., STEPHENS, S. L., 2007: Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. Ecological Applications, 17: 2145–2151.
- MOTTA, R., NOLA, P., PIUSSI, P., 2002: Long-term investigations in strict forest reserve in the eastern Italian Alps: spatio-temporal origin and development in two multi-layered subalpine stands. Journal of Ecology, 90: 495–507.
- MUSIL, I., HAMERNÍK, J., 2007: Jehličnaté dřeviny Lesnická dendrologie 1. Praha: Academia, 352 s.
- MZE, 2020: Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2019. Ministerstvo zemědělství, 128 s.

- POLENO, Z., VACEK, S., PODRÁZSKÝ, V., REMEŠ, J., ŠTEFANČÍK, I., MIKESKA, M., KOBLIHA, J., KUPKA, I., MALÍK, V., TURČÁNI, M., DVORÁK, J., ZATLOUKAL, V., BÍLEK, L., BALÁŠ, M., SIMON, J., 2009: Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, 952 s.
- PROKŮPKOVÁ, A., BRICHTA, J., VACEK, Z., BIELAK, K., ANDRZEJCZYK, T., VACEK, S., ŠTEFANČÍK, I., BÍLEK, L., FUCHS, Z., 2021: Wpływ runa leśnego na odnowienie naturalne mieszanych lasów jodłowych na nizinach: studium przypadku z Lasów Rogowskich. Sylwan, 165(11): 779–795.
- SLANAŘ, J., VACEK, Z., VACEK, S., BULUŠEK, D., CUKOR, J., ŠTEFANČÍK, I., BÍLEK, L., KRÁL, J., 2017: Long-term transformation of submontane spruce-beech forests in the Jizerské hory Mts.: dynamics of natural regeneration. Central European Forestry Journal, 63(4): 212–224.
- ŠTÍCHA, V., KUPKA, I., ZAHRADNÍK, D., VACEK, S., 2010: Influence of micro-relief and weed competition on natural regeneration of mountain forests in the Šumava Mountains. Journal of Forest Science, 56: 218–224.
- VACEK, S., PODRÁZSKÝ, V., 2006: Přírodě blízké lesní hospodářství v podmínkách střední Evropy. Praha: Lesnická práce, 74 s.
- VACEK, Z., VACEK, S., BÍLEK, L., KRÁL, J., REMEŠ, J., BULUŠEK, D., KRÁLÍČEK, I., 2014: Ungulate impact on natural regeneration in spruce-beech-fir stands in Černý důl nature reserve in the Orlické Hory mountains, case study from central Sudetes. Forests, 5(11): 2929–2946.
- VACEK, S., BULUŠEK, D., VACEK, Z., BÍLEK, L., SCHWARZ, O., SIMON, J., ŠTÍCHA, V., 2015: The role of shelterwood cutting and protection against game browsing for the regeneration of silver fir. Austral Journal of Forest Research, 132: 81–102.
- VACEK, Z., BULUŠEK, D., VACEK, S., HEJCMANOVÁ, P., REMEŠ, J., BÍLEK, L., ŠTEFANČÍK, I., 2017: Effect of microrelief and vegetation cover on natural regeneration in European beech forests in Krkonoše national parks (Czech Republic, Poland). Austrian Journal of Forest Science, 134(1): 75–96.
- VRŠKA, T., ADAM, D., HORT, L., KOLÁŘ, T., JANÍK, D., 2009: European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) rotation in the Carpathians—A developmental cycle or a linear trend induced by man?. Forest Ecology and Management, 258(4): 347–356.

VPLYV VEĽKOSTI SEMIEN NA KLÍČENIE DUBA LETNÉHO (*QUERCUS PETRAEA* L.)

Effect of seed size on germination of sessile oak (*Quercus petraea* L.)

Vladimír Mačejovský

Národné lesnícke centrum - Lesnícky výskumný ústav Zvolen, T. G. Masaryka 2175/22, SK – 960 01 Zvolen, e-mail: vladimir.macejovsky@nlcsk.org

Abstract: *Sessile oak (Quercus petraea L.) is one of the most ecologically and economically important species and the use of fine forest reproductive material with suitable qualities is backbone of creating stable and functional forest population. Unlike crops, the seed material of trees are available in limited quantities and therefore it is the best to choose the most suitable reproductive material right from the start. Therefore in this study was searched a possible relationship between the size of the seeds of sessile oak (Q. petraea) and its germination.*

From the observed results, it follows that there is a correlation between the size of the seeds and their germination, but it is a negative correlation. Although these results are contradictory to the other studies, it may be an evolutionary adaptation of the species to its environment. This leads us to the conclusion that, from the point of view of better germination in Q. petraea, it is more appropriate to choose smaller seeds.

Key words: *Quercus petraea L.; seed size; germination*

Abstrakt: Dub zimný (*Quercus petraea* L.) je jedným z ekologicky a ekonomicky najvýznamnejších druhov a využitie kvalitného lesného reprodukčného materiálu s vhodnými vlastnosťami je základom krokom k založeniu stabilnej a funkčnej lesnej populácie. Na rozdiel od rastlinných plodín je semenný materiál stromov dostupný v obmedzenom množstve a preto je najlepšie hneď na začiatku vybrať ten najvhodnejší reprodukčný materiál. Preto sa v tejto štúdii hľadal možný vzťah medzi veľkosťou semien duba pestrého (*Q. petraea*) a jeho klíčivosťou.

Z pozorovaných výsledkov nám vychádza, že medzi veľkosťou semien a ich klíčivosťou existuje korelácia, ale jedná sa o negatívnu koreláciu. Sice tieto výsledky sú protichodné s výsledkami iných štúdií, avšak sa môže jednať o evolučné prispôsobenie druhu na svoje okolie. To nás vedie k záveru, že z hľadiska lepšej klíčivosti pri *Q. petraea*, je vhodnejšie vybrať menšie semená.

Kľúčové slová: *Quercus petraea* L.; veľkosť semien; klíčivosť

Introduction

Sessile oak (*Quercus petraea* L.) is one of the most ecologically and economically important species, for the wood and crop production in forestry and agriculture. Its expansions are mainly in oceanic or transient climate areas, avoiding continental climate (CHMELÁŘ 1983).

Q. petraea mainly grows in markedly dry environments with a lack of moisture, on loess or rocky backgrounds. Based on the preferences of the environment and capability of growing on poor, acidic, shallow crystalline soils, andesites and limestones (SARVAŠ et al.

2010) and the current climatic reality, is *Q. petraea* a highly attractive species for forestry and ecological stability of the environment.

Choosing the right seed material is one of the key aspects in the production of high-quality seedlings needed for successful and cost-effective afforestation of forest areas. The use of forest reproductive material with unsuitable qualitative properties can adversely and fatally affect the functioning and stability of the future forest stand (PESENDORFER 2015; TUMPA et al. 2021).

Unlike crops, forest seed material is only available in limited quantities, as woody plants do not bear seeds annually and with the same strength. At the same time, the values of forest tree germination, which determine the success of a new individual in the stand, are lower and the costs of increasing it are too high. One way to reduce these costs is to collect seed material with a higher germination level than the norm. Germination and germination energy are affected by various factors, such as the source of seed material, including the surrounding climatic factors, nutritional supplies obtained from the mother, the age and method of seed preparation, but also the size of the seeds (GÓMEZ 2004; PESENDORFER 2015; PANDEY et al. 2017). It is the size of the seeds, which is under a strong genetic influence and is inherited from the mother, that has an impact on the overall development of the new seedling (PESENDORFER 2015). It also has an impact on the growth and production of biomass (SHAHI et al. 2015; ZHANG et al. 2018). Although the direct relationship between the size of forest tree seeds and germination or the rate of growth of new seedlings has been addressed by smaller number of research papers, several studies focused on weeds and crops have found this effect on many seed stores and their growth rate.

In this work, the focus was on monitoring the signals of a possible relationship between the size of the seeds of sessile oak (*Q. petraea*) and its germination and germination energy. Finding such a relationship could significantly help forestry practice in establishing an oak stand and determination of the correct proportion of seeds, ensuring a stable stand with fully functional individuals producing aboveground and underground biomass.

Material and methods

The tests of the quality of the seeds have been performed in the laboratory of the National Forestry Center. This laboratory for quality control of seed material originating from all over Slovakia is an official member of ISTA (International Seed Testing Association). This laboratory performs quality tests of seed material, based on ISTA methods and grants certificates confirming the required quality of the tested seed material. The 114 results of tests of quality control of sessile oak (*Quercus petraea*) seeds and its germination or germination energy, were collected from the database from the year 2005 to 2020. The number of tests of quality performed in the given years is not uniform, as the amount of seed material is affected by the fertility of the given year. The most tests were performed in 2012 when 24 tests were performed, and the least in 2015 and 2016, when only one test of quality has been performed.

The seed of populations was brought to the laboratory in closed and sealed packages. Until the quality of the seeds is evaluated according to the ISTA rules. Seed material was stored in a cooling box at a temperature of 4°C, where it is regularly checked for the possible presence of mould. By testing of the quality of seeds we get weight of 1000 seeds, germination and germination energy, as well as water content, if required.

Since direct data determining the size of the seeds of the studied populations (length, width and thickness) were not recorded, an indirect parameter evaluating the size of the seeds was used, i.e. the weight of 1000 seeds. Based on weight, observed seeds were divi-

ded into three groups: small (1 – 2,5 g), medium (2,6 – 3,7 g) and large(4 – 9,4 g). The height zone of the place of origin of the tested seed sections was also used for potential influence. The height zone was determined based on the specific numerical code of each seed section. In our case, there were mainly only two altitude zones, namely altitude zone 2 (201 – 400 m above sea level) and altitude zone 3 (401 – 600 m above sea level).

For statistically significant differences between the evaluated populations have been used analysis of variance (ANOVA). Possible correlations between variables have been determined by the Spearman coefficient correlation.

Results

Based on the results of 114 measurements, when the oldest measurement from 1997 and the latest from 2020, we found the following.

As can be seen from table 1, the highest average germination rate (66.74) is for small seeds, compared to large seeds whose germination rate is the lowest (50.36).

Table 1: Descriptive statistics of germination by size of seeds

	N	Mean	Std. Deviaton	Std. Error	Minimum	Maximum
Big	39	50.36	28.772	4.607	0	93
Medium	40	60.78	23.226	3.672	8	95
Small	35	66.74	16.886	2.854	24	90
Total	114	59.04	24.409	2.286	0	95

From the graph in figure 1. we can see that large seeds have the most variable values of germination, at the same we can see that their germination at higher altitudes is lower. On the other hand, small seeds have much smaller variability in germinations and are more concentrated in higher values. Medium-sized seeds are quite interesting because of their significantly different germination variability between altitudinal zones and their higher germination values at higher altitudes.

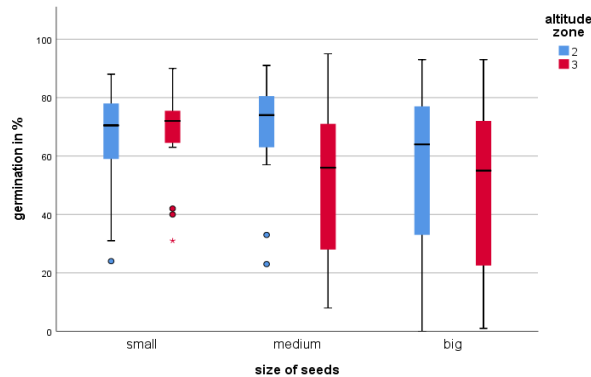


Fig. 1: Boxplot of seed germination by size and altitude zone

Based on the analysis of variance (ANOVA), we can say that these germination differences between seed sizes are statistically significant (tab. 2).

Table 2: ANOVA of germination by seed size

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	5136.146	2	2568.073	4.584	.012
Within Groups	62190.635	111	560.276		
Total	67326.781	113			

Results of Fisher's least significant difference (LSD) show that this significant difference at the 0.05 level is between big and small seeds. The medium seeds don't have significant differences from no other size of seeds (tab. 3).

Table 3: Multiple comparison LSD

(I) veľkosť	(J) veľkosť	Mean Difference (I–J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
Big	medium	-10.416	5.327	.053	-20.97	.14
	small	-16.384*	5.511	.004	-27.30	-5.46
Medium	big	10.416	5.327	.053	-.14	20.97
	small	-5.968	5.479	.278	-16.82	4.89
Small	big	16.384*	5.511	.004	5.46	27.30
	medium	5.968	5.479	.278	-4.89	16.82

* The mean difference is significant.

Spearman's correlation analysis (tab. 4) revealed that two parameters are correlated, namely germination and germination energy, which have a positive correlation, and germination and seed size, which in turn have a negative correlation. This negative correlation tells us again that the smaller the seeds of *Q. petraea* have higher germination than the bigger seeds.

Table 4: Spearman's correlations

	Germination	Energy of germination	Altitude zone	Size of seed
Correlation Coefficient	1	.332**	-0.175	-.227*
Sig. (2-tailed)	.	0	0.062	0.015
N	114	114	114	114
Correlation Coefficient	.332**	1	-0.123	-0.057
Sig. (2-tailed)	0	.	0.191	0.55
N	114	114	114	114
Correlation Coefficient	-0.175	-0.123	1	0.041
Sig. (2-tailed)	0.062	0.191	.	0.666
N	114	114	114	114
Correlation Coefficient	-.227*	-0.057	0.041	1
Sig. (2-tailed)	0.015	0.55	0.666	.
N	114	114	114	114

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Discussion

Our results show that in the case of *Q. petraea* there is a relationship between seed size and their germination, but this is a negative correlation, which is contradictory to the results of other studies.

Several studies have been devoted to the problem of the relationship between the size of seeds and their influence on the initial development of a new individual, which is related to germination and their subsequent growth as a seedling. It is generally assumed that larger seeds have a greater advantage in germination due to a greater amount of storage material. This fact has been proven in several species such as in *Populus deltoids* (MISHRA et al. 2010), *Aesculus hippocastanum* (DAWS et al. 2004), *Acer pseudoplatanus* (DAWS

et al. 2006), *Larix decidua* Mill. (GORIAN et al. 2007), *Q. douglasii* či *Q. lobata* (SHAHI et al. 2015). However, some studies found no correlation between seed size and germination, e.g. at *Castanea sativa* Mill. (TUMPA et al. 2021). Evolutionary adaptation of a species to the environment is a mechanism by which a species best and most appropriately adapts its characteristics to its surroundings in order to ensure the long-term and sustainable existence of its species (population), thereby becoming competitive, with the possibility of further expansion. *Q. petraea* is found on overdried, poor, acidic shallow crystalline soils (EATON et al. 2016), where building large seeds would be energetically and nutritionally too demanding for the tree. Larger seeds are counterproductive in certain cases and have more disadvantages than advantages. An example is the higher attractiveness of large seeds as food for animals, higher weight and the smaller distance of transmission by wind-dispersal and others. It can be assumed that in areas where *Q. petraea* is found, the formation of large seeds with lower or no other attractive crops would be counterproductive. Therefore, from the point of view of adaptation to the environment, it was necessary to use evolutionary mechanisms to create small easily transferable seeds with high germination.

Although from the results in the case of *Q. petraea*, it could be assumed that small seeds are more suitable as reproductive material, it should be remembered that even though germination is an essential qualitative characteristic, it is not final. At *Castanea sativa* (TUMPA et al. 2021) was found no relationship between seed size and germination, but there was a positive correlation between seed size and height and neck thickness of new seedlings. Furthermore, the size of the seeds can affect the drought tolerance of the seedlings (SHAHI et al. 2015), response on elevated CO₂ at *Picea rubens* (JONES & REEKIE 2007), or adaptation of other species on climate change (KLIOWSKA-OBERC et al. 2020). Therefore, further and targeted studies are needed, where relationships between other variables would also be observed.

Acknowledgements

This publication is the result of the project implementation: Centrum excelentnosti lesnícko-drevárskeho komplexu LignoSilva (Centre of Excellence of Forest-based Industry, ITMS: 313011S735) supported by the Research & Development Operational Programme funded by the ERDF.

References

- CHMELAR, J., 1983: Dendrologie s ekologií lesních dřevin II. [place unknown], VŠZ Brno.
- DAWS, M. I., LYDALL, E., CHMIELARZ, P., LEPRINCE, O., MATTHEWS, S., THANOS, C. A., PRITCHARD, H. W., DAWSON, M. I., 2004: Developmental heat sum influences recalcitrant seed traits in *Aesculus hippocastanum* across Europe. *New Phytologist*, 162: 157–166.
- DAWS, M. I., CLELAND, H., CHMIELARZ, P., GORIAN, F., LEPRINCE, O., MULLINS, C. E., THANOS, C. A., VANDVIK, V., PRITCHARD, H. W., 2006: Variable desiccation tolerance in *Acer pseudoplatanus* seeds in relation to developmental conditions: A case of phenotypic recalcitrance? *Functional Plant Biology*, 33(1): 59–66.
- EATON, E., CAUDULLO, G., OLIVEIRA, S., DE RIGO, D., 2016: *Quercus robur* and *Quercus petraea*. *European Atlas of Forest Tree Species*, p. 160–163.
- GÓMEZ, J. M., 2004: Bigger is not always better: Conglicting selective pressures on seed size in *Quercus ilex*. *Evolution (N Y)*, 58(1): 71–80.
- GORIAN, F., PASQUINI, S., DAWSON, M. I., 2007: Seed size and chilling affect germination of *Larix decidua* Mill. seeds. *Seed Science and Technology*, 35(2): 508–513.

- JONES, T. A., REEKIE, E. G., 2007: Effect of seed size on seedling growth response to elevated CO₂ in *Picea abies* and *Picea rubens*. *Plant Biology*, 9(6): 766–775.
- KIJOWSKA-ÖBERC, J., STASZAK, A. M., KAMÍŃSKI, J., RATAJCZAK, E., 2020.: Adaptation of Forest Trees to Rapidly Changing Climate. *Forests*, 11: 1–23.
- MISHRA, A., SWAMY, S. L., BARGALI, S. S., SINGH, A. K., 2010: Tree growth, biomass and productivity of wheat under five promising clones of *Populus deltoids*. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 36(2–3): 167–174.
- PANDEY, R., BARGALI, K., S. S. B., 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.
- PESENDORFER, M. B., 2015: The Effect of Seed Size Variation in *Quercus pacifica* on Seedling Establishment and Growth.
- SARVAŠ, M., BRUCHÁNIK, R., HOFFMANN, J., CHVÁLOVÁ, K., JEŽOVIČ, V., 2010: Základné charakteristiky lesných drevín – ekologické nároky, morfológia, lesné semenárstvo a škôlkarstvo, obhospodarovanie génových základní. In: Základné charakteristiky lesných drevín. Zvolen, Národné lesnícke centrum, 82 p.
- SHAHI, C., VIBHUTI, V., BARGALI, K., BARGALI, S., 2015: How Seed Size and Water Stress Effect the Seed Germination and Seedling Growth in Wheat Varieties? *Current Agriculture Research Journal*, 3(1): 60–68.
- TUMPA, K., VIDAKOVIĆ, A., DRVODELIĆ, D., ŠANGO, M., IDŽOJIĆ, M., PERKOVIĆ, I., POLJAK, I., 2021: The effect of seed size on germination and seedling growth in sweet chestnut (*Castanea sativa* mill.). *Forests*, 12(7).
- ZHANG, H., XU, S., PANG, S., PIAO, X., WANG, Y., 2018: Effect of seed size on seedling performance, yield and ginsenoside content of *Panax ginseng*. *Seed Science and Technology*, 46(2): 407–417.

PRVÉ POZNATKY A SKÚSENOSTI ZO ZAKLADANIA VÝSKUMNO- DEMONŠTRAČNEJ PLOCHY ALLEY CROPPING V ŽABČICIACH

Initial insights and experiences from the establishment of an alley cropping research and demonstration plot in Žabčice

Anna Mária Mitrová✉ • Matúš Sendecký • Antonín Martiník

Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav zakládání a pěstění lesů, Zemědělská 3, CZ – 613 00
Brno, e-mail: anna.mitrova@mendelu.cz

Abstract: *Integrating trees into cropping systems represents an agroecological approach to management that appears to be prospective for addressing many of the current challenges. Practical and scientific knowledge on the establishment and maintenance of agroforestry systems can make a significant contribution to the effective management, to the guidance of subsidy support and thus to the further expansion of these systems. The aim of the presented paper is therefore to evaluate the process of establishment of a research and demonstration plot - an alley cropping system in Žabčice. Specifically, the success of the establishment of the woody component is analysed. A total of 162 poplars (*Populus x canadensis* Moench.) were planted in the plot and 648 walnut trees (*Juglans nigra* L.) were sown in 216 holes. In the 2020 and 2021 measurements, the poplar tree had mortality rates of 8.02 and 9.4%, respectively. In the first year, 81% of the seeding holes were occupied by black walnut. The limiting factor for establishment success appears to be the management of the tree strips, weather patterns and the appropriate method of game control.*

Key words: *agroforestry; black walnut; poplar*

Abstrakt: *Začleňovanie stromov do systémov pestovania plodín predstavuje agroekologický prístup k hospodáreniu, ktorý sa javí ako perspektívny pre riešenie mnohých súčasných výziev. Praktické a výskumné poznatky zo zakladania a starostlivosti o agrolesnícke systémy môžu významne prispieť k efektívnemu manažmentu, usmerneniu dotačných podpôr a tým aj k ďalšiemu rozširovaniu týchto systémov. Cieľom predkladaného príspevku je preto zhodnotiť proces zakladania výskumnej a demonštračnej plochy líniového agrolesníckeho systému v Žabčiciach. Konkrétne je tu analyzovaná úspešnosť zakladania drevinovej zložky. Celkovo bolo na ploche vysadených 162 topoľov (*Populus x canadensis* Moench.) a vysiatych 648 orechov (*Juglans nigra* L.) do 216 jamiek. V meraniach z rokov 2020 a 2021 dosahovala drevina topoľ mortalitu 8,02 a 9,4 %. V prvom roku bolo drevinou orech čierny obsadených 81 % výševných jamiek. Limitujúcim faktorom úspešnosti založenia sa javí manažment pásov drevín, priebeh počasia a vhodný spôsob ochrany proti zveri.*

Kľúčové slová: *agrolesníctvo; orech čierny; topoľ*

Úvod a problematika

Agrolesnícke systémy (ALS/als) integrujú drevinnú vegetáciu so systémami pestovania plodín a/alebo chovom zvierat. Agrolesníctvo pokrýva v Európe približne 8,8 % poľnohos-

podársky využívaných plôch a je sústredené najmä v Stredomorí a juhovýchodnej Európe (den HERDER et al. 2017; BURGESS et al. 2018). Väčšina existujúcich systémov v Európe sú ALS na trvalých trávnych porastoch (angl. silvopastoral agroforestry systems), ktoré obvykle kombinujú pastvu zvierat, krmovínarstvo alebo produkciu krmiva s drevinami (den HERDER et al. 2017; PANTERA et al. 2018). Najznámejšie z nich, s dlhodobou trvajúcou tradíciou adaptovanou na lokálne podmienky sú napríklad dehesa v Španielsku, montado v Portugalsku, bocage systémy vo Francúzsku, alebo pastviny s drevinami v Rumunsku a Bulharsku (KAY et al. 2019; BURGESS et al. 2018). Moderné ALS kombinujú pestovanie plodín s drevinami na ornej pôde, často vo forme pásov, známych ako líniové (alejové) pestovanie, tzv. alley cropping. Začleňovanie stromov do poľnohospodárskej krajiny ponúka celý rad pozitívnych ekologických efektov ako je sekvestrácia uhlíka, zvýšená biodiverzita, zníženie vyplavovania živín a odnosu pesticídov, zlepšenie mikroklimatických podmienok a dostupnosti vody v agroekosystéme, ochranu pred veternou aj vodnou eróziou (TORRALBA et al. 2016; KAY et al. 2019; DREXLER et al. 2021).

Agrolesnícke praktiky sa v Strednej Európe dostali do povedomia pomerne nedávno, no vďaka ich pôdoochranným, estetickým ale aj ekonomickým benefitom sa tešia veľkej popularite ako medzi farmármi, tak tvorcami politik (GARCÍA DE JALÓN et al. 2017). V súvislosti s pripravovanými regulačnými schémami Európskej komisie na uhlíkové farmárčenie, tzv. carbon farming (EC 2021), sa taktiež dostáva do popredia ich potenciál pre ukladanie uhlíka. Bolo dokázané, že zásoby pôdneho organického uhlíka sú v agrolesníctve vyššie, ako v konvenčných systémoch hospodárenia (UPSON & BURGESS 2013). Dokonca porovnateľné s mierou sekvestrácie v lese (DREXLER et al. 2021). Potenciál ukladania uhlíka len v nadzemnej biomase v ALS sa v EÚ-27 (plus Švajčiarsko) odhaduje na 0,3 – 27 t CO₂/ha/rok (KAY et al. 2019). Tento odhad nezahŕňa podzemný organický uhlík, preto celkový potenciál ALS bude omnoho vyšší.

Poznatky o skutočnom rozšírení ALS sú pre oblasť Českej a Slovenskej republiky v súčasnosti malé. Podľa posledného výskumu na základe dát LUCAS bolo možné identifikovať celkovú plochu ALS na TTP pre Česko. Tá reprezentuje iba menej ako 1 % poľnohospodársky využívananej plochy – 35 750 ha (LOJKA et al. 2020). Kvantifikácia ich výskytu je nateraz problematická, hlavne pre širokú škálu rôznych podôb a definícií agrolesníckych systémov. Na Slovensku je však veľký potenciál pre ich rozširovanie a opätovné zakladanie (JANKOVIČ & PÁSTOR 2021).

Lesníctvo sa zo svojej podstaty zameriava v ALS hlavne na využívanie obnoviteľných prírodných zdrojov. Ergo drevnú a nedrevnú produkciu, ktorá hrá centrálnu úlohu v súčasnom chápaní bioekonomiky.

Z lesníckych drevín sa pre využitie v ALS ponúka široký sortiment druhov, s rôznymi stanovištnými nárokmi a potenciálom dosiahnuť vyššie prírastky ako v lesných porastoch. Tento potenciál je daný hlavne zníženou kompetíciou jedincov o svetlo a priestor oproti hustejšie zakmenenému hospodárskemu lesu. Diametrálne odlišné podmienky pre pestovanie drevín v agroekosystémoch však prinášajú aj svoje nevýhody. Tými sú hlavne v kontexte klimatickej zmeny dlhotrvajúce sucha a nepriaznivé fyzikálne vlastnosti pôd spôsobené dlhodobým nešetrným obhospodarovaním pôdy (nadmerné zhutnenie, absencia kapilárnych pórov v hlbších vrstvách pôdy) (KOBZA et al. 2005). Z uvedeného vyplývajú určité špecifiká výberu vhodných druhov drevín a ich zakladanie v ALS.

Sortiment vhodných drevín pre als všeobecne rozdelujeme na cenné listnáče, rýchlo rastúce dreviny a ovocné dreviny. Rámcové odporúčanie voľby druhov podľa Typológie poľnohospodárskej krajiny z hľadiska uplatnenia agrolesníckych systémov je pre ČR uvedené v Certifikovanej metodike (LOJKA et al. 2020).

Plánovanie a dizajn týchto systémov je špecifický pre dané stanovište. Usporiadanie drevín na ploche - dizajn agrolesníckeho systému – je potrebné navrhnuť so zreteľom na súbor charakteristických vlastností danej lokality. Komplexná analýza primárnej, sekundárnej a terciárnej krajinej štruktúry by mala tvoriť základ (by mala byť nedielnou súčasťou procesu plánovania) v procese plánovania výsledného dizajnu (MITROVÁ 2021). V mierke samotného pozemku zohľadňujeme aj agrotechnické operácie, prístupnosť pre mechanizáciu, orientáciu agrolesníckych prvkov vo vzťahu ku svetovým stranám, a ostatné špecifiká predmetnej plochy. Systematický plán pre založenie a následnú starostlivosť ALS by potom zahŕňal: taxonomickú skladbu, typ výsadbového materiálu, priestorové usporiadanie drevín na ploche (osadzovací plán), spôsob výsadby a ochrany drevín, harmonogram a popis jednotlivých operácií a celkové finančné náklady.

Praktické a výskumné poznatky zo zakladania a starostlivosti o ALS môžu významne prispieť k efektívnemu manažmentu, usmerneniu dotačných podpôr a tým aj k ďalšiemu rozširovaniu agrolesníckych systémov. Cieľom predkladaného príspevku je preto zhodnotiť proces zakladania výskumnej a demonštračnej plochy líniového ALS na pozemkoch Školského poľnohospodárskeho podniku pri Mendelovej univerzite v Žabčiciach. Konkrétne analyzovať úspešnosť zakladania drevinovej zložky tohto systému.

Materiál a metodika

Širšie územné vzťahy

Školní zemědělský podnik Žabčice hospodári na 2360 ha poľnohospodárskej pôdy a zabezpečuje účelovú činnosť pre Mendelovu univerzitu v Brne. Vznikol v rokoch 1922 – 1925 a plní tak svoju funkciu už vyše 80 rokov. Mimo iného umožňuje praktickú výuku, zabezpečuje vedeckovýskumné aktivity študentov a taktiež demonštračnú činnosť, ktorá od roku 2019 zahŕňa aj predmetnú agrolesnícku plochu.

Obec Žabčice geomorfologicky spadá do provincie Západní Karpaty, subprovincie Vněkarpatské sníženiny a celku Dyjsko-svratecký úval, podcelek Rajhradská pahorkatina, okres Ivaňská plošina. Rajhradská pahorkatina je plochá nížinná pahorkatina tvorená neogénnymi a štvrtohornými usadeninami, pri západnom okraji sprašami. Ivaňská plošina je vyvýšené územie riečnych terás zovreté medzi nivami riek Svratka, Jihlava a Šatava (DEMEK 2006).

Výskumná plocha leží vo výške 182 – 183 m n. m. (Webová aplikácia VUMOPa).

Na nespevných sedimentoch (ily, piesky, štrky) a terasových štrkopieskoch, oboje prevažne prekrytými vrstvami spraše, sa v sledovanom území sformoval pôdny typ černoziem arenická. Vyznačuje sa vysokou rýchlosťou infiltrácie, je náchylná na vysychanie a je málo úrodná (Webová aplikácia VUMOPb). Podľa QUITTA (KLIMATICKÉ OBLASTI ČESKA 2011) leží obec Žabčice v teplej klimatickej oblasti T4. Priemerné ročné zrážky sa pohybujú medzi 380 a 550 mm. Priemerná ročná teplota je 10,07 °C. Prevládajúci smer vetra je severný a južný. Plocha je vo veľkej miere vystavená veternej erózii. Silné južné vetry počas leta zvyšujú výpar z pôdy a ohrozujú retenčnú schopnosť krajiny.

Katastrom obce prechádza rieka Šatava, ktorá zároveň tvorí východnú hranicu územia obce. Malá časť východného územia obce patrí do záplavového územia rieky Svratky (Webová aplikácia ČHMI).

Z pohľadu biogeografického členenia patrí katastrálne územie do panónskej provincie a jej severopanónskej podprovincie charakteristickej teplomilnou flórou a faunou. Ďalej územie spadá pod Lechovický bioregión. Bioregión je charakteristický hlavne výskytom dubohrabín a teplomilných dúbav (CULEK 2013). Celková výmera katastrálneho územia Žabčice zodpovedá 818 ha. Z toho 82,4 % tvorí poľnohospodárska pôda (orná pôda

58,6 %, vinice 14,4 %, záhrady 2,4 %, ovocné sady 3,1 %, TTP 4 %. Koeficient ekologickej stability územia predstavuje veľmi nízku hodnotu 0,39 % (PROGRAM ROZVOJE OBCE ŽABČICE 2016).

Výskumná plocha

Výskumná plocha bola koncipovaná tak, aby v rámci jednej parcely bol prítomný ako ALS tak kontrolná plocha s konvenčným spôsobom hospodárenia. Na ALS pripadá 3,7 ha z celkovej výmery parcely 9,9 ha. ALS tvorí obdĺžnik o dĺžke 267 m a šírke 138 m v ktorom bolo založených celkovo 6 radov. Prvé tri v rozostupoch po 18 m a ďalšie tri v rozostupoch po 36 m.

Osadzovací plán bol pre alley cropping Žabčice navrhnutý najmä pre výskumné účely, kde sa v opakovaníach po troch striedajú rôzne varianty pásov drevín: samotný topoľ (*Populus x canadensis* Moench.), samotný orech (*Juglans nigra* L.), kombinácia topoľa a orech. Šírka pásov drevín činí 2,5 m. Uprostred týchto pásov boli v pravidelnom rozostupe po 5 m vysadené topole a po 4 m orechy. Týmto rozložením bola dosiahnutá maximálna variabilita pre budúce výskumné zámery a taktiež možnosť dopestovania rôznych druhov sortimentov, prebierky, obnovy systému po ťažbe drevín. Celkovo bolo na ploche vysadených 162 topoľov a vysiatych 648 orechov do 216 jamiek.

Založenie systému

Pred samotnou výsadbou boli na jeseň 2019 vytýčené a zatrávnené pásy drevín zmesou *Festuca rubra* L. a *Lolium perenne* L.

Následne bol na výsadbu topoľových rezkovancov s výškou od 140 do 200 cm použitý jednomužný jamkovač. Hĺbenie jamiek pre výsadbu orechov prebehlo manuálne – rýľom. Orechy boli ručne vysiate do hĺbky 15 – 20 cm.

Ochrana topoľov bola uskutočnená tromi spôsobmi od cenovo najdostupnejšej po najdrahšiu:

- A. mriežkovaným rukávom a jednobodovým kotvením agátovým kolíkom
- B. polypropylénovým tubusom a jednobodovým kotvením agátovým kolíkom
- C. zváraným pletivom o výške 150 cm s veľkosťou oka 50 × 100 mm a dvojbodovým kotvením

Ochrana orechov je pre všetky jedince jednotná a to formou zváraného pletiva a dvojbodového kotvenia (viď varianta C).

Hodnotenie úspešnosti

Úspešnosť založenia systému, respektíve jej drevinovej zložky bola hodnotená na základe exaktných pozorovaní a podľa pochôdzky. Pri exaktnom pozorovaní bola pre orech zisťovaná klíčivosť a mortalita (prežívanie); a pre topoľ mortalita. V oboch prípadoch boli pozorovania uskutočňované na konci prvej a druhej vegetačnej sezóny v novembri 2020 a 2021.

Okrem absolútnej klíčivosti a prežívania všetkých vysiatych orechov bola hodnotená aj obsadenosť jamiek, teda prítomnosť semenáčikov orechov v jamkách. Za úspešnú (obsadenú) jamku bola považovaná taká, v ktorej sa vyskytoval aspoň jeden semenáčik.

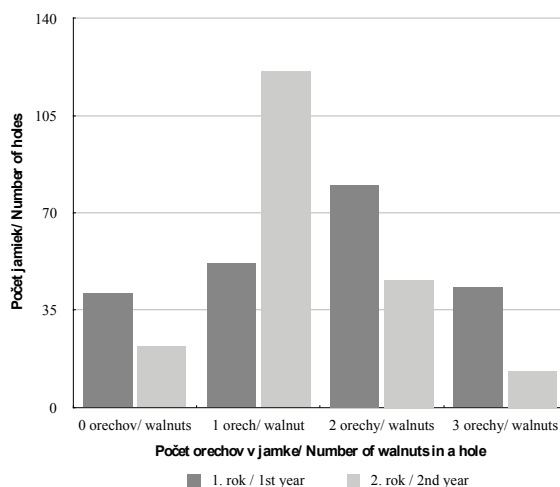
Pochôdzkou bola hodnotená:

- funkčnosť použitých mechanických ochrán proti zveri,
- poškodenie drevín (mechanizáciou, hlodavcami a pod.)

- priebeh zaburinenia, respektíve vplyv buriny na dreviny
Pochôdzky sa uskutočnili opakovane v rámci starostlivosti a kontroly výsadby v priebehu prvých dvoch rokov od založenia.

Výsledky a diskusia

Sejba až troch orechov do každej jamky sa z hľadiska ujímavosti veľmi osvedčila. Z celkového počtu jamiek 216 bolo v prvom roku obsadených až 81 %. Sejba orechu sa bežne vykonáva aj na neďalekom lesnom závode Židlochovice s uspokojivými výsledkami (HRIB 2001). Celkový počet jedincov v druhom roku dosiahol počet 252, čo znamená o 36 jedincov viac, než je potrebné pre pokrytie každej jamky. Zabezpečenie orechovej výsadby je momentálne zaistené každoročným presadzovaním týchto jedincov do neobsadených jamiek (jamky, v ktorých sa neujal ani jeden orech). Na obrázku 1 sú znázornené počty obsadených a neobsadených jamiek v prvom roku a v druhom roku po presadení.



Obr. 1: Počty neobsadených a obsadených jamiek v prvom roku a v druhom roku po presadení
Fig. 1: Numbers of unoccupied and occupied holes in the first year and in the second year after replanting

Na výsadbu topoľov sa osvedčil sadbový materiál s jednoročnou nadzemnou a dvojročnou podzemnou časťou – rezkovanec, ktorý sa bežne používa aj pri obnove šľachtentých topoľov (ČÍŽKOVÁ & ČÍŽEK 2007). Mortalita topoľov dosahovala v prvom roku po výsadbe 8,02 % a v druhom 9,4 %. Len 13 (2019) a 14 (2020) kusov uhynutých jedincov pripisujeme aj priaznivému priebehu zrážok za prvé dva roky. Hodnoty pre vegetačnú sezónu 2022 ešte nie sú kompletne, no posledné pozorovania naznačujú stúpajúci trend v počte odumretých jedincov, smerom k severným hraniciam výsadby. Tento fenomén pripisujeme aj nehomogénnym pôdnym vlastnostiam. Nepravideľne sa striedajú zrnitosť, skeletnosť a teda aj výsušnosť na rôznych lokalitách parcely.

Tri rôzne spôsoby kotvenia a ochrany drevín vykázali v priebehu dvoch rokov rôzne úrovne funkčnosti. Ako najmenej funkčnú ochranu hodnotíme najlacnejšiu variantu A s mriežkovaným rukávom a jednobodovým kotvením. Jedince kotvené a chránené týmto spôsobom boli zverou poškodzované najčastejšie. Poškodené jedince museli byť následne nahradené novými.

Jedince chránené a kotvené variantou B (polypropylénovým tubusom s jednobodovým kotvením) boli zverou poškodzované menej, ako pri variante A. Tubus vo väčšine prípadov ochránil drevinu pred fatálnym poškodením a náhradná výsadba nebola potrebná.

Najlepšiu ochranu pred poškodením zverou, a to 100 %, poskytla varianta C so zváraným pletivom a dvojbodovým kotvením. V prvom roku však tento typ kotvenia neodolal silnému nárazovému vetru a bolo potrebné ho inštalovať znovu. Pri tejto variante bolo často zaznamenané poškodenie mechanizáciou, ktoré pri prvých dvoch variantách nebolo prítomné. Toto poškodenie (preliačenie pletiva, vychýlenie kolíkov a pod.) zvyčajne nezasiahlo samotný strom. Navyše bolo zaznamenané poškodenie kmeňov spôsobené absenciou úväzkov, ktoré mali kmeň stabilizovať a zabrániť tak oderu o okraj pletiva. Tieto úväzky boli následne doplnené na jeseň v druhom roku po výsadbe. Z hľadiska funkčnosti hodnotíme poslednú variantu ako najvhodnejšiu pre túto plochu. Hlavne z dôvodu vysokej aktivity srnčej zveri, voči ktorej bola táto ochrana dokonale účinná. Avšak jej inštalácia vyžadovala najvyššiu prácnosť a bola taktiež finančne najnákladnejšia. Podrobná analýza nákladovosti materiálu a práce potrebnej pre založenie líniového ALS bude spracovaná v blízkej budúcnosti.

Dvojbodové kotvenie so zváraným pletivom sa osvedčilo ako ochrana voči srnčej zveri a zajacom aj pri orechoch. Za prvé dva roky ňou nebolo zaznamenané žiadne poškodenie. Hlodavce však prvú jeseň spôsobili škody, ktoré sa následne prejavili na klíčivosti orechov. V reakcii na premnoženie hlodavcov boli na jeseň inštalované budielka v rozstupoch po 50 m. Poškodzovanie semenáčikov orechov po tomto opatrení nebolo zaznamenané. Dôvodom mohol byť aj pokles ich početnosti v danej oblasti. Tento typ ochrany avšak významne sťažil možnosť odstraňovania tráv a bylín, ktoré prerastali do priestoru vysiatej jamky a konkurovali tak orechom. Voľba nižšieho pletiva (približne okolo 1 m) by umožnila lepší prístup zhora pre manuálne vypletie buriny.

Pre extrémne podmienky pre rast drevín na tejto ploche bola pri navrhovaní systému zahrnutá do plánu starostlivosti aj závlaha. Závlaha mala byť cieľená na najväčšie obdobia sucha. Z technických dôvodov sa ju ale zatiaľ nepodarilo sprevádzkovať. Súčasne platí, že v prvých dvoch rokoch neboli zaznamenané dlhšie periódy sucha. Ako kompenzačné riešenie bola na jar 2022 polovica výsadby doplnená o mulč v mieste výsadby topolov. Cieľom bolo znížiť výpar vody z pôdy v blízkom okolí kmeňa a taktiež zníženie kompetície o vlahu s veľmi vitálnou kostravou. V prípade sprevádzkovania vodného zdroja, bude tento mulč v budúcnosti slúžiť aj ako závlahová misa.

Spomínaná kostrava červená sa takmer úplne presadila na celej vysiatej ploche. Na jednej strane táto trsnatá tráva vytvára nízkoúdržbové pásy, zabraňuje prerastaniu burín a umožňuje pravidelnú údržbu drevín, pochôdzky a pod. Na strane druhej však vysiatie travinnej zmesi pred samotnou výsadbou drevín mohlo spôsobiť zvýšenú kompetíciu o vodu v koreňovom priestore drevín. V prípade orechov jej trsy zasahovali aj do sejbových jamiek a pred manuálnym vypletím ich úplne pokrývali. Osiatie travného pásu pred výsadbou je technicky jednoduchšie, no pri tejto vysoko výsušnej ploche by osiatie rok po výsadbe mohlo zabrániť vzniku vyššie uvedených problémov.

Záver

Ide o prvé praktické a z časti aj výskumné poznatky zo zakladania nie len konkrétnej výskumno-demonštračnej plochy ale zároveň aj ALS v Česku. Je z nich zrejmé, že pri založení ALS je potrebné rešpektovať určité špecifiká – nie je možné apriori využiť bez korekcie ani postupy lesníckej ani krajinárskej. Proces zakladania je ďalej ovplyvnený konkrétnymi miestnymi podmienkami, ich variabilitou a ďalej podmienkami v danom roku (počasie, premnoženie škodcov). Kritickým aspektom sa javí voľba vhodného spôsobu ochrany proti zveri, kde je priestor pre výskumné overovanie a testovanie nových prostriedkov.

Podakovanie

Príspevok vznikol za podpory projektu IGA 2101/SP4220591.

Literatúra

- BURGESS, P. J., ROSATI, A., 2018: Advances in European agroforestry: results from the AGFORWARD project. *Agroforest Syst*, 92: 801-810. [cit. 2022-03-25] Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0261-3>
- CULEK, M., 2013: Biogeografické regiony Českej republiky. Brno: Masarykova univerzita, ISBN 978-80-210-6693-9.
- ČÍŽKOVÁ, L., ČÍŽEK, V., 2007: Reprodukční materiál rychlerostoucích dřevin. In: Procházková Z., Bezděčková L., Jurásek A. (eds.): Kvalita reprodukčního materiálu lesních dřevin. Sborník z mezinárodního odborného semináře, Strážnice 11. – 12. 9. 2007. Strnady, VÚLHM: 02-108.
- DEMEK, J., MACKOVČIN, P. (ed.), 2006: Zeměpisný lexikon ČR. Vyd. 2. Brno, AOPK ČR, ISBN 80-86064-99-9.
- DEN HERDER, M., MORENO, G., MOSQUERA-LOSADA, R. M., PALMA, J. H. N., SIDIROPOULOU, A., SANTIAGO FREIJANES, J. J., CROUS-DURAN, J., PAULO, J. A., TOME, M., PANTERA, A., PAPANASTASIS, V. P., MANTZANAS, K., PACHANA, P., PAPADOPOULOS, A., PLIENINGER, T., BURGESS, P. J., 2017: Current extent and stratification of agroforestry in the European Union. *Agric Ecosyst Environ*, 241:121–132. [cit. 2022-03-25] Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.005>
- DREXLER, S., GENSIOR, A., DON, A., 2021: Carbon sequestration in hedgerow biomass and soil in the temperate climate zone. *Reg Environ Change*, 21, 74. [cit. 2022-03-25]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01798-8>
- EUROPEAN COMMISSION, DIRECTORATE-GENERAL FOR CLIMATE ACTION, Radley G., Keenleyside C., Frelih-Larsen A. et al., 2021: Setting up and implementing result-based carbon farming mechanisms in the EU : technical guidance handbook, Publications Office. [cit. 2022-03-25]. Dostupné z: <https://data.europa.eu/doi/10.2834/056153>
- GARCÍA DE JALÓN, S., GRAVES, A., PALMA, J. H. N., WILLIAMS, A., UPSON, M., BURGESS, P. J., 2017: Modelling and valuing the environmental impacts of arable, forestry and agroforestry systems: a case study. *Agroforestry Systems*, 92(4): 1059–1073.
- HŘIB, M., 2001: Black Walnut (*Juglans nigra* L.) at the Židlochovice Forest Enterprise. Management of Floodplain Forests in Southern Moravia – Proceedings of the International Conference, s. 169–178.
- JANKOVIČ, J., PASTOR, M., 2021: Agrolesnícké systémy a potenciál ich využívania na Slovensku. Pilotná štúdia – výstup z etapy rezortného projektu Výskum a vývoj na podporu konkurencieschopnosti lesného hospodárstva. Zvolen, NLC, 67 s.
- KAY, S., REGA, C., MORENO, G., DEN HERDER, M., PALMA, J. H. N., BOREK, R., CROUS-DURAN, J., 2019: Agroforestry Creates Carbon Sinks Whilst Enhancing the Environment in Agricultural Landscapes in Europe. *Land Use Policy*, 83 (April): 581–93.
- KLIMATICKÉ OBLASTI ČESKA: KLASIFIKACE PODLE QUITTA ZA OBDOBÍ 1961-2000, 2011. Olomouc, Univerzita Palackého. M.A.P.S. (Maps and Atlas Product Series). ISBN 978-80-86690-89-6.
- KOBZA, J. et al., 2005: Návrh regulačných pôdochranných opatrení z výsledkov monitoringu pôd SR: (ako podklad k účinnosti Zákona č. 220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy). Bratislava, Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, 22 s. ISBN 80-89128-21-1 [cit. 2022-07-28]. Dostupné z: https://www.vupop.sk/dokumenty/rozne_hodnotenie_stavu_trendov_vyvoja_vlastnosti_pp_S_R.pdf

- LOJKA B., MARTINÍK A., WEGER J., HOUSKA J., DOLEŽALOVÁ H., KALA L., SZABÓ P., KOTRBA R., KRČMÁŘOVÁ J., CHLÁDOVÁ A., VÁVROVÁ K., JOBBIKOVÁ J., EHRENBERGEROVÁ L., SNÁŠELOVÁ M., KRÁLÍK T. 2021 Zavádění agrolesnických systémů na zemědělské půdě: certifikovaná metodika : (osvědčení MZe 2/2020-18133). Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze. ISBN 978-80-213-3061-0.
- MITROVÁ, A. M., 2021: Pannonian agroforestry systems – case study from Slovak Republic [online]. Diploma thesis. Brno, Mendel University in Brno. [cit. 2022-06-30]. Dostupné z: <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.15886.28486>
- PANTERA, A., BURGESS, P. J., MOSQUERA-LOSADA, M. R., MORENO, G., LÓPEZ-DÍAZ, M. L., CORROYER, N., MCADAM, J., ROSATI, A., PAPADOPOULOS, A. M., GRAVES, A. R., RIGUEIRO-RODRIGUEZ, A., FERREIRO-DOMINGUEZ, N., FERNÁNDEZ-LORENZO, J. L., GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, M. P., PAPANASTASIS, V. P., MANTZANAS, K., VAN LERBERGHE, P., MALIGNIER, N., 2018: Agroforestry for high value tree systems in Europe. *Agrofor Syst*, 92(4): 945–959. [cit. 2022-03-25]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0181-7>
- PROGRAM ROZVOJE OBCE ŽABČICE 2016–2021 [online]. [cit. 2022-03-25]. Dostupné z: <http://www.zabcice.cz/data/7445.pdf>
- TORRALBA, M., FAGERHOLM, N., BURGESS, P. J., MORENO, G., PLIENINGER, T., 2016: Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agric Ecosyst Environ*, 230: 150–161. [cit. 2022-03-25]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.002>
- UPSON, M. A., BURGESS, P. J., 2013: Soil organic carbon and root distribution in a temperate arable agroforestry system. *Plant Soil*. [cit. 2022-03-25]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1733-x>
- WEBOVÁ APLIKACE ČHMI: *Hydrogeologické rajóny* [online]. [cit. 2022-03-25]. Dostupné z: <https://hydro.chmi.cz/hydro/index.php?wmapp=WEBAPP&wmap=hgr50>
- WEBOVÁ APLIKACE VUMOPA: *Půda v mapách* [online]. [cit. 2022-03-25]. Dostupné z: <https://mapy.vumop.cz>
- WEBOVÁ APLIKACE VUMOPB: *eKatalog BPEJ* [online]. [cit. 2022-03-25]. Dostupné z: <https://bpej.vumop.cz/00501>

ÚČINOK APLIKÁCIE HYDROABSORBENTA A EKTOMYKORÍZNEHO BIOPREPARÁTU NA VÝVOJ SADENÍC BUKA LESNÉHO V PODMIENKACH SIMULOVANÉHO STRESU ZO SUCHA

Effect of hydroabsorbent and ectomycorrhizal additive application on the development of european beech seedlings under simulated drought

Ivan Repáč¹ • Martin Belko² ✉

¹ Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, T. G. Masaryka 24, SK – 960 01 Zvolen

² Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, T. G. Masaryka 2175/22, SK – 960 01 Zvolen, e-mail: martin.belko@nlcsk.org

Abstract: *Currently, European beech belong to the most frequently planted tree species within restoration programs of disrupted Norway spruce monocultures situated in Central Europe. However, consequences of current climate change negatively affect capability of planting material to overcome planting shock. The main objective of this study was to investigate the ameliorative effect of hydroabsorbent and formulated ectomycorrhizae on the development of 1+1 container European beech seedlings exposed to simulated water deficit of different intensity induced by different watering regimes including: None watering (NW), Full watering (FW), Reduced watering (RW) and Watering with periods of drought (PW). Formulated ectomycorrhizae as well as hydrogel tended to show different ability to alleviate the negative effect of water deficit on the European beech seedling development. Under NW conditions, hydrogel nor ectomycorrhizae application did not provide sufficient protection before drying out. RW as well as PW induced significant impairment of seedling development, but additives exhibited beneficial effect only for seedlings under RW. Our study results suggest, that beneficial effect of application of hydrogel or formulated ectomycorrhizae on the development of European beech seedlings under water deficit conditions is not warranted and may be limited only for specific circumstances.*

Key words: *hydrogel; ectomycorrhizal inoculation; water availability; European beech; seedlings*

Abstrakt: V súčasnosti patrí buk lesný v strednej Európe medzi najčastejšie vysádzané dreviny v rámci obnovy kalamitných plôch po rozpade smrekových monokultúr. Avšak dopady klimatickej zmeny spolu s extrémnymi podmienkami výsadbových plôch limitujú schopnosť sadbového materiálu prekonať šok po výsadbe aj pri tejto drevine. Hlavným cieľom tohto príspevku bolo posúdenie stres zo sucha zmiernujúceho účinku hydroabsorbentu a mykorrhízneho biopreparátu na vývoj krytokorenných sadeníc (1+1) buka lesného vystavených nedostatku vlahy rôznej intenzity: nedostupná vlaha (NV), ľahko dostupná vlaha (LDV), obťažne dostupná vlaha (ODV), striedanie období ľahko a nedostupnej vlahy (L/NDV). Hydroabsorbent rovnako ani mykorrhízny biopreparát nemali výraznejší vplyv na vývoj NV sadeníc, pri ktorých bolo zaznamenané najnižšie prežívanie. Aj napriek nižším hodnotám prežívania ODV a LNV sadeníc, pozitívny účinok aplikácie prípravkov bol zaznamenaný len pri ODV sadeniciach. Výsledky experimentu tak naznačujú, že pozitívny účinok hydroabsorbentu, ako aj mykorrhízneho biopreparátu na vývoj sad-

bového materiálu buka lesného v podmienkach simulovaného nedostatku vlhky je možné očakávať len za určitých podmienok.

Kľúčové slová: hydroabsorbent; ektomykorízna inokulácia; vlahová dostupnosť; buk lesný; sadenice

Úvod

V dôsledku prejavov klimatickej zmeny patria rovnovéké smrekové monokultúry medzi najzraniteľnejšie lesné ekosystémy v strednej Európe (HLÁSNY et al. 2013, 2021). Prebiehajúci nekontrolovateľný rozpad smrekových monokultúr zároveň priamo prispieva k zväčšovaniu a rozširovaniu veľkopošných holín, ktoré sú charakteristické menej vhodnými podmienkami pre rast a vývoj klimaxových drevín (AMMER & KÖLLING 2008; VACEK et al. 2019). Obzvlášť náročnou úlohou sa aj s ohľadom na rastúcu frekvenciu období bez zrážok a vln horúčav javí dosiahnutie prijateľnej úspešnosti výsadbí buka lesného, najčastejšie vysádzanej dreviny v rámci obnovy kalamitných plôch po rozpade smrekových monokultúr (ANONYMOUS 2020; BRUCHÁNIK 2020). Účinným prostriedkom sa v tomto smere môže zdať zabezpečenie lepšej dostupnosti vlhky dosiahnutej prostredníctvom aplikácie hydroabsorbentov (CHIRINO et al. 2011; CROUS 2016; ORIKIRIZA et al. 2013) prípadne zabezpečenie efektívnejšieho príjmu živín prostredníctvom ektomykoríznej symbiôzy (PARLADÉ et al. 2004; BENIWAŁ et al. 2011). Napriek tomu, doterajšie experimenty založené v poloprevádzkových podmienkach výsadbových plôch situovaných v strednej Európe neprinesli v súvislosti s ich použitím doposiaľ jednoznačné výsledky (REPÁČ et al. 2011; 2013; 2020; 2021). Na druhej strane experimenty v kontrolovaných podmienkach dokumentujúce pozitívny účinok aplikácie komerčných prípravkov na báze hydroabsorbentov boli zamerané prevažne na hodnotenie fyziologických procesov. JAMNICKÁ et al. (2013) rovnako ako BENIWAŁ et al. (2011) síce uvádzajú, že hydroabsorbentom a ektomykorízou ošetrované voľnokorenné sadenice buka lesného sa v podmienkach simulovaného sucha vyznačujú významne lepšími hodnotami parametrov týkajúcich sa fluorescencie chlorofylu, stomatárnej vodivosti, obsahu vody v koreňoch alebo obsahu živín v asimilačnom aparáte, avšak bez podrobnejšieho hodnotenia morfológie.

Cieľom tohto príspevku bolo posúdiť účinok aplikácie EKM biopreparátu a hydroabsorbenta na prežívanie a rast sadeníc buka lesného v podmienkach simulovaného nedostatku vlhky rôznej intenzity.

Materiál a metódika

Jednoročné voľnokorenné semenáčky buka lesného (1+0) boli preškôlkované a pestované v plastových nádobách (objem 3 l) naplnených rašelinovým substrátom pod fóliovým prístreškom (počas vegetačného obdobia 2018) Semenáčky boli vystavené rôznym úrovniam nedostupnosti vlhky udržiavaným prostredníctvom závlahy:

- i) Ľahko dostupná vlaha (LDV) (objemový obsah vody udržiavaný v rozpätí 70 – 80 %).
- ii) Obtiažne dostupná vlaha (ODV) (objemový obsah vody udržiavaný v rozpätí 40 – 50 %).
- iii) Ľahko dostupná vlaha krátkodobo prerušovaná obdobia nedostupnej vlhky (L/NDV) (po dosiahnutí objemového obsahu vody 21 % doplnenie obsahu vody na 70 – 80 %).
- iv) Nedostupná vlaha (NV) (objemový obsah vody 21 % zodpovedajúci bodu vädnutia bol dosiahnutý v priebehu 7. týždňa po škôlkovaní).

V rámci každej zo simulovaných úrovní nedostupnosti vlhky bol k 20 semenáčikom aplikovaný EKM biopreparát Ectovit (Symbiom, Lanškroun, Czech Republic), hydroabsorbent Agrisorb (Evonik Nutrition & Care GmbH, Essen, Germany) a semenáčky bez aplikovaného prípravku reprezentovali kontrolu. Experiment bol založený v znáhodnených blokoch tvorených 12 samostatnými kombináciami (4 úrovne vlhkového nedostupnosti \times 3 prípravky) v trojnásobnom opakovaní.

V momente výsadby dosahoval objemový obsah vody v rašelinovom substráte 70 – 80 %. Objemový obsah vody pre každú zo simulovaných úrovní vlhkového nedostupnosti bol odvodený z vlhkostných retenčných kriviek (pF-krivky). Tri Kopeckého valčeky (výška 5,3 cm; priemer 4,6 cm) boli naplnené rašelinovým substrátom. Po saturácii vzoriek na pieskovom podklade (24 h) kapilárnou vztlakovou, tieto boli zvážené a umiestnené do pretlakovej nádoby. Vlhkostné retenčné krivky boli zostrojené pre vodné potenciály -1 , -5 , -10 , -100 a $-1\ 500$ kPa. Pri dosiahnutí každej zo stanovených hodnôt vodného potenciálu, boli vzorky substrátu zvážené. Po dosiahnutí $-1\ 500$ kPa, boli vzorky vysušené a pre každú zo stanovených vodných potenciálov bol vypočítaný objemový obsah vody prostredníctvom gravimetrickej metódy. Vodný potenciál v rozpätí -1 – -5 kPa (kontaktná kapacita) poskytuje dostatočné množstvo ľahko dostupnej vody, hodnota $-1\ 500$ kPa (bod vädnutia) je považovaná za hranicu, kedy je voda v pôde pre rastlinu už nedostupná (DUBSKÝ et al. 2013).

Substrát použitý v experimente bol tvorený zmesou bielej (80 %, vlákna 0 – 20 mm) a tmavej rašeliny (20 %, 0 – 10 mm) s prídavkom práškoveho hnojiva PG Mix $1,9\text{ kg m}^{-3}$, zvlhčovadla Fibazorb 0,1 l m a stimulátora zakoreňovania Bioroot 200 ml m^{-3} .

Komerčný EKM biopreparát Ectovit obsahuje samostatne zabalené a oddelené mycélium troch druhov EKM húb (*Amanita rubescens*, *Pisolithus arrhizus*, *Paxillus involutus*) a spóry dvoch druhov EKM húb (*Pisolithus involutus*, *Scleroderma citrinum*) v rašelinovom nosiči spolu s látkami podporujúcimi tvorbu EKM (humáty, minerály, výťažky z morských organizmov). Ectovit bol aplikovaný vo forme zmesi, ktorá vznikla zmiešaním zložiek EKM biopreparátu a rašelinového substrátu v pomere 1 : 6 (v:v) umiestnenej do priestoru koreňového systému v čase výsadby (100 ml zmesi na 1 semenáčik). Hydroabsorbent Agrisorb je tvorený kopolymérom akrylovej kyseliny čiastočne neutralizovanej draselnými soľami, ktorý má podobu bielych granúl (0,2 – 1,0 mm). Jeden gram hydroabsorbentu Agrisorb viaže 250 – 300 ml vody. Agrisorb bol aplikovaný na korene semenáčikov v čase výsadby vo forme gélu, ktorý vznikol zmiešaním granúl hydroabsorbentu s vodou v pomere 1 : 100 (v:v).

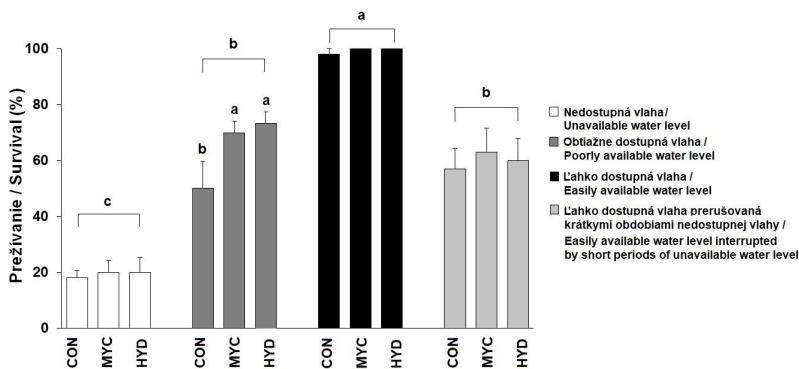
Sadbový materiál

1-ročné voľnokorenné semenáčky buka lesného boli vypestované v škôlke Škôlkarskeho strediska Oravská priehrada (Lokca; $49^{\circ}22'20''\text{N}$, $19^{\circ}24'18''\text{E}$) štátneho podniku Lesy SR, š. p., štandardnými postupmi na záhone s minerálnou pôdou. Výsevu semena predchádzala aplikácia fungicídu a zapracovanie hnojiva Cererit (NPK 8 % N, 13 % P, 11 % K, 2 % Mg; 30 g.m^{-2}) do hornej vrstvy (10 cm) minerálnej pôdy. Po vzídení a následne počas vegetačného obdobia boli semenáčky pravidelne zavlažované a hnojené (Kristalon, NPK 19 – 6 – 20 % + 3 % Mg). V prípade potreby bola mechanicky odstraňovaná burina. Po skončení vegetačného obdobia boli semenáčky ponechané na záhone a vyzdvihnuté nasledujúcu jar 7 dní pred škôlkovaním do obalov. V čase výsadby dosiahla priemerná výška semenáčikov $19,5 \pm 2,3$ cm, hrúbka $3,4 \pm 0,2$ mm, hmotnosť nadzemnej časti 460 ± 15 mg, koreňového systému 410 ± 14 mg, rozsah mykorrhizácie koreňového systému prevyšoval 80 %.

Prežívanie bolo hodnotené na konci vegetačného obdobia (október) ako percento počtu živých z počtu vysadených semenáčikov. Rastové parametre výška nadzemnej časti (výška), hrúbka v koreňovom krčku (hrúbka) a hmotnosť sušiny nadzemnej časti a koreňového systému (48 h, 80 °C) boli hodnotené v rámci každej kombinácie simulovanej úrovne nedostupnosti vlhky × prípravku na desiatich semenáčikoch. Ak prežilo menej ako 10 semenáčikov, rastové parametre boli hodnotené na všetkých prežitých semenáčikoch. Pred vysušením boli z koreňového systému vyzdvihnutých semenáčikov odobrané vzorky jemných koreňov (9 × 3 cm; spolu 27 cm na jednom semenáčiku). S použitím mikrolupy (Zeiss, Stemi, Göttingen, Germany) bol na jemných koreňoch vizuálne posúdený rozsah mykorrhizácie a prítomnosť špecifických morfortypov potenciálne tvorených EKM hubami obsiahnutými v EKM biopreparáte. Krátke koreničky boli klasifikované ako EKM na základe morfológických znakov najmä mierneho zhrubnutia, hladkého povrchu, prítomnosti hýf a Hartigovej siete (AGERER & RAMBOLD 2004 – 2019). Všetky zisťované premenné boli analyzované dvojfaktorovou analýzou variance (faktory: simulovaná úroveň nedostatku vlhky, variant a ich interakcia: simulovaná úroveň nedostatku vlhky × variant). Významnosť rozdielov bola následne medzi porovnávanými variantmi posúdená Tukeyovým testom ($p \leq 0,05$) v programe SAS (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). Normalita rozdelenia dát bola overená v rámci porovnávaných skupín prostredníctvom Shapiro-Wilk testu v programe STATISTICA 12 (StatSoft, Inc., Tulsa USA).

Výsledky

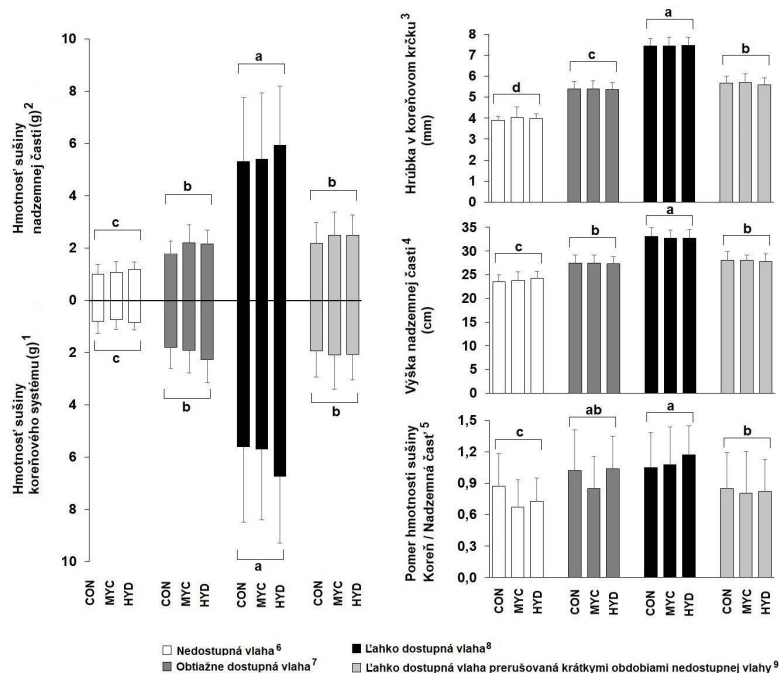
Analýza variance potvrdila významný vplyv nedostupnosti vlhky na prežívanie sadeníc buka na konci vegetačného obdobia ($p = 0,001$). Kým LDV sadenice prežili takmer všetky, prežívanie L/NDV a ODV dosiahlo podobné hodnoty, v priemere 60 %, prežívanie NV sadeníc dosiahlo 19 %. Aplikácia prípravkov významne ovplyvnila prežívanie len pri ODV sadenicích ($p = 0,02$). Prežívanie ODV sadeníc ošetrených hydroabsorbentom a mykorrhízovým biopreparátom dosiahlo 70 a 73 %, resp. a bolo o 20 % lepšie ako pri neošetrených sadenicích (obr. 1).



Obr. 1: Prežívanie krytokorenných sadeníc buka lesného (1+k1) vystavených rôznym úrovňam nedostupnej vlhky, na konci vegetačného obdobia. Semenáčiky boli pred výsadbou ošetrené EKM biopreparátom (MYC) alebo hydroabsorbentom (HYD), neošetrené semenáčiky slúžili ako kontrola (CON). Medzi variantmi označenými rovnakým písmenom alebo bez písmena nie je štatisticky významný rozdiel ($p < 0,05$)

Fig. 1: Survival of 1+1 container European beech seedlings exposed to different water availability levels, in the end of the growing season. Concurrently with transplanting to containers seedlings were treated either by ECM biopreparate (MYC) or hydroabsorbent (HYD), untreated seedlings served as control (CON). Treatment means without letter or followed by the same letter are not significantly different ($p < 0.05$)

Štatisticky významný vplyv vlahovej nedostupnosti bol potvrdený aj pri rastových parametroch (tab. 1). Najvyššie hodnoty hmotnosti sušiny celkovej, nadzemnej časti ako aj koreňového systému dosiahli LDV sadenice, najnižšie NV sadenice. Naproti tomu mierne rozdiely v hmotnostiach sušiny zaznamenané medzi L/NDV a ODV sadenicami neboli štatisticky významné. Pomer hmotnosti sušiny koreňového systému a nadzemnej časti dosiahol najvyššie hodnoty pri LDV sadenicach, mierne nižšia hodnota bola zaznamenaná pri ODV sadenicach, no významne nižšie hodnoty v porovnaní s LDV sadenicami boli zaznamenané len pri LNDV a NV. Aj napriek mierne vyššej hmotnosti sušiny nadzemnej časti a koreňového systému sadeníc ošetrovaných hydroabsorbentom alebo ekto-mykorízny biopreparátom v porovnaní s neošetrenými sadenicami, tieto rozdiely neboli štatisticky významné (obr. 2).



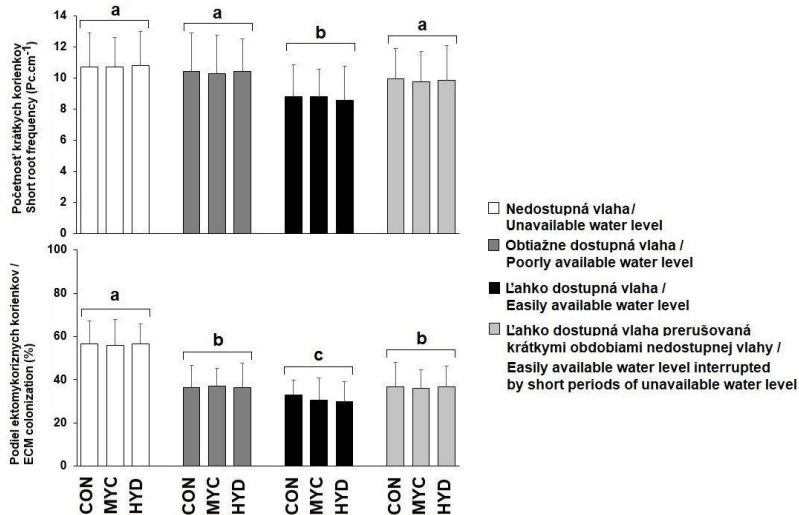
Obr. 2: Priemerné hodnoty ± smerodajné odchýlky rastových parametrov krytokoreňových sadeníc buka lesného (1+k1) vystavených rôznym úrovňam nedostupnej vlahy. Semenáčiky boli pred výsadbou ošetrované EKM biopreparátom (MYC) alebo hydroabsorbentom (HYD), neošetrené semenáčiky slúžili ako kontrola (CON). Medzi variantmi označenými rovnakým písmenom alebo bez písmena nie je štatisticky významný rozdiel ($p < 0,05$)

Fig. 2: Mean values ± standard deviations of growth parameters of 1+1 container European beech seedlings exposed to different water availability levels. Concurrently with transplanting to containers, seedlings were treated either by ectomycorrhizal biopreparate (MYC) or hydroabsorbent (HYD), untreated seedlings served as control (CON). Treatment means without letter or followed by the same letter are not significantly different ($p < 0.05$)

Notes¹Dry mass of roots, ²Dry mass of aboveground part, ³Root collar diameter, ⁴Stem height, ⁵Ratio of dry mass of roots to aboveground part, ⁶Unavailable water level, ⁷Poorly available water level, ⁸Easily available water level, ⁹Easily available water level interrupted by short periods of unavailable water level.

Vlahová dostupnosť štatisticky významne ovplyvnila vybrané parametre krátkych koreňkov. LDV sadenice sa v porovnaní so sadenicami z ostatných variantov (ODV, LNDV, NV) vyznačovali štatisticky významne nižším počtom krátkych koreňkov na cm^{-1} . Naj-

vyšší podiel mykoríznych korieňkov pozorovaný na vzorkách jemných korieňkov bol pri NV sadeniach najnižší pri LDV sadeniach (obr. 3). Vo vzorkách jemných korieňkov zároveň nebola s ohľadom na aplikáciu mykorízneho preparátu pozorovaná prítomnosť špecifického morfortypu naznačujúca prítomnosť ektomykoríznej zložky použitého prípravku.



Obf. 3: Priemerné hodnoty ± smerodajné odchýlky počtosti krátkych korieňkov a podielu ektomykoríznych korieňkov krytokoreenných sadeníc buka lesného (1+k1) vystavených rôznym úrovňam nedostupnej vlhky. Semenáčiky boli pred výsadbou ošetrené EKM biopreparátom (MYC) alebo hydroabsorbentom (HYD), neošetrené semenáčiky slúžili ako kontrola (CON). Medzi variantmi označenými rovnakým písmenom alebo bez písmena nie je štatisticky významný rozdiel ($p < 0,05$)

Fig. 3: Mean values ± standard deviations of short root frequency and ratio of ectomycorrhizal short roots of 1+1 container European beech seedlings exposed to different water availability levels. Concurrently with transplanting to containers, seedlings were treated either by ectomycorrhizal biopreparate (MYC) or hydroabsorbent (HYD), untreated seedlings served as control (CON). Treatment means without letter or followed by the same letter are not significantly different ($p < 0.05$)

Tabuľka 1: Analýza variancie (F a p hodnoty) vplyvu simulovanej úrovne vlhovej nedostupnosti, prípravku (EKM biopreparát, hydroabsorbent) a ich interakcie na rast, krytokoreenných sadeníc buka lesného (1+k1) v lesnej škôlke

Table 1: Analysis of variance (F and p values) of the effects of simulated water availability level, additive (ECM biopreparate, hydroabsorbent) and their interaction on the growth of 1+1 container European beech seedlings in the nursery trial

Faktor ¹	Hrúbka ²		Výška ³		Hmotnosť sušiny dendromasy nadzemnej časti ⁴		Hmotnosť sušiny koreňov ⁵		Pomer hmotnosti sušiny koreňa a dendromasy nadzemnej časti ⁶	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Vlahová nedostupnosť ⁷	2,276	0,001	207	0,001	164	0,001	656	0,001	14,5	0,004
Prípravok ⁸	1,3	0,370	0,1	0,999	0,9	0,455	3,4	0,135	1,2	0,386
Vlahová nedostupnosť × Prípravok	0,4	0,853	0,5	0,776	0,2	0,973	0,7	0,634	1,1	0,428

Notes: ¹Effect, ²Diameter, ³Height, ⁴Dry mass of aboveground part, ⁵Dry mass of roots, ⁶Ratio of dry mass of roots and aboveground part, ⁷Water availability level, ⁸Additive.

Diskusia

Hydroabsorbent rovnako ani ektomykorízny biopreparát aplikovaný v čase výsadby do priestoru koreňového systému nemal v našom experimente na prežívanie NV sadeníc buka lesného, vystavených najintenzívnejšiemu stresu zo sucha, významný vplyv. Bez ohľadu na aplikáciu prípravku nepresiahol na konci vegetačnej sezóny podiel prežitých z celkového počtu vysadených pri NV sadenicích v rámci porovnávaných variantov 20 %. CROUS (2016) a rovnako aj SLOAN (1992) uvádzajú, že hydroabsorbenty síce môžu zmierniť nepriaznivý vplyv nedostatku vlhky na vitalitu sadbového materiálu, avšak v prípade pretrvávania nepriaznivých podmienok ani ony nedokážu zabrániť jej nepriaznivému účinku. ORIKIRIZA (2013) vo svojom experimente pre sadbový materiál buka lesného zaznamenal pri výsadbe do ílovitej a hlinitej pôdy vo variante s aplikovaným hydrogelom oddialenie nepriaznivých účinkov nedostatku vlhky len o 4 dni. Na druhej strane mierne lepšie prežívanie hydroabsorbentom a ektomykorízny biopreparátom ošetrovaných sadeníc vystavených ODV v našom experimente zároveň naznačuje, že v špecifických podmienkach stále môže aplikácia hydroabsorbentu a ektomykorízneho biopreparátu zmierniť nepriaznivý vplyv nedostatku vlhky. Absencia podobného účinku aplikovaných prípravkov v podmienkach striedania období s dostatkom vlhky a úplným preschnutím substrátu môže byť spôsobená nedostatočnou schopnosťou prípravkov zmierniť negatívne dôsledky síce krátkeho no intenzívneho nedostatku vlhky.

Nedávne zistenia ROBAKOWSKÉHO et al. (2020) zároveň poukázali na významnosť dostatku vlhky vo vzťahu k rastovým procesom sadbového materiálu buka lesného. Zníženie objemu dennej závlahy z 12 na 3 ml viedlo pri buku k päťnásobnému zníženiu hmotnosti sušiny, pri ostatných hodnotených drevinách bol pokles hmotnosti miernejší, pri dube zimnom len trojnásobný, borovici lesnej a jedli bielej nebol zaznamenaný vo variantoch so zníženou závlahou takmer žiadny pokles hmotnosti sušiny. Zhodou okolností bol podobne ako v experimente ROBAKOWSKI et al. (2020) relatívny rozdiel v hmotnosti sušiny medzi sadbovým materiálom buka lesného s optimálnou a zníženou závlahovou dávkou pozorovaný aj v našom experimente medzi NV a LDV sadenicami. ZHANG et al. (2014) navyše pozoroval, že sadbový materiál buka lesného by podobne ako niektoré ostatné rastliny mal reagovať na nedostatok vlhky zvýšenou akumuláciou biomasy v pletivách koreňového systému na úkor nadzemnej časti rastliny v dôsledku snahy o preniknutie do vrstiev rastového média s dostatkom vlhky. Napriek tomu, nebol v našom rovnako ani v experimente ROBAKOWSKI et al. (2020) pri jedincoch buka lesného pozorovaný obdobný jav. Aplikácia hydroabsorbentu rovnako ani mykorízneho biopreparátu v čase výsadby do priestoru koreňového systému nemala významnejší vplyv na rast sadeníc buka lesného v našom experimente. V prípade hydroabsorbentov je podľa SLOANA et al. (1992) množstvo vody viazanej v hydrogeli dostatočné len na krátkodobé zabezpečenie fungovania základných fyziologických procesov v období nedostatku vlhky a nemá žiadny stimulačný účinok na rast. Tvrdenie SLOANA et al. (1992) čiastočne podporujú aj výsledky APOSTOLA et al. (2009) ktorý pozoroval, že vyšší obsah vody v koreňoch sadbového materiálu duba červeného ošetrovaného hydrogelom a vystaveného 5 hodín trvajúcej desikácii, nemalo v porovnaní s neošetrovanými sadenicami významný pozitívny vplyv na rast. Na druhej strane CHIRINO et al. (2011) uvádza, že v podmienkach regulovanej závlahy môže drevina reagovať na aplikáciu hydrogelu zlepšeným rastom, no po výsadbe na plochu už aplikovaný hydrogel opäť nemá na rast ošetrovaného sadbového materiálu významný vplyv. Rovnako ako pri hydroabsorbente, ani pri mykoríznom biopreparáte aplikovanom v našom experimente, nie je stimulačný účinok aj napriek viacerým pozitívnym skúsenostiam zaručený. Najmä v prípade aplikácie mykorízneho prípravku sa do okolia koreňov drevín nové symbiotické huby síce dostanú, avšak úspešná kolonizácia koreňov vybranými druhmi obsiahnutými v aditíve nie je úplne zaru-

čená (MENKIS et al. 2007). Absencia prítomnosti špecifického morfortypu, ako aj významnosti rozdielov v početnosti krátkych resp. rozsahu mykorizácie medzi porovnávanými variantmi môže taktiež do značnej miery súvisieť s rastom nových koreňov. Predovšetkým aplikácia prípravkov pred výsadbou na koreňový systém môže taktiež v prípade intenzívneho rastu významne znížiť ich vplyv v dôsledku odrastania nových koreňov mimo priestor v ktorom sa aplikovaný prípravok po aplikácii nachádza (CROUS 2016).

Záver

Výsledky nášho experimentu potvrdili dôležitosť dostupnosti vlhky na vývoj sadeníc buka lesného. Avšak aplikácia ektomykorízneho biopreparátu rovnako ako hydroabsorbentu nepriniesla jednoznačný výsledok. V podmienkach viac ako trojmesačného obdobia nedostupnej vlhky nebolo pri sadenicích ošetrovaných hydroabsorbentom alebo mykorizným biopreparátom zaznamenané vyššie prežívanie alebo lepší rast. Napriek tomu, v podmienkach zníženej vlhkového dostupnosti (ODV), ktorá bola dosiahnutá zníženou závlahou, dosiahli prípravkami ošetrované sadenice lepšie prežívanie. Výsledky nášho experimentu tak naznačujú, že stimulačný účinok aplikácie hydroabsorbentu a mykorízneho biopreparátu je pravdepodobne viazaný len na určité podmienky, v skúmaní ktorých je potrebné ďalej pokračovať.

PodĎakovanie

Táto práca bola podporená Vedeckou grantovou agentúrou Ministerstva školstva vedy výskumu a športu Slovenskej republiky a Slovenskej akadémie vied (Projekt VEGA 1/0567/21).

Autori zároveň ďakujú vedúcemu ŠS Oravská priehrada Lesy SR, š. p., Ing. M. Smolárovi za technické práce a materiálnu podporu, p. J. Povaľačovej za technické práce a Ing. Mariánovi Homolákovi, PhD. za pomoc pri stanovení retenčných vlastností substrátu.

Zoznam literatúry

- AGERER, R., RAMBOLD, G., 2004–2018: DEEMY – An information system for characterization and determination of ectomycorrhizae. Dostupné na: <http://www.deemy.de>. [Accessed 2 July 2020].
- AMMER, C., KÖLLING, C., 2008: Converting Norway spruce stands with beech – A review of arguments and techniques. *Austrian Journal of Forest Science*, 1:3–26.
- APOSTOL, K. G., JACOBS, D. F., DUMROESE, R. K., 2009: Root desiccation and drought stress responses of bareroot *Quercus rubra* seedlings treated with a hydrophilic polymer root dip. *Plant and Soil*, 315:229–240.
- ANONYMOUS, 2020: Report on Forestry in the Slovak Republic 2019 – Green report. Ministry of Agriculture and Rural Development of the Slovak Republic. Dostupné na: www.mpsr.sk/zelena_sprava-2020/123---16162. [Accessed 20 November 2021].
- BENIWAL, S. R., HOODA, S. M., POLLE, A., 2011: Amelioration of planting stress by soil amendment with a hydrogel–mycorrhiza mixture for early establishment of beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings. *Annals of Forest Science*, 68:803–810.
- BRUCHÁNIK, R., 2020: Umelá obnova lesa v roku 2020. *Lesník*, 12: 6.
- CHIRINO, E., VILAGROSA, A., VALLEJO, V. R., 2011: Using hydrogel and clay to improve the water status of seedlings for dryland restoration. *Plant and Soil*, 344:99–110.

- CROUS, J. W., 2016: Use of hydrogels in the planting of industrial wood plantations. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*, 79:197–213.
- DUBSKÝ, M., ŠRAMEK, F., NÁROVEC, V., NÁROVCOVÁ, J., 2013: Požadavky 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, s. 18–30.
- HLÁSNÝ, T., TURČÁNI, M., 2013: Persisting bark beetle outbreak indicates the unsustainability of secondary Norway spruce forests: Case study from Central Europe. *Ann For Sci.*, 70:481–491.
- HLÁSNÝ, T., ZIMOVÁ, S., MERGANIČOVÁ, K., ŠTĚPÁNEK, P., MODLINGER, R., TURČÁNI, M., 2021: Devastating outbreak of bark beetles in the Czech Republic: Drivers, impacts, and management implications. *For Ecol and Manag.*, 490:119075.
- JAMNICKÁ, G., DITMAROVÁ, L., KMEŤ, J., PŠIDOVÁ, E., MACKOVÁ, M., GÖMÖRY, D., STRELCOVÁ, K., 2013: The soil hydrogel improved photosynthetic performance of beech seedlings treated under drought. *Plant Soil and Environment*, 59:446–451.
- 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*, 17:337–348.
- ORIKIRIZA, J. B. L., AGABA, H., EILU, G., KABASA, D. J., WORBES, M., HÜTTERMANN, A., 2013: Effects of hydrogels on tree seedling performance in temperate soils before and after water stress. *Journal of Environmental Protection*, 4:713–721.
- PARLADÉ, J., LUQUE, J., PERA, J., RINCÓN, A. M., 2004: Field performance of *Pinus pinea* and *P. halepensis* seedlings inoculated with *Rhizopogon* spp. and outplanted in formerly arable land. *Annals of Forest Science*, 61:507–514.
- REPÁČ, I., TUČEKOVÁ, A., SARVAŠOVÁ, I., VENCURIK, 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: 349–358.
- REPÁČ, I., KMEŤ, J., VENCURIK, J., BALANDA, M., 2013: Účinky aplikácie komerčných stimulačných prípravkov na prežívanie, rastové a fyziologické parametre výsadby smreka obyčajného a buka lesného. *Zprávy lesnického výzkumu*, 58:167–175.
- 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*, 65:232–241.
- 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.
- ROBAKOWSKI, P., WYKA, T. P., KOWALKOWSKI, W., BARZDAJN, W., PERS-KAMCZYC E., JANKOWSKI A., POLITYCKA, B., 2020: Practical implications of different phenotypic and molecular responses of evergreen conifer and broadleaf deciduous forest tree species to regulated water deficit in a container nursery. *Forests*, 11:1011.
- SLOAN, J. P., 1994: The use of root dips on North American conifer seedlings: a review of the literature. *Tree Planter's Notes*, 45:26–31.
- VACEK, Z., VACEK, S., SLANAŘ, J., BILEK, L., BALUŠEK, D., ŠTEFANČÍK, I., KRÁLÍČEK I., VANČURA, K., 2019: Adaptation of Norway spruce and European beech forests under climate change: from resistance to close-to-nature silviculture. *Central European Forestry Journal*, 65:129–144.

ZANG, U., GOISSER, M., HÄBERLE, K. H., MATYSSEK, R., MATZNER, E., BORKEN, W., 2014.: Effects of drought stress on photosynthesis, rhizosphere respiration, and fine-root characteristics of beech saplings: A rhizotron field study. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177:168–177.

DYNAMIKA A ŠTRUKTÚRA MŔTVEHO DREVA V NPR BADÍNSKY PRALES – 40-ROČNÁ ČASOVÁ ŠTÚDIA

Dynamics and structure of lying dead wood in NNR Badinsky prales – 40-year time study

Peter Jaloviar ✉ • Zuzana Parobeková

Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, T. G. Masaryka 24, SK – 960 53 Zvolen, e-mail: jaloviar@tuzvo.sk

Abstract: *The paper evaluates the quantity of coarse woody debris (CWD) in National Nature Reserve Badinsky prales. CWD in the form of lying dead logs is assessed according to the degree of decay and woody species (beech and fir) in the time period of four decades (1987–2018). The proportion of both species on the necromass has changed with time, and currently, most of the lying necromass belongs to beech. CWD of both of tree species differ significantly in the distribution into stages of decomposition. In the case of fir, the third stage of decomposition dominates in all decades, while beech is distributed in all stages without an identifiable trend. We assume that due to the prevailing small-scale disturbance regime of the primeval forest and the dominance of beech, the volume of CWD stock will not change rapidly.*

Key words: *coarse woody debris; primeval forest; common beech; silver fir*

Abstrakt: Práca hodnotí kvantitu moderového dreva v NPR Badinsky prales. Moderové drevo vo forme ležiacej nekromasy sme hodnotili na základe stupňa rozkladu a príslušnosti k drevine v časovom období štyroch decénií (1987 – 2018). Zistili sme, že priemerný objem ležiacej nekromasy nevykazuje v skúmanom období žiadny zreteľný trend a je v súčasnosti pomerne rovnomerne rozložený medzi buk a jedľu. Podiel obidvoch drevín na nekromase sa však zmenil a v súčasnosti väčšinu ležiacej nekromasy tvorí buk. Uvedené dreviny sa značne odlišujú aj v rozdelení nekromasy na stupne rozkladu. V prípade jedle vo všetkých decéniách dominuje tretí stupeň rozkladu, pri buku sa zastúpenie stupňov mení. Predpokladáme, že vzhľadom na prevládajúci maloplošný disturbančný režim pralesa a dominanciu buka nebude zásoba nekromasy rapídne kolísat.

Kľúčové slova: moderové drevo; prales; buk lesný; jedľa biela

Úvod

Mŕtve drevo ako prechodná forma premeny organickej hmoty v kolobehu látok a energie v cyklickom vývoji pralesa je jeho trvalou zložkou. Vo vývojovom cykle prírodného lesa má mŕtve drevo významný podiel na jeho vyváženosti a stabilite (SANIGA & SCHÜTZ 2002). Predstavuje významnú zásobu uhlíka a ďalších makroelementov (napr. dusík, fosfor, draslík, vápnik, horčík), ktoré sa postupne uvoľňujú do pôdy (LASOTA et al. 2017), čím sa podieľa na kolobehu živín a pôdotvorných procesoch. Vďaka svojej pórovitej štruktúre mŕtve drevo predstavuje mimoriadne bohatú zásobáreň vody, čím zásadne ovplyvňuje vlhkosť pomery nielen v ekosystéme, ale aj hydrológiu širšieho územia (PIASZCZYK et al. 2019). Obrovský význam mŕtveho dreva spočíva aj v jeho nezastupiteľnom pozitívnom vplyve na bi-

odiverzitu. Poskytuje prostredie a potravu pre celý rad špecifických organizmov, ako napríklad baktérií, parazitických a saprofitických húb, hmyzu (MICHAL 1999) a slúži ako substrát pre machy, lišajníky a semenáčky lesných drevín (KORPEL 1995).

Prírodné lesy sa vyznačujú dostatočným množstvom a priaznivou štruktúrou mŕtveho dreva. Tieto ukazovatele sa značne líšia v závislosti od typu lesného spoločenstva (CHRISTENSEN et al. 2005), jeho drevinového zloženia (DEBELIAK 2006), geografickej polohy (STOKLAND et al. 2012), ako aj ďalších faktorov. Rozmanitosť mŕtveho dreva, rovnomerné priestorové rozloženie, zastúpenie všetkých štádií rozpadu a jeho neustále dopĺňanie podporujú celý rad biotopov, pretože rôzne druhy si vyžadujú rôzne životné podmienky (BOUGET et al. 2013). Rovnako vplyv mŕtveho dreva na prírodné prostredie môže značne závisieť od jeho drevinového zloženia, stupňa rozkladu a dokonca od hrúbky jeho komponentov. Napríklad mŕtve drevo vo vyšších stupňoch rozkladu uvoľňuje podstatne viac iónov minerálnych látok do povrchových vrstiev pôdy a rozdiel je aj medzi ihličnatým a listnatým drevom, keďže listnaté drevo je charakteristické vyššou koncentráciou kationov ako ihličnaté (LASOTA et al. 2017). Stromy veľkých priemerov a dĺžok sa rozkladajú oveľa pomalšie, odtok uhlíka z biomasy do prostredia je pozvoľnejší, uhlíkové cykly sú komplexnejšie a dlhšie (LUTZ et al. 2021). Rozklad mŕtveho dreva vo vlhkejšom a chladnejšom prostredí mierneho pásma tak môže byť extrémne pomalý a môže trvať aj niekoľko desaťročí (HARMON et al. 2004). Dochádza k efektívnej a relatívne stabilnej sekvestracii značného množstva uhlíka. Dynamikou podielu mŕtveho dreva sa v rámci výskumu pralesovitých rezervácií zaoberalo viacero autorov (BONČINA 1997; HORT & VRŠKA 1999; SANIGA & SCHÜTZ 2002). Výsledky predstavujú krátkodobé merania, resp. statické zachytenie existujúceho stavu. Podľa týchto prác sa objem mŕtveho dreva v pralesoch, ktoré sú koncentrované v 4. – 6. lesnom vegetačnom stupni pohybuje v rozpätí 130 – 240 m³.ha⁻¹, čo predstavuje 19 – 32 % priemerného objemu živých stromov.

Mŕtve drevo sa stalo jedným z indikátorov trvalo udržateľného obhospodarovania lesov. Presná kvantifikácia zásoby a priestorovej štruktúry mŕtveho dreva môže výrazne posunúť naše chápanie dynamiky uhlíka v lesoch a poskytnúť silnejšiu empirickú bázu pre modely zásob uhlíka a jeho obratu. Jeho ponechanie v porastoch by malo byť cielavedome plánované a zdôvodnené biologicko-ekologickou prospešnosťou. Návod na množstvo a štruktúru resp. stupeň rozkladu by mali obhospodarovateľom lesov poskytnúť práve poznatky z prírodných lesov (MICHAL 1999; SANIGA & SCHÜTZ 2002).

Cieľom predkladanej práce je i) posúdenie dynamiky zásoby mŕtveho dreva v časovom horizonte 40 rokov v NPR Badínsky prales, ii) posúdenie štruktúry mŕtveho dreva z hľadiska drevinového zloženia a stupňa rozpadu.

Materiál a metódika

Popis lokality

Výskum bol realizovaný v národnej prírodnej rezervácii (NPR) Badínsky prales, ktorá sa nachádza v juhovýchodnej časti Kremnických vrchov a rozprestiera sa na severných až severovýchodných svahoch doliny Badínskeho potoka v nadmorskej výške 700 – 850 m. n. m (48°41'19" N; 19°03'15" E). Rezervácia bola vyhlásená v roku 1913 za účelom ochrany pôvodných jedľovo bukových spoločenstiev v horských podmienkach stredného Slovenska a v súčasnosti má výmeru 30,6 ha (KUCBEL et al. 2010).

Podložie je z geologického hľadiska tvorené hlavne pyroklastickými horninami ako tufy, aglomeráty andezitov a vulkanické brexie. Z hľadiska pôdnych pomerov tu prevládajú kambizeme, najčastejšie rankrové, často sa vyskytujú suťoviská. Pôdy sú minerálne bohaté a mierne kyslé.

Oblasť NPR Badínskeho pralesa zapadá do chladného horského klimageografického typu, kde sa ročná teplota a úhrn zrážok pohybujú v rozmedzí 5,3 – 5,8 °C a 850 – 950 mm. Z typologického hľadiska sa na území rezervácie vyskytuje hneď niekoľko skupín lesných typov. Najzastúpenejšia je skupina lesných typov je *Fagetum typicum* (70 %), ďalej *Abieto-Fagetum nst.* (20 %) a na ostatnom území sa najčastejšie vyskytujú *Fageto-Aceretum* a *Fraxinetum-Alnetum* (10 %) (ZLATNÍK 1978; KRÍŽOVÁ 2000). Z hľadiska percentuálneho zastúpenia bola v roku 1957 najzastúpenejšia drevina buk 53 %, druhou najzastúpenejšou drevinou bola jedľa 46 % a potom ostatné listnáče 1 % (KORPEL 1995). Zastúpenie jedle kontinuálne klesalo, čo odrážajú výsledky decenálnych priemerokovaní naplno (KUCBEL et al. 2010).

Metodika

Systematický výskum pralesa je vykonávaný od roku 1957 a je zameraný na štúdium jeho štruktúry a dynamiky životného cyklu, do ktorej je samozrejme zahrnutá aj problematika mŕtveho dreva (KORPEL 1995; SANIGA 1999; SANIGA & SCHÜTZ 2002; SANIGA et al. 2012). Výskum je počas celého obdobia realizovaný na 4 trvalých výskumných plochách (TVP) s výmerou 0,50 ha, ktoré sú trvalo stabilizované. Z dôvodov výraznejších zmien v metodike sme sa do predloženej štúdie rozhodli použiť len merania z posledných rokov 1986, 1997, 2008 a 2018.

Na TVP bolo merané odumreté drevo v dvoch formách, ako stojaté a ležiace. Stojaté suché stromy boli evidované od hrúbky vo výške 1,3 m nad zemou ($d_{1,3}$) 8 cm a výšky 2 m a ich objem bol zisťovaný pomocou objemových tabuliek pre jednotlivé dreviny. Určovaný bol druh dreviny, stupeň rozpadu, $d_{1,3}$ a výška v prípade zlomu. Ležiace mŕtve drevo bolo evidované od hraničnej hrúbky na tenšom konci 8 cm a celkovej dĺžky 2 m. V rokoch 1986 a 1997 bola meraná jeho hrúbka v polovici dĺžky a objem bol počítaný Huberovou metódou. Z dôvodu prechodu na novšie postupy zaznamenávania a presného mapovania mŕtveho dreva na ploche pomocou technológie Field Map, v rokoch 2008 a 2018 boli merané hrúbky na oboch koncoch a objem bol rátaný Smalianovou metódou. Evidovaný bol druh dreviny, stupeň rozpadu, $d_{1,3}$ a dĺžka ležiaceho stromu. V obidvoch formách sa mŕtve drevo hodnotilo podľa stupňa rozpadu nasledovne:

- A – stromy čerstvo padnuté alebo stojace odumreté, ktoré majú pomerne zdravé drevo s kôrou,
- B – hnijúce, ale ešte kompaktné stojace alebo ležiace kmene, kôra opadáva, druh dreviny sa dá určiť,
- C – pokročilý stupeň rozpadu, drevo stráca kompaktnosť, drevina sa nedá určiť.

Druh mŕtveho dreva bol určený skúmaním druhovo špecifických atribútov kôry, vetvenia a štruktúry dreva.

V rámci TVP boli evidované len tie ležiace stromy, ktoré ako živé rástli na ploche. Tie-to stromy sa započítali vždy celým svojím objemom ako súčasť nekromasy na ploche a to aj v prípade, že plochu po páde presahovali.

Výsledky a diskusia

Celkový priemerný objem ležiaceho moderového dreva bez ohľadu na drevinu a stupeň rozkladu v rozpätí rokov 1987 až 2018 bol 278,9 m³ ha⁻¹. Maximálny objem bol zistený počas merania v roku 2008 a predstavoval 323,3 m³ ha⁻¹. Z hľadiska vývoja priemerného objemu všetkého moderového dreva nie je rozoznateľný žiadny časový trend. Objemy aj podiely jedle a buka sa však v priebehu štyroch dekád kontinuálne menia (tab. 1, obr. 1).

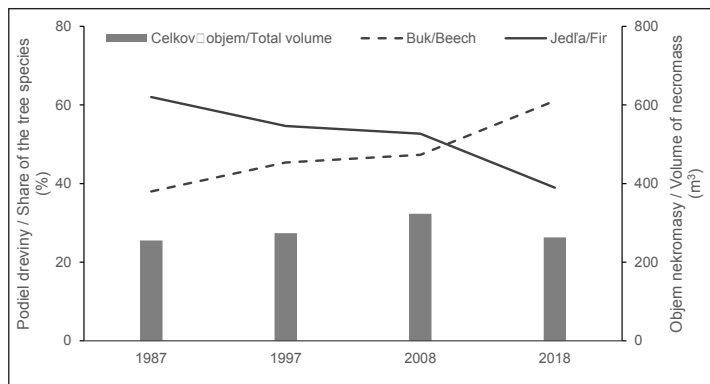
Tabuľka 1: Objem moderového dreva buka a jedle v troch stupňoch rozkladu (A, B, C) počas štyroch dekád merania v NPR Badínsky prales

Table 1: Volume of lying dead wood of beech and fir in three stages of decomposition (A, B, C) during four decades of measurement in NNR Badínsky prales

	Buk/Beech				Jedľa/Fir			
	A	B	C	Spolu/Total	A	B	C	Spolu/Total
1987	38,7	29,5	28,9	97,1	24,6	48,3	85,5	158,4
1997	19,9	51,2	53,0	124,1	19,4	57,3	72,8	149,5
2008	19,7	86,5	46,7	153,0	6,0	52,8	111,6	170,4
2018	5,2	37,1	118,4	160,7	0,0	4,1	98,4	102,5
Priemer/Average	20,9	51,1	61,7	133,7	12,5	40,6	92,1	145,2

*všetky hodnoty v tabuľke sú v $m^3 \cdot ha^{-1}$ / unit of measure is $m^3 \cdot ha^{-1}$.

Celkový objem moderového dreva buka počas štyroch dekád kontinuálne narastá, pričom zmena oproti začiatku sledovaného obdobia je 65,5 %. Pri jedli sa takýto trend nedá pozorovať, hoci v poslednom meraní je viditeľný významný pokles aj v porovnaní s dlhodobým priemerom (cca. 30 %). Zmeny v podiele obidvoch drevín na celkovom objeme ležaniny sú predovšetkým výsledkom postupného zvyšovania objemu buka a v poslednom decéniu aj veľkého úbytku jedle (obr. 1).



Obr. 1: Podiel jedle a buka na celkovej ležiacej nekromase v období posledných štyroch decénií v NPR Badínsky prales

Fig. 1: Share of fir and beech on the total lying necromass during the last four decades in NNR Badínsky prales

Rozdelenie moderového dreva buka a jedle do jednotlivých stupňov rozkladu je rozdielne (tab. 1). Pri jedli výrazne prevláda najvyšší stupeň rozkladu vo všetkých dekádach merania. Podiel tretieho stupňa rozkladu sa pohybuje v rozpätí od 48,7 % do 96,0%. V prípade buka väčšinou dominujú druhý alebo tretí stupeň rozkladu, avšak rozdiel nie je taký výrazný ako pri jedli. Predpokladáme viacero príčin vysokého podielu jedle na celkovom objeme ležaniny a zároveň vysokého podielu tretieho stupňa rozkladu jedľového dreva. V prvom rade trvá rozklad ležiacich jedľových kmeňov výrazne dlhšie ako bukových. Z opakovaných inventarizácií a polohopisných nákresov transektov trvalých výskumných plôch (KORPEL 1995; SANIGA et al. 2012) je možné identifikovať rovnaké ležiace jedľové kmene, ktorých rozklad trvá viac ako tri decéniá. Teda, zotrvanie identifikovateľných jedľových kmeňov v lesnom ekosystéme je dlhšie s pomalším obratom a sklonom k hromadeniu dreva vo vysokom stupni rozkladu. Druhým dôvodom je, že jedľa je z dlhodobého hľadiska ustupujúcou drevinou a jej podiel na kruhovej základni a počte živých stromov v badínskome pralesi dlhodobo klesá (JALOVIAŘ & KUCBEL 2009). Obdobie výrazného úbytku

jedle trvalo približne do prelomu milénia a stabilizáciu jej podielu na úrovni približne 10 % z kruhovej základne pozorujeme v meraniach v roku 2008 a 2018.

Významnou príčinou rozdielu v zastúpení stupňov rozkladu ležaniny buka a jedle je aj spôsob odumierania obidvoch drevín (PAROBEKOVÁ et al. 2016, BALANDA et al. 2015, SANIGA et al. 2012). V zmiešaných alebo rovnorodých bukových pralesoch je hlavnou príčinou mortality buka jeho vyvrátenie vetrom, čo vedie k vzniku ležaniny aj v prvom stupni rozkladu. Zotrvanie v tomto stupni je však krátke a aj masívne ležiace kmene buka rýchlo – v trvaní nanajvýš troch rokov prechádzajú do druhého stupňa rozkladu. Vysoký podiel jedlí odumiera na stojato (PAROBEKOVÁ et al. 2016) a ako ležiaca nekromasa sa už nachádza takmer výhradne v druhom a treťom stupni rozkladu (kmene alebo ich fragmenty bez kôry – často aj s viditeľnou vnútornou hnilobou).

Predpokladáme, že ďalší vývoj objemu moderového dreva z hľadiska jeho štruktúry a podielu hlavných drevín bude smerovať k dominantnému podielu buka a rapidnému znižovaniu podielu jedle tak, ako to naznačuje rozdiel medzi údajmi.

Maloplošné slabé disturbancie s vysokou frekvenciou v kombinácii s rýchlou dekompozíciou dreva vedú k predpokladu, že priemerný objem bukovej ležaniny sa nebude rapídne zvyšovať. Na základe posledného merania rozdeleného podľa jednotlivých trvalých výskumných plôch (TVP) sa ukazuje pokles celkového objemu ležaniny na všetkých štyroch TVP (nepublikované dáta) v porovnaní s rokom 2008, pričom hodnoty posledného merania neprekračujú dlhodobý priemer ani na jednej TVP.

Záver

Výsledky hodnotenia kvantity, časovej dynamiky a štruktúry moderového dreva v NPR ukázali postupnú zmenu dominancie jedle na jeho vzniku a zotrvaní v ekosystéme. Súčasne pomerne vysoké objemy jedľovej ležaniny v najvyššom stupni rozkladu sú reliktom z obdobia dominancie jedle v rámci pralesového ekosystému. NPR Badínsky prales sa stáva lesným ekosystémom s dominanciou buka, ktorá sa podľa nášho predpokladu prejaví predovšetkým v ďalšom náraste podielu bukovej ležaniny spolu s ostatnými typickými znakmi bukových pralesov – rýchlym rozkladom a obratom nekromasy a prítomnosťou všetkých stupňov rozkladu.

Podakovanie

Práca vznikla s finančnou podporou grantu VEGA 1/0385/20 (*Vývojová, disturbancná a regeneračná dynamika zmiešaných prírodných a prírode blízkych lesov v podmienkach klimateckej zmeny*). Táto práca bola podporená Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe Zmluvy č. APVV-21-0199.

Literatúra

- BALANDA, M., SANIGA, M., JALOVIAR, P., PITTNER, J., 2015: Štruktúra, produkčné a regeneračné procesy prírodného lesa v NPR Hrončecký grúň. Zvolen, TU vo Zvolene, 51 s.
- BONČINA, A., 1997: Naravná struktura gozda in njihove funkcije v sonaravnem gospodarjenju z gozdom. Doktor disertacija. Univerza Ljubljana, 210 s.
- BOUGET, C., LARRIEU, L., NUSILLARD, B., PARMAN, G., 2013: In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation*, 22, 9: 2111–2130.

- DEBELJAK, M., 2006: Coarse woody debris in virgin and managed forests. *Ecological Indicators*, 6: 733–742.
- HARMON, M. E., FRANKLIN, J. F., SWANSON, F. J., SOLLINS, P., GREGORY, S. V., LATTIN, J. D., ANDERSON, N. H., CLINE, S. P., AUMEN, N. G., SEDELL, J. R., LIENKAEMPER, G. W., CROMACK, J. K., CUMMINS, K. W., 2004: Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research*, 15: 133–302.
- HORT, L., VRŠKA, T., 1999: Podíl odumřelého dřeva v pralesovitých útvech v ČR. In: Vrška, T. (ed.): Význam a funkce odumřelého dřeva v lesních porostech. Správa národního parku Poddyjí, s. 75–91.
- CHRISTENSEN, M., HAHN, K., MOUNTFORD, E. P., ODOR, P., STANDOVÁR, T., ROZENBERGAR, D., DIACI, J., SANDER, W., MEYER, P., WINTER, S., VRŠKA, T., 2005: Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 210: 267–282.
- KORPEL, Š., 1995: Die Ūrwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 310 s.
- KRIZOVÁ, E., 2000: Lesné spoločenstvá NPR Badínsky prales. Chránené územia Slovenska, 46: 36–37.
- JALOVIAK, P., KUCBEL, S., 2009: Základná charakteristika svetelnej mikroklimy v bukovom prírodnom lese v NPR Badínsky prales. In: Pestovanie lesa ako nástroj cieľavedomého využívania potenciálu lesov: zborník recenzovaných príspevkov z medzinárodnej vedeckej konferencie konanej dňa 8. a 9. septembra 2009 vo Zvolene. Zvolen, Národné lesnícke centrum, s. 299–305.
- KUCBEL, S., JALOVIAK, P., SANIGA, M., VENCURIK, J., KLIMAŠ, V., 2010: Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathians. *European Journal of Forest Research*, 129 (3): 249–259.
- LASOTA, J., BŁONSKA, E., PIASZCZYK, W., WIECHEC, M., 2017: How the deadwood of different tree species in various stages of decomposition affected nutrient dynamics? *Journal of Soils and Sediments*, 18: 2759–2769.
- LUTZ, J. A., STRUCKMAN, S., GERMAIN, S. J., FURNISS, T. J., 2021: The importance of large-diameter trees to the creation of snag and deadwood biomass. *Ecological Processes*, 10(1): 1–14.
- MÍCHAL, J. 1999. Ponechávání odumřelého dřeva z hlediska péče o biologickou rozmanitost. In: Vrška, T. (ed.): Význam a funkce odumřelého dřeva v lesních porostech. Správa národního parku Poddyjí, s. 9–17.
- PAROBKOVÁ, Z., SANIGA, M., PITTNER, J., KUCBEL, S., JALOVIAK, P., 2016: Štruktúra, distribúcia dendromasy, disturbančný režim a regeneračné procesy Dobročského pralesa. Zvolen, TU vo Zvolene, 59 s.
- PIASZCZYK, W., LASOTA, J., BŁONSKA, E., 2019: Effect of organic matter released from deadwood at different decomposition stages on physical properties of forest soil. *Forests*, 11(1): 24.
- SANIGA, M., 1999: Structure, production conditions and regenerative processes in the Badin virgin forest. *Journal of Forest Science*, 45: 121–130.
- SANIGA, M., KUCBEL, S., JALOVIAK, P., VENCURIK, J., 2012: Štruktúra, vývoj, textúra, disturbančný režim a produkčné procesy Badínskeho pralesa. Zvolen, TU vo Zvolene, 60 s.
- SANIGA, M., SCHÜTZ, J. P., 2002: Relation of deadwood course within the development cycle of selected virgin forests in Slovakia. *Journal of Forest Science*, 48: 513–528.
- STOKLAND, J. N., SIITONEN, J., JONSSON, B. G., 2012: Biodiversity in Dead Wood. Cambridge University Press, 524 s.
- ZLATNÍK, A., 1978: Lesnická fytoecologie. Praha, SZN, 495 s.

JAK SE MĚNÍ STRUKTURNÍ CHARAKTERISTIKY LESNÍHO POROSTU NA KRUHOVÝCH PLOCHÁCH RŮZNÉ VELIKOSTI?

How do structural characteristics of the forest area change on circular plots of different sizes?

Martin Kománek  • Robert Knott • Michal Kneifl

Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Zemědělská, Lesnická 3, CZ – 613 00 Brno,
e-mail: martin.komanek@mendelu.cz

Abstract : *When the forest is converted to a structurally rich, there is a differentiation of the stands, which, however, are more difficult to understand from the point of view of the economic management of the forest when using existing forest inventory tools. In modern forestry, it will be necessary to switch to the incremental method based on the inventory of forest properties using control methods for the purposes of quantification of the employment. This research was concerned with the change of the thickness structure on circular surfaces with increasing area of their radius. The main goal was to compare the structure in the models of statistical operational inventory and full inventory. Because of the results, it can be stated that for the purpose of describing the structure, it would be possible to inventory smaller areas than are used today, namely 300 m², assuming that it would be fully clamped. Structural parameters and volume changes on larger areas do not bring significant differences compared to the size of the area used in the statistical operational inventory.*

Key words: *Gini index; forest structure; forest inventory; control methods*

Abstrakt: Při převodech lesa na strukturně bohaté dochází k diferencovanosti porostů, které jsou však z hlediska hospodářské úpravy lesa hůře uchopitelné při používání stávajících nástrojů inventarizace lesa. V moderním lesnictví bude potřeba pro účely kvantifikace etátu přejít na metodu přírůstovou vycházející z inventarizací lesních majetků kontrolními metodami. Tento výzkum se zabýval změnou tloušťkové struktury na kruhových plochách se zvyšující se plochou jejich rádiu. Hlavním cílem bylo srovnat strukturu v modelech statistické provozní inventarizace a inventarizace naplno. Na základě výsledků lze konstatovat, že by za účelem popisu struktury byla možná inventarizace ploch menších, než jsou dnes používány, a to o velikosti 300 m² za předpokladu, že by se svěřovala naplno. Strukturní parametry ani objemové změny na plochách větších totiž nepřinášejí výrazné rozdíly oproti používané velikosti plochy statistické provozní inventarizace.

Klíčová slova: Gini index; struktura lesa; inventarizace lesa; kontrolní metody

Úvod a problematika

V podmínkách střední Evropy, dochází v důsledku zvyšování teplot a přibližně stejnému množství srážek, ke snižování vlhkosti vzduchu (IPCC, 2013). Důsledkem změn klimatu vznikají extrémní klimatické jevy (ROHRER et al. 2019) při kterých se mění distribuce srážek

žek, které oslabuje porosty. To zvyšuje riziko napadení houbovými patogeny a přemnožení hmyzu (NETHERER et al. 2019) a mortalitu lesů. Obecně platí, že lesy strukturálně bohaté mají mnohem vyšší stabilitu a biodiverzitu spolu s mnoha dalšími funkcemi (vyšší retenční schopnost, resistance vůči škodlivým abiotickým i biotickým činitelům). Tuto obecně platnou tezi již potvrdili SPIECKER (2003), PUKKALA (2015) a PUKKALA et al. (2016), Jactel et al. (2017).

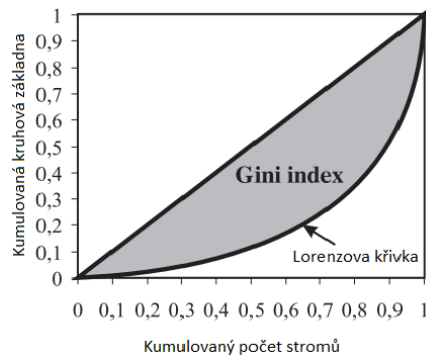
Je potvrzeno, že se mění různorodost porostů se zvyšující se plochou. Tyto rozdílné struktury mohou být popsány. Například změnou variačních koeficientů základních dendrometrických parametrů jako je V/ha a BA/ha. SCHÜTZ (2011) tuto skutečnost prezentuje na experimentu WEIDMANN (1961), který sledoval změny změny variačního koeficientu v hospodářském a výběrném lese. Popisem struktur se můžeme například zabývat na úrovni stromů pro menší plochy, kde potřebujeme znát vliv nejbližších sousedů a kde se soustředíme na interakce jedinců navzájem nebo na celé úrovně porostů, aniž bychom potřebovali znát vliv nejbližších sousedů (NEUMANN & STARLINGER, 2001). Popisem prostorových struktur a jejich změn se již v minulosti zabývali například WEIDMANN (1961) a BONNICKSEN, STONE (1981). Pro sledování změny struktury na ploše byl pro tento účel vybrán Gini index, který LEXERØD, EID (2006) srovnávali s dalšími strukturálními indexy. Byl vybrán pro jeho rozlišovací schopnost, logické řazení a citlivost na množství dat.

Tabulka 1: Hodnocení indexů tloušťkové diferenciace pro jejich praktické použití (LEXERØD & EID 2006)

Table 1: Evaluation of thickness differentiation indices for their practical use (LEXERØD & EID 2006)

Index	Discriminant ability	Logical ranking	Sensitivity to sample size
Margalef	Moderate	Poor	High
Shannon	Moderate	Moderate	Moderate
Gini	Good	Good	Very Low
Simpson	Poor	Moderate	Moderate
McIntosh	Poor	Moderate	Low
Berger-Parker	Poor	Moderate	High
Shannon E	Poor	Moderate	High
McIntosh E	Poor	Moderate	High

Gini indexem lze vyjádřit tloušťkovou strukturu lesa, aniž bychom znali pozice stromů. Jedná se o pozičně nezávislý index (NEUMANN & STARLINGER 2001). Obecně se jedná o index diverzity určité veličiny ve společenstvu a byl popsán italským statistikem Corradem GINIM (1912). Vychází z ekonomického vyjádření rozdělení příjmů v rámci obyvatelstva LORENZEM (1905) a GINIM (1912). V lesnictví se jeho interpretace objevila již v publikacích, které se zaměřují na kvantifikaci tloušťkové struktury lesa (O'HARA et al. 2007; DUDUMAN 2011; VALBUENA et al. 2012; LAFOND et al. 2013; BOURDIER et al. 2016; KADAVÝ et al. 2017). Výzkumy LEXERØDA, EIDA (2006) a DUDUMANA (2011) poukazují na využití Gini indexu při posuzování strukturální diferenciace lesních porostů. Jedná se o plochu, kterou svírá Lorenzova křivka a přímka vedena pod úhlem 45°, jak můžeme vidět na obrázku 1. Pokud by měl každý strom stejný podíl kruhové základny z celku, byla Lorenzova křivka rovna křivce 45°.



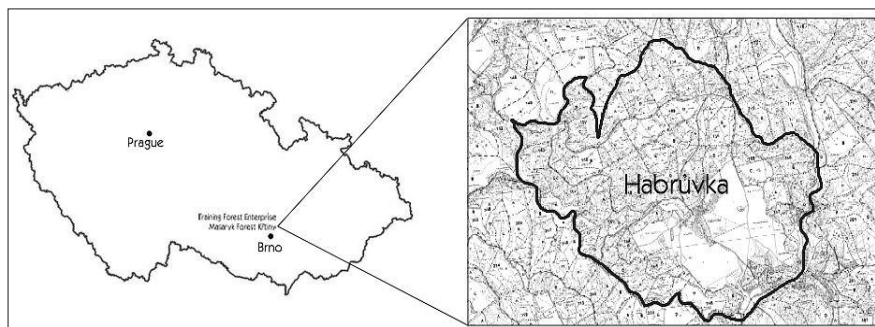
Obr. 1: Lorenzova křivka vyjádřená kruhovou základnou a počtem stromů (DUDUMAN 2011)

Fig. 1: Lorenz curve expressed by basal area and number of trees (DUDUMAN 2011)

Cílem tohoto příspěvku je stanovit minimální plochu, kdy se přestává měnit charakteristika struktury porostu nezávisle na druhovém složení. Vzhledem k náhodnému vybírání ploch bylo i náhodné druhové složení. Lze tedy komplexně pomoci indexu tloušťkové struktury stanovit velikost plochy, kdy se již strukturní index přestává měnit?

Materiál a metodika

Sít ploch statistické provozní inventarizace se nachází na Školním lesním podniku Masarykův les Křtiny, severovýchodně od města Brna, poblíž obcí Křtiny a Habrůvka, na lesním úseku, který se nazývá Borky. Nadmořská výška se zde pohybuje mezi 400 až 550 m. n. m. Podle QUITTA (2000) se jedná o oblast mírně teplou (MT) s průměrným ročním úhrnem srážek mezi 596,8 – 621,8 mm a průměrnou roční teplotou mezi 8,0 – 8,4 °C (MACKŮ 2015).



Obř. 2: Výřez mapy lesního úseku Habrůvka nacházející se na Školním lesním podniku Masarykův les Křtiny
Fig. 2: A section of the map of the Habrůvka forest section located at the Training Forest Enterprise Masaryk Forest Křtiny

V roce 2002 došlo na tomto lesním území ke zřízení sítě statistické provozní inventarizace za účelem opakované inventarizace. Celý lesní komplex je rovněž v převodu na „stinový“ typ Dauerwaldu. Dominantní dřevinou tohoto způsobu pěstování je buk lesní (*Fagus sylvatica* L.). Na lesním úseku Borky se nachází 281 ploch statistické provozní inventarizace na cílových hospodářských souborech (CHS) 41 (exponovaná stanoviště středních poloh) a 45 (živná stanoviště středních poloh). Náhodně bylo vybráno 40 SPI ploch pro CHS 45. Parametrem výběru těchto ploch bylo zastoupení alespoň 7 ploch v každém ze stupňů diferenciacie porostu podle DUDUMANA (2011), jenž můžeme vidět v tabulce 2 spolu s počtem měřených ploch.

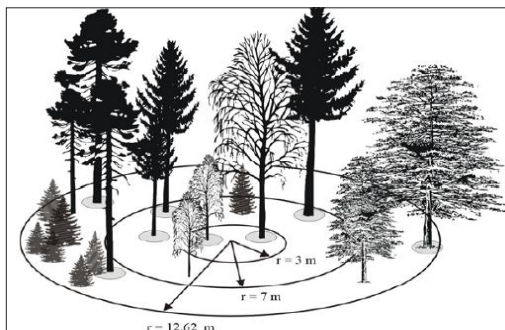
Tabulka 2: Dělení struktur dle velikosti Gini indexu podle DUDUMANA (2011) a počet měřených ploch

Table. 2: Categories of structures according to the size of the Gini index according to DUDUMAN (2011) and the number of measured areas

Typ struktury	Hodnota podle Dudumana (2011)	Počet ploch
Jednoetážový les	0,23–0,35	10
Dvouetážový les	0,36–0,43	14
Les s nepravidelnou strukturou	0,44–0,51	8
Výběrný les	0,52–0,66	8

Na každé ploše byly změřeny stromy na ploše 1 250 m². Poté následovala klasifikace stromů do dalších kruhů podle vzdálenosti od středu. Plocha kruhů byla zvolena pro 50 m², 100 m², 150 m², 200 m², 300 m², 400 m², 500 m², 750 m², 1000 m² a 1 250 m². Po takto po-

psaných stromech následoval výběr stromů, které spadají do klasifikace stromů pro použití v ploše SPI. Plocha SPI má design tří soustředných kruhů. V tabulce 3 můžeme vidět i jednotlivé parametry těchto kruhů.



Obr. 3: Design plochy pro použití statistické provozní inventarizace (ČERNÝ et al. 2004)
Fig. 3: Surface design for the use of statistical operational inventory (ČERNÝ a al. 2004)

SPI má specifický typ inventarizace. V kruzích jsou měřeny pouze ty stromy, jenž do nich spadají svým tloušťkovým rozsahem. Následně jsou tyto jedinci přepočítáváni na úroveň srovnatelné agregované plochy. Na agregovanou plochu podle ploch jednotlivých kruhů přepočítávají jedinci tak, abychom mohli tvrdit, že jsou „inventarizováni naplno“. V našem případě jsou všechny parametry přepočítávány na plochy 1 ha.

Tabulka 3: Popis jednotlivých kruhů plochy určené pro sledování stromů metodou SPI (ZAHRADNÍČEK 2010)

Table 3: Description of the individual circles of the area intended for monitoring trees using the SPI method (ZAHRADNÍČEK 2010)

	r[m]	A [m ²]	Rozsah měřených DBH [cm]	Tloušťková kategorie stromů	Počet stromů · ha ⁻¹
Kruh 1	3,00	28,27	(7,00 – 11,99)	Slabé	353,68
Kruh 2	7,00	153,94	(12,00 – 29,99)	Středně silné	64,96
Kruh 3	12,62	500,00	30,00 a více	Silné	20,00

Poznámka: r – poloměr/radius, A – plocha kruhu/circle area, DBH – tloušťka měřená ve výšce 1,3 m/diameter breast height.

Na základě inventarizace plochy byl počítán Gini index pro reálnou strukturu. Inventarizace jednotlivé plochy probíhala po celé ploše 1 250 m². Měření byly všechny stromy nad 7 cm. Počty stromů jsou z důvodů dodržení počtu jedinců přepočítávány pro velikost plochy 1 ha. Gini index byl počítán podle DUDUMANA (2011) a je popsán v následujícím vztahu:

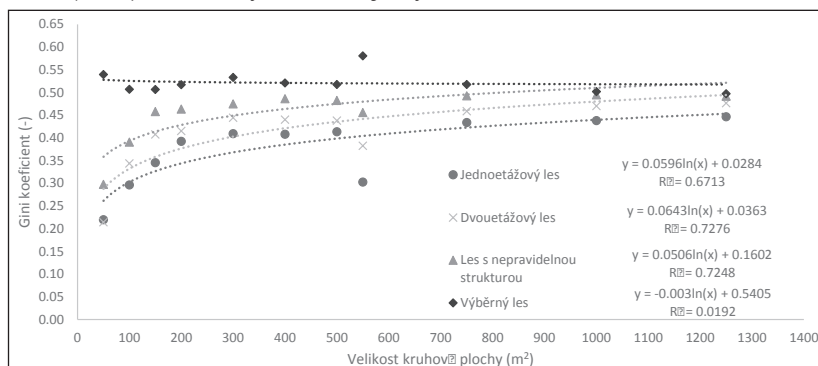
$$\langle y \rangle = \frac{\sum_j y_j N w_j}{\sum_j N w_j}$$

Poznámka: k – počet tloušťkových tříd/number of thickness classes; ba – kumulativní kruhová základna/cumulative basal area; n – kumulativní počet jedinců/cumulative tree number

Výsledky a diskuse

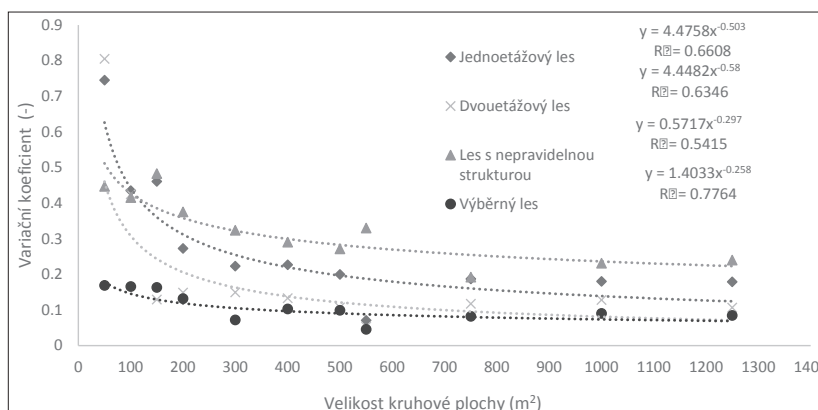
Ve všech výsledkových částech je plocha SPI velikostně stejná jako plocha naplno inventarizovaná pro 500 m². Pro účely rozlišení a srovnání těchto dvou ploch v obrázcích 4 a 5 je plocha SPI zobrazována s velikostí plochy 550 m².

Změna struktury v závislosti na ploše je zobrazena na obrázku 4, kde jsou zřejmé rozdílné trendy pro jednotlivé typy struktur. Kromě struktury lesa hodnoceného podle Gini koeficientu jako výběrný les se u všech ostatních typů struktur postupně zvyšuje strukturní diferencovanost nad hodnotu 0,44, což je hranice lesa s nepravidelnou strukturou podle DUDUMANA (2011). Od plochy 200 m² se již výrazně nemění struktura lesa měřená naplno.



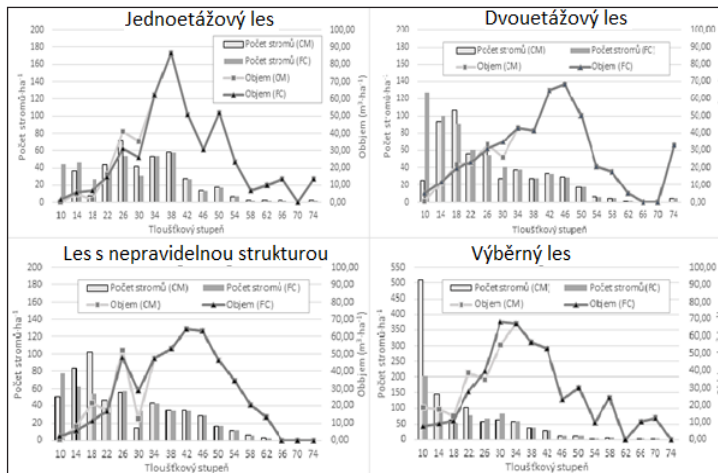
Obr. 4: Změna velikosti Gini indexu jednotlivých typů struktury v závislosti na velikosti plochy
Fig. 4: Change in the size of the Gini index of individual types of structure depending on the size of the area

Na obrázku 5 můžeme vidět, že od plochy o velikosti 200 m² jsou variační koeficienty téměř konstantní. Můžeme tedy konstatovat, že s větším počtem ploch by byl variační koeficient ještě nižší. Variační koeficienty ploch SPI jsou i při relativně malém množství ploch velmi nízké. Je to způsobeno především analýzou parametru, podle kterého byly plochy pro dané kategorie vybírány. SCHÜTZ (2011) na studii WIEDMANA (1961) demonstroval variabilitu smrkových porostů a výběrného lesa z hlediska zásob. Jehličnatý les je z hlediska změn variability zásoby poměrně homogenní (od plochy 10 arů je variační koeficient pod 5 %). Což je mimo jiné důsledek prováděných výchovných zásahů. U listnatých porostů budou tyto odchylky mnohem vyšší, protože pěstební hledisko je soustředěno do úrovně a podúroveň je šetřena.



Obr. 5: Změny variačního koeficientu jednotlivých kategorií Gini indexu v závislosti na velikosti plochy
Fig. 5: Changes in the coefficient of variation of individual categories of the Gini index depending on the size of the area

Následující obrázek popisuje strukturu v případech měřených SPI (CM) a metodou inventarizace naplno (FC). Ve všech typech struktur jsou nepatrné strukturální rozdíly. V tloušťkovém stupni 10 dochází k největším rozdílům napříč všemi srovnávacími grafy. SPI (CM) vykazuje o desítky kusů jedinců méně než inventarizace naplno (FC) ve strukturách jednoetážového lesa a dvouetážového lesa. Ovšem v obou struktuře výběrného lesa již SPI počítá více stromů v tloušťkovém stupni 10. U výběrného lesa je ve spodní etáži daleko větší podíl jedinců mezi 8 – 12 cm. Je tedy vyšší pravděpodobnost, že bude inventarizováno více jedinců, než je reálně na ploše. Tito jedinci se budou ve větší míře nacházet i v převodech na strukturálně bohaté lesy, listnatých porostech a v porostech na hranicích porostních skupin.



Obr. 6: Rozdělení četností tlouštěk a objemů napříč různými typy struktur ve srovnání SPI metody a metody inventarizace naplno

Fig. 6: Distribution of frequencies of thicknesses and volumes across different types of structures in comparison of the SPI method and the full inventory method

V tabulce 4 můžeme vidět srovnání rozdílů pro měřené plochy SPI a průměrkováním naplno. Můžeme vidět, že kromě plochy $\Delta V 150$ (150 m²) jsou všechny plochy bez výrazných objemových změn a % rozdílů. Největší odchylka pro souhrn všech měřených ploch 6,65 % je na ploše 150 m². Od kruhové plochy o velikosti 200 m² jsou pak průměrné rozdíly objemu pod 5 %. Jako nulová hodnota byla brána plocha SPI o velikosti 500 m².

Tabulka 4: Rozdíl mezi zásobou na 1 ha ve srovnání mezi SPI a plně inventarizovanými plochami

Table 4: Difference between inventory per 1 ha compared between SPI and fully inventoried areas

Ø Objem plochy SPI / ha [m ³ ·ha]	$\Delta V 150$	$\Delta V 200$	$\Delta V 300$ [m ³ ·ha]	$\Delta V 400$	$\Delta V 500$
449,50	29,87	17,74	-1,11	7,45	3,46
% rozdíl od průměrné hodnoty	6,65	3,95	-0,25	1,66	0,77

Závěr

Statistické provozní inventarizace je metoda známá již řadu let. Plně koresponduje s realitou, když jsou měřeny všechny stromy po ploše. Již od plochy 200 m² se dostáváme v odchylkách průměrů zásob pro všechny plochy na úroveň pod 5 %. Lze rovněž vidět

že Gini index je schopen popsat vesměs podobnou strukturu pro SPI jako je ta reálná. SPI však naráží na nerovnoměrné podchycení dorostu, který je měřen pouze na ploše o poloměru 3 m. Tento poloměr může být jedinou možnou slabou stránkou SPI, jelikož k největším odchylkám, obecně napříč měřenými atributy, docházelo na ploše do 150 m². Pokud by se zvýšil poloměr měření pro měření dorostu (do 12 cm DBH) na 7 m, mohla by být vyřešena otázka nepřesného vyhodnocování dorostové složky porostů a zlepšení popisu struktury pomocí indexů. Od plochy 300 m² se však atributy, které zde byly zmíněny příliš nemění. Hodnoty Gini indexu se pohybovaly v hodnotách pro les s nepravidelnou strukturou (0,44 – 0,50) jak uvádí DUDUMAN (2011). Variační koeficienty byly od této plochy jen pozvolna klesající. Jejich velikost však byla zapříčiněna vysokou heterogenitou stanovišť a při větším množství dat na uceleném druhovém složení by byly variační koeficienty na nižší úrovni. SCHÜTZ (2011) dokonce uvádí, že se variační koeficient kruhové základny na ploše liší až od velikosti 1 000 m². Na základě zjištěných výsledků by mohl pro popis struktury porostu stačit kruh o ploše 300 m².

Poděkování

Tento výzkum a použítá data byly financovány Interní Grantovou Agenturou Lesnické a dřevařské fakulty Mendlovy university v Brně číslem LDF_VP_2021010.

Literatura

- BONNICKSEN, T. M., STONE, E. C., 1981: The giant sequoia-mixed conifer forest community characterized through pattern analysis as a mosaic of aggregations. *Forest Ecology and Management*, 3(4):307–328.
- BOURDIER, T., CORDONNIER, T., KUNSTLER, G., PIEDALLU, C., LAGARRIGUES, G., COURBAUD, B., 2016: Tree size inequality reduces forest productivity: an analysis combining inventory data for ten European species and a light competition model. *PloS one*, 11(3): e0151852.
- DUDUMAN, G., 2011: A forest management planning tool to create highly diverse uneven-aged stands. *Forestry*, 84: 301–314.
- GINI, C., 1912: Variabilità e mutabilità. Bologna, 159 p.
- JACTEL, H., BAUHAUS, J., BOBERG, J., BONAL, D., CASTAGNEYROL, B., GARDINER, B., BROCKERTHOFF, E. G., 2017: Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Current Forestry Reports*, 3(3): 223–243.
- LAFOND, V., LAGARRIGUES, G., CORDONNIER, T., COURBAUD, B., 2014: Uneven-aged management options to promote forest resilience for climate change adaptation: effects of group selection and harvesting intensity. *Annals of Forest Science*, 71(2): 173–186.
- LEXERØD, N. L., EID, T., 2006: An evaluation of different diameter diversity indices based on criteria related to forest management planning. 222: 17–28.
- LORENZ, M. O., 1905: Methods for measuring the concentration of wealth. *Am. Stat. Assoc.*, 9: 209–219.
- NETHERER, S., PANASSITI, B., PENNERSTORFER, J., MATTHEWS, B., 2019: Acute drought is an important driver of bark beetle infestation in Austrian Norway spruce stands. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2, 39.
- PUKKALA, T., 2016: Plenterwald, Dauerwald, or clearcut? *Forest Policy and Economics*, 62: 125–134.
- O'HARA, K. L., HASENAUER, H., KINDERMANN, G., 2007: Sustainability in multi-aged stands: an analysis of long-term plenter systems. *Forestry*, 80(2): 163–181.

- PUKKALA, T., LAIHO, O., LÄHDE, E., 2016: Continuous cover management reduces wind damage. *Forest Ecology and Management*, 372, 120-127.
- ROHRER, M., BRÖNNIMANN, S., MARTIUS, O., RAIBLE, C. C., WILD, M., 2019: Decadal variations of blocking and storm tracks in centennial reanalyses. *Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography*, 71(1): 1586236.
- QUITT, E., 1971: Klimatické oblasti Československa. Geografický ústav ČSAV.
- SCHÜTZ, J. P., 2011: Výběrné hospodářství a jeho různé formy. Kostelec nad Černými lesy. Lesnická práce.
- SPIECKER, H., 2003: Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe—temperate zone. *Journal of environmental Management*, 67(1): 55–65.
- STOCKER, T. (ed.), 2014: Climate change 2013: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge university press.
- VALBUENA, R., PACKALÉN, P., MARTI, S., MALTAMO, M., 2012: Diversity and equitability ordering profiles applied to study forest structure. *Forest Ecology and Management*, 276: 185–195.
- WEIDMANN, A., 1961: Eignung verschiedener Messargumente und Berechnungsmethoden für die Erfassung von Zustand und Zustandsänderung von Bestockungen (Doctoral dissertation, ETH Zurich).

ANALÝZA MIERY MORTALITY A DORASTU V ZMIEŠANOM LESE NPR BADÍNSKY PRALES

Analysis of mortality and recruitment rates in mixed forest of NNR Badinsky praes

Stanislav Kucbel✉ • Ladislav Šumichrast • Ján Pittner

Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Masarykova 24, SK – 960 01 Zvolen, e-mail: kucbel@tuzvo.sk

Abstract: *The study aimed to quantify annual mortality and recruitment rates on permanent research plots in the Badinsky praes old-growth forest. Data originate from six censuses spanning 48 years together. The mean annual mortality rate reached 4.2% ($dbh > 2$ cm) or 2.3% ($dbh > 8$ cm). Among three size categories, the stems with dbh 2–8 cm showed the highest mortality rate. We found noticeably higher fir mortality during the first decades of measurement period probably because of air pollution. We detected minimum fir recruitment rate throughout the observation period; on the other hand, beech recruitment rate values were relatively high. The studied vital rates varied considerably over time suggesting the presence of less frequent, more severe disturbances.*

Key words: *mortality; vital rates; primeval forest*

Abstrakt: Cielom príspevku bolo kvantifikovať ročnú mieru mortality a dorastu na trvalých výskumných plochách v Badínskom pralesi. Údaje pochádzajú zo šiestich meraní, ktoré boli vykonané v časovom období 48 rokov. Priemerná ročná miera mortality dosiahla hodnotu 4,2 % ($d_{1,3} > 2$ cm), resp. 2,3 % ($d_{1,3} > 8$ cm). Spomedzi troch hrúbkových kategórií bola najvyššia miera mortality zaznamenaná pri jedincoch s hrúbkou 2 – 8 cm. Jedľa vykazovala v prvých dekádach výrazne vyššiu mortalitu spôsobenú pravdepodobne imisným zafažením. Miera dorastu tejto dreviny však bola počas celého skúmaného obdobia minimálna, zatiaľ čo buk dosahoval výrazne vyššie hodnoty. Zaznamenané výraznejšie zmeny obidvoch demografických charakteristík môžu naznačovať prítomnosť menej frekventovaných disturbancií väčších rozmerov.

Kľúčové slová: mortalita; demografické charakteristiky; prírodný les

Úvod

Štruktúra bukových pralesov je dlhodobovo vnímaná ako výsledok kontinuálneho vytvárania a uzatvárania prevažne malých porastových medzier, ktoré vznikajú odumretím jedného alebo niekoľkých stromov (KUCBEL et al. 2010; FELDMANN et al. 2018). Vplyvom prebiehajúcich klimatických zmien sa predpokladajú zmeny v mortalite a dorastaní (McDOWELL et al. 2020), pričom napríklad aj minimálne zmeny v mortalite môžu mať výrazný vplyv na výslednú dynamiku lesa (McMAHON et al. 2019). Z tohto dôvodu je dôležitý výskum zachytávajúci mieru a variabilitu demografických charakteristík, t.j. miery mortality a dorastu, v rámci dlhého časového obdobia (NAGEL et al. 2021; WOODS et al. 2021).

V pralesoch so zastúpením buka však okrem prirodzenej mortality plnia významnú úlohu aj disturbance stredných a väčších rozmerov (NAGEL et al. 2014), ktoré do veľkej miery vplyvajú na demografické ukazovatele. WOODS et al. (2021) a NAGEL et al. (2021) zis-

tili, že ročná miera mortality v temperátnych lesoch Európy a Severnej Ameriky môže medzi jednotlivými rokmi merania výrazne kolísať, čo pripisujú menej častým disturbanciam väčšieho rozsahu. Tieto skutočnosti podľa nich vyúsťujú do nerovnovážnej („non-equilibrial“) dynamiky temperátnych lesov. Disturbancie väčších rozmerov taktiež podnecujú prirodzenú obnovu a odrastanie drevín menej odolných voči zatieneniu (NAGEL et al. 2014).

Tento príspevok má za cieľ kvantifikovať základné demografické charakteristiky za obdobie posledných takmer 50 rokov v rezervácii Badínsky prales. Pre dosiahnutie tohoto cieľa bola najskôr vypočítaná ročná miera mortality a dorastu pre hlavné dreviny (jedľa a buk) a ich tri hrúbkové kategórie.

Materiál a metodika

Objektom výskumu bol zmiešaný jedľovo-bukový prírodný les v Národnej prírodnej rezervácii (NPR) Badínsky prales. Skúmaná rezervácia sa rozprestiera v Kremnických vrchoch (48°41'19" N, 19°03'15" E) na výmere 30,03 ha, v nadmorskej výške 700 – 850 m n. m. na SV až SZ expozícii. Priemerná ročná teplota dosahuje 5,3 – 5,8 °C a ročný úhrn zrážok 800 – 1 000 mm. Geologické podložie tvoria andezitové konglomeráty, na ktorých sa vytvorili minerálne bohaté a mierne kyslé kambizeme. V drevinovom zložení dominuje buk lesný (*Fagus sylvatica* L.) a jedľa biela (*Abies alba* Mill.). Ako primiešané dreviny sa vyskytujú javor horský (*Acer pseudoplatanus* L.), javor mliečny (*Acer platanoides* L.), jaseň štíhly (*Fraxinus excelsior* L.) a brest horský (*Ulmus glabra* Huds.). Prevažná časť územia pralesa (70 %) patrí do skupiny lesných typov *Fagetum typicum*, 20 % plochy zaberá *Abieto-Fagetum nst.* Skupiny lesných typov *Fageto-Aceretum* a *Fraxineto-Alnetum* zaberajú zvyšnú plochu územia.

Na území NPR Badínsky prales boli v roku 1970 založené štyri trvalé výskumné plochy (TVP) s rozlohou 0,5 ha. Rozmery jednotlivých TVP boli nasledovné: TVP 1 – 50 × 90 m (tranzekt 10 × 50 m), TVP 2 – 50 × 100 m (tranzekt 10 × 50 m), TVP 3 – 60 × 83,3 m (tranzekt 10 × 60 m), TVP 4 – 50 × 100 m (tranzekt 10 × 100 m). Na týchto plochách boli realizované opakované merania v rokoch 1970, 1977, 1986, 1996, 2007 a 2018. Na účely vyhodnotenia demografických charakteristík boli z dôvodu kontinuálneho merania presných pozícií využité údaje namerané na tranzektoch.

Na základe dát o jednotlivých stromoch, ktoré boli získané z tranzektov na TVP 1–4 ($d_{1,3} \geq 2$ cm), boli kvantifikované základné demografické charakteristiky – ročná miera mortality (m_a) a ročná miera dorastu (r_{af}). Ročná miera mortality sa vypočítala na základe vzorca (SHEIL et al. 1995):

$$m_a = 1 - (N_{s_T} / N_o)^{1/T}$$

Výpočet ročnej miery dorastu bol nasledovný (SHEIL 1998 in KOHYAMA et al. 2018):

$$r_{af} = 1 - (N_{s_T} / N_p)^{1/T}$$

N_o – počet jedincov populácie zaznamenaný v čase 0, t. j. pri počiatočnom meraní; N_T – počet jedincov v čase opakovaného merania; N_{s_T} – jedince, ktoré prežili od počiatočného merania; T – počet rokov intervalu merania.

Z hľadiska skreslení, ktoré môžu pri výpočtoch demografických charakteristík nastat (skreslenie z prežívajúcich stromov – „changing frequency bias“ a skreslenie z meniacej sa frekvencie – „changing frequency bias“; KOHYAMA et al. 2018), sa demografické charakteristiky vypočítali oddelene pre dreviny buk a jedľa. Cenné listnáče do výpočtov z dôvodu ich nízkej početnosti zahrnuté neboli. Popri rozdelení po drevinách bola ročná miera mortality kvantifikovaná pre tri hrúbkové triedy: 2 – 8 cm, 8 – 30 cm, >30 cm.

Spomenuté skreslenia boli ďalej zohľadnené aj pri výpočte celkovej ročnej miery mortality a dorastu pre dreviny alebo pre všetky jedince. V heterogénnych porastoch, kde jednotlivé dreviny alebo subpopulácie (hrúbkové triedy) disponujú odlišným tempom rastu, nie je možné definovať priemer demografických charakteristík ako priemer jednotlivých subpopulácií vážených ich počiatočnými (N_{0j}) alebo konečnými početnosťami (N_{Tj}). Výpočet tohoto priemeru počas doby opakovaného intervalu merania od času $t = 0$ do T je predmetom nelineárneho priemerovania (KENDALL et al. 2011). Priemerná hodnota vybranej demografickej charakteristiky populácie $\langle y \rangle$ (y môže byť m_a , r_{af}) je preto priemerom demografických charakteristík jednotlivých subpopulácií (y_j), ktoré sú vážené periodickými priermi ich početností (Nw_j) počas obdobia od $t = 0$ do T (KOHYAMA et al. 2018):

Nw_j sa vypočíta ako:

$$\langle y \rangle = \frac{\sum_j y_j Nw_j}{\sum_j Nw_j}$$

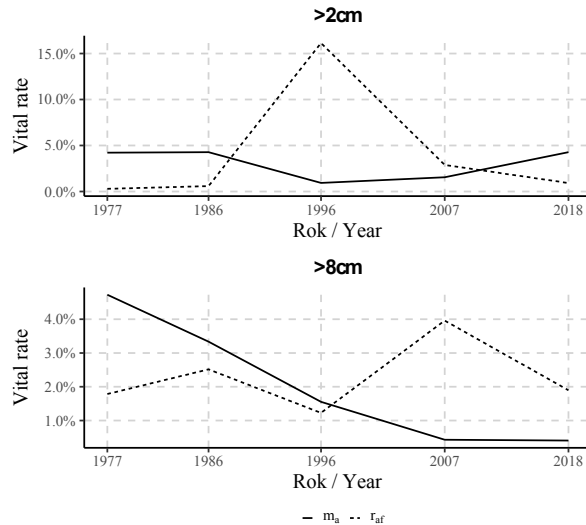
$$Nw_j = (1/T) (N_{Tj} - N_{0j}) / [(N_{Tj}/N_{0j})^{1/T} - 1]$$

V prípade ročnej miery dorastu bolo potrebné Nw_j vynásobiť konečnou mierou rastu $\lambda_j = (N_{Tj}/N_{0j})^{1/T}$ z dôvodu jeho definície založenej na konečnej početnosti.

Výsledky a diskusia

V priebehu sledovaného obdobia sme zistili značnú variabilitu sledovaných demografických charakteristík (obr. 1). Hodnoty ročnej miery mortality a dorastu kolísali v prípade hraničnej hrúbky 2 cm medzi 0,9 – 4,3 %, resp. 0,29 – 16,14 %, a v prípade hraničnej hrúbky 8 cm medzi 0,41 – 4,73 %, resp. 1,23 – 3,96 %. Celková ročná miera mortality bola v priemere 3,0 % a v prípade vylúčenia jedincov spodnej vrstvy (<8 cm) 2,1 %. V zmiešaných bukových pralesoch Slovinska zistili NAGEL et al. (2021) priemerné hodnoty 0,6 – 2,1 % pre jedince s hraničnou hrúbkou 5 cm, čo poukazuje na pomerne vysokú mieru mortality na sledovaných plochách v Badínskom pralesi. Podobne vysoká mortalita vychádza aj v porovnaní s rozsiahlou štúdiou zahŕňajúcou temperátne pralesy Európy a Severnej Ameriky (WOODS et al. 2021). Celková ročná miera dorastu dosahovala v Badínskom pralesi priemerné hodnoty 4,2 % a bez jedincov spodnej vrstvy 2,3 %. V porovnaní so slovinskými pralesmi (0 – 3,1 %; NAGEL ET AL. 2021) sa taktiež jedná o pomerne vysoké hodnoty.

Skúmané plochy teda za posledných 50 rokov prechádzali výraznými demografickými zmenami. V závislosti od zvolenej hraničnej hrúbky prevládali do roku 1986, resp. 1996 procesy mortality nad dorastaním (obr. 1). Následný nárast dorastu zodpovedá uvoľneniu zápoja v tomto období. Tento nárast bol pravdepodobne spôsobený disturbanciou stredného rozsahu, ktorých význam z pohľadu dlhodobých demografických procesov spomínajú aj WOODS et al. (2021) a NAGEL et al. (2021).

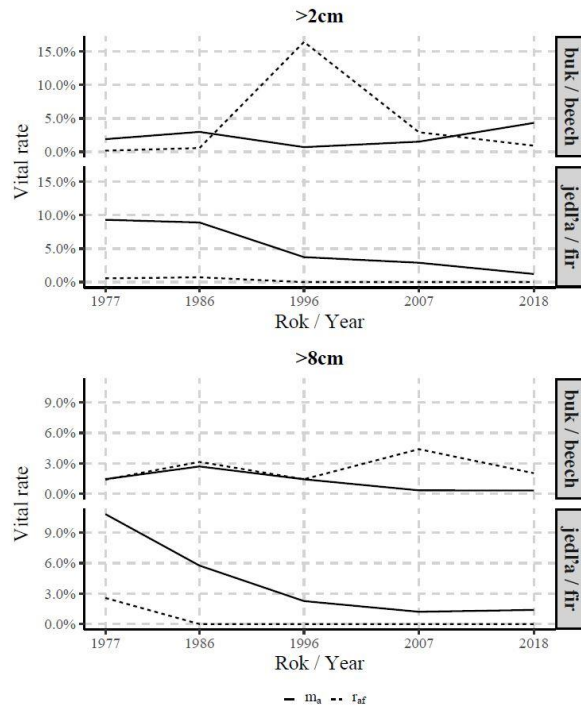


Obr. 1: Priemerné demografické charakteristiky (ročná miera mortality m_a a ročná miera dorastu r_{af}) počítané pre jedince s hrúbkou >2 cm a >8 cm

Fig. 1: Mean vital rates (annual mortality rate m_a and annual recruitment rate r_{af}) calculated for diameter thresholds >2 cm and >8 cm

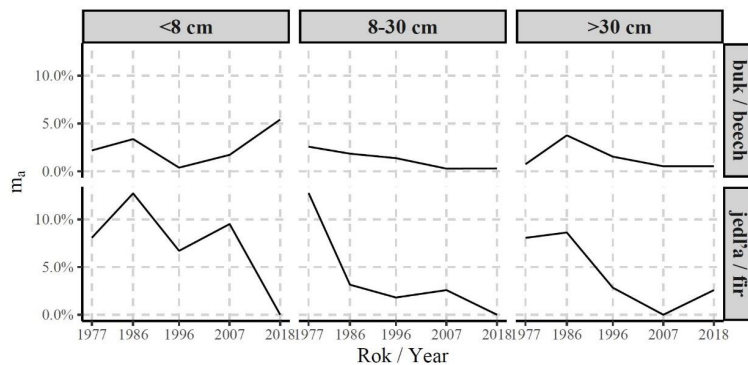
Viditeľne rozdielne hodnoty sme pozorovali v prípade demografie drevín (obr. 2). V prvých desaťročiach bola ročná miera mortality jedle výrazne vysoká, pričom tento pokles pravdepodobne odzrkadľuje zvýšenú mortalitu jedle spôsobovanú imisným znečistením v tomto období (ELLING et al. 2009). Vyššiu mortalitu jedle v porovnaní s bukom pozorovali aj NAGEL et al. (2021). Pre uvoľnenie prirodzenej obnovy však mala vzhľadom na veľkosť koruny väčší význam zvýšená mortalita buka v 80. rokoch (3,76 %). V posledných dekádach sme zaznamenali minimálne hodnoty mortality s výnimkou jedincov spodnej vrstvy. Podobne ako v prípade slovinských pralesov sme počas celého obdobia zistili dominanciu buka na dorastaní do vyšších hrúbok a stagnáciu odrastania jedle. Najpravdepodobnejšou príčinou tejto stagnácie sú vysoké stavy zveri (DIACI et al. 2011; NAGEL et al. 2021). Tieto skutočnosti v konečnom dôsledku viedli ku výraznej zmene drevinového zloženia v Badínskom pralesi v prospech buka (ŠUMICHRAST et al. 2020).

Sledované demografické charakteristiky sa značne menili aj v závislosti od dimenzií stromov vyjadrených hrúbkovými triedami (obr. 3). Dlhodobo najvyššiu mieru mortality sme zistili v prípade kategórie <8 cm (BK — 0,4 – 5,4 %; JD — 0 – 12,7 %). Úrovňové jedince (>30 cm) vykazovali v prípade väčšiny meraní vyššie hodnoty (BK — 0,5 – 3,8 %; JD — 0 – 8,6 %) ako jedince kategórie 8 – 30 cm (BK — 0,3 – 2,6 %; JD — 0 – 12,8 %). Z dlhodobého hľadiska bola v rámci všetkých troch kategórií viditeľná vyššia mortalita jedle, avšak posledné merania boli pravdepodobne skreslené nízkym počtom jedincov tejto dreviny. Vyššie hodnoty mortality v rámci jedincov spodnej vrstvy boli pravdepodobne spôsobené výraznejším konkurenčným prostredím tejto kategórie a poškodzovaním zverou. Vyššiu mortalitu podúrovňových stromov vzhľadom ku úrovňovým (>30 cm) zistili aj NAGEL et al. (2021) v zmiešaných bukových pralesoch Slovinska. V porovnaní s priemernou mortalitou úrovňových jedincov buka v tejto štúdii sme v našom prípade zistili pomerne vysoké hodnoty (1,4 %). Celkovo bola v temperátnych pralesoch Európy a Severnej Ameriky najvyššia mortalita identifikovaná v prípade najnižšej vrstvy porastu a jedincov veľkých dimenzií (WOODS et al. 2021).



Obr. 2: Demografické charakteristiky drevín (ročná miera mortality m_a a ročná miera dorastu r_{af}) buk a jedľa, počítané pre jedince s hrúbkou >2 cm a >8 cm

Fig. 2: Vital rates (annual mortality rate m_a and annual recruitment rate r_{af}) of beech and fir calculated for diameter thresholds >2 cm and >8 cm



Obr. 3: Ročná miera mortality (m_a) drevín buk a jedľa v rámci hrúbkových kategórií

Fig. 3: Annual mortality rate (m_a) of beech and fir divided into three diameter classes

Zvýšená mortalita zaznamenaná v prvých dekádach môže naznačovať prítomnosť disturbance väčších rozmerov. Bez týchto disturbanceí sa miera mortality pohybuje približne na úrovni cca 1 % (NAGEL et al. 2021). Aj keď je vplyv takejto disturbanceí pravdepodobný, pre oddelenie od endogénnej mortality by bola vhodná evidencia spôsobu odumre-

tia jednotlivých stromov. Ďalším problémom pri týchto disturbanciách je ich samotné zaznamenanie z dôvodu ich nižšej frekvencie, čo môže ovplyvniť variabilitu demografických charakteristík pri štúdiách zaberajúcich kratšie obdobie (WOODS et al. 2021).

Záver

Demografické charakteristiky na skúmaných plochách v Badínskom pralesi sa počas sledovaného takmer 50-ročného obdobia výrazne menili. Zistené boli aj ich rozdielne hodnoty v závislosti od registračnej hrúbkovej hranice, dreviny a veľkostnej triedy. V porovnaní s inými pralesmi so zastúpením buka patrila mortalita a dorast medzi najvyššie zaznamenané hodnoty. Najvyššie hodnoty ročnej miery mortality dlhodobo vykazovali jedince spodnej vrstvy porastu. Pri všetkých stromoch s hrúbkou >8 cm bol pozorovaný pokles mortality. V prvých dekádach bola zaznamenaná relatívne vysoká miera mortality jedle, pravdepodobne spôsobená imisným zatažením. V porovnaní s mortalitou bola ročná miera dorastu jedle počas celého obdobia minimálna. Naopak pri buku bola zistená relatívne vysoká miera dorastu. Zachytená bola taktiež relatívne vysoká miera mortality nasledovaná zvýšenou mierou dorastu, čo môže indikovať výskyt disturbancie väčších rozmerov.

Podakovanie

Publikácia bola financovaná prostredníctvom projektu Vega 1-0606-22. Táto práca bola podporená Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe Zmluvy č. APVV-21-0199.

Literatúra

- DIACI, J., ROŽENBERGAR, D., ANIĆ, I., MIKAC, S., SANIGA, M., KUCBEL, S., VISNJIC, C., BALLIAN, D. 2011. Structural dynamics and synchronous silver fir decline in mixed old-growth mountain forests in Eastern and Southeastern Europe. *Forestry*, 84: 479–491.
- ELLING, W., DITTMAR, C., PFAFFELMOSER, K., RÖTZER, T. 2009. Dendroecological assessment of the complex causes of decline and recovery of the growth of silver fir (*Abies alba* Mill.) in Southern Germany. *For. Ecol. Manage.*, 257: 1175–1187.
- FELDMANN, E., DRÖSSLER, L., HAUCK, M., KUCBEL, S., PICHLER, V., LEUSCHNER, C. 2018. Canopy gap dynamics and tree understory release in a virgin beech forest, Slovakian Carpathians. *For. Ecol. Manage.*, 415–416: 38–46.
- KENDALL, B.E., FOX, G.A., FUJIWARA, M., NOGEIRE, T.M. 2011. Demographic heterogeneity, cohort selection, and population growth. *Ecology*, 92: 1985–1993.
- KOHYAMA, T.S., KOHYAMA, T.I., SHEIL, D. 2018. Definition and estimation of vital rates from repeated censuses: Choices, comparisons and bias corrections focusing on trees. *Methods Ecol. Evol.*, 9: 809–821.
- KUCBEL, S., JALOVÍAR, P., SANIGA, M., VENCURIK, J., KLIMAS, V. 2010. Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathians. *Eur. J. Forest Res.*, 129: 249–259.
- MCDOWELL, N.G., ALLEN, C.D., ANDERSON-TEIXEIRA, K., AUKEMA, B.H., BOND-LAMBERTY, B., CHINI, L., CLARK, J.S., DIETZE, M., GROSSIORD, C., HANBURY-BROWN, A., HURTT, G.C., JACKSON, R.B., JOHNSON, D.J., KUEPPERS, L., LICHSTEIN, J.W., OGLE, K., POULTER, B., PUGH, T.A.M., SEIDL, R., TURNER, M.G., URIARTE, M., WALKER, A.P., XU, C. 2020. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science*, 368: eaaz9463.
- McMAHON, S.M., ARELLANO, G., DAVIES, S.J. 2019. The importance and challenges of detecting changes in forest mortality rates. *Ecosphere*, 10(2): e02615.

- NAGEL, T.A., SVOBODA, M., KOBAL, M. 2014. Disturbance, life history traits, and dynamics in an old-growth forest landscape of southeastern Europe. *Ecol. Appl.*, 24: 663–679.
- NAGEL, T.A., FIRM, D., ROZMAN, A. 2021. Intermediate disturbances are a key driver of long-term tree demography across old-growth temperate forests. *Ecol. Evol.*, 11: 16862–16873.
- SHEIL, D., BURSLEM, D.F.R.P., ALDER, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *J. Ecol.*, 83: 331–333.
- SHEIL, D. 1998. A half century of permanent plot observation in Budongo Forest, Uganda: Histories, highlights and hypotheses. In F. Dallmeier, & J. A. Comiskey (Eds.), *Forest biodiversity research, monitoring and modelling: Conceptual background and old world case studies* (pp. 399–428). Paris, France: MAB UNESCO.
- ŠUMICHRAS, L., VENCURIK, J., PITTNER, J., KUCBEL, S. 2020. The long-term dynamics of the old-growth structure in the National Nature Reserve Badínsky prales. *J. For. Sci.*, 66(12): 501–510.
- WOODS, K.D., NAGEL, T.A., BRZEZIECKI, B., COWELL, C.M., FIRM, D., JALOVIAR, 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 Ecol. Biogeogr.*, 30: 1311–1333.

ZNÍŽENÁ RASTOVÁ VITALITA DREVINY TIS OBYČAJNÝ POD DLHODOBÝM KOMPETIČNÝM ZAŤAŽENÍM V ZMIEŠANÝCH BUKOVÝCH LESOCH

Growth vitality decline of European yew under the long-term competition stress in mixed beech forests

Denisa Sedmáková ✉ • Jaroslav Vencúrik • Milan Saniga

Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, T. G. Masaryka 24, SK – 960 01 Zvolen,
e-mail: denisa.sedmakova@tuzvo.sk

Abstract: *European yew (Taxus baccata L.) is an endangered tree species, the occurrence of which is naturally reduced to individual trees, respectively small populations. The aim of the study is to examine radial growth of yew trees under the competition pressure of the surrounding stand structures as a stress factor in the selected area of the Great Fatra Mountains. Three groups of competition indices (absolute and relative competition indices independent on tree positions and competition indices dependent on tree positions) were examined in two variants of competition (symmetric and asymmetric). Position-dependent competition indices showed a stronger negative relationship with the radial growth. Diameter increments for a shorter period showed weaker negative relationship with the competition of the surrounding stand than increments for 15-year growth period and mainly as the total basal area of yew trees and their diameter. The results point out a long-term competition pressure on the yew trees, regardless of their age.*

Key words: *Taxus baccata; competition index; mortality indicator; radial growth*

Abstrakt: Tis obyčajný (*Taxus baccata*) je ohrozený druh, ktorého prirodzený výskyt je zredukovaný na jednotlivé stromy, resp. malé populácie. Cieľom práce je preskúmať hrúbkový rast dreviny tis pod kompetičným tlakom okolitých porastových štruktúr ako stresového faktora vo vybranej oblasti pohoria Veľká Fatra. Preverené boli tri skupiny kompetičných indexov (absolútne a relatívne kompetičné indexy nezávislé na pozíciách stromov a kompetičné indexy závislé na pozíciách stromov) v dvoch variantoch konkurencie (symetrická a asymetrická). Kompetičné indexy závislé na pozíciách vykázali silnejší negatívny vzťah s hrúbkovým rastom. Hrúbkové prírastky za kratšie obdobie vykázali nižší negatívny vzťah s konkurenciou okolitého porastu ako prírastky za 15-ročné obdobie a hlavne ako celková kruhová plocha tisov a ich hrúbka. Výsledky signalizujú dlhodobý kompetičný tlak na drevinu tis bez ohľadu na vek dreviny.

Kľúčové slová: *Taxus baccata; kompetičný index; indikátor mortality; hrúbkový rast*

Úvod

Pomalý rast možno v podmienkach mierneho podnebného pásma považovať za jednu z kľúčových vlastností limitujúcu vitalitu a postavenie dreviny tis v lesných porastoch (THOMAS & POLWART 2003). Výsledkom dlhodobého kompetičného tlaku okolitých porastových štruktúr (najčastejšie medzidruhovej kompetície) je nevýhodné – podúrovňové postavenie, pomalší rast, menšia plodivosť, pokles vitality až odumretie jedinca (LINARES

2013; JENSEN & SVENNING 2021). Životaschopnosť dreveny tis v bukových porastoch je možné podporiť vhodnými pestovnými postupmi (zásahy formou prebierok a obnovných rubov) a to znížením plošného zápoja a kompetičného zafaženia (SANIGA 2000). Veľkosť radiálneho prírastku je determinovaná veľkosťou konkurencie, pričom na jej kvantifikáciu sa využívajú rôzne kompetičné indexy. Kompetičné indexy môžeme klasifikovať ako indexy nezávislé (ich výpočet nevyžaduje znalosť priestorových súradníc stromov) a závislé na pozíciách stromov (BURKHART & TOMÉ 2012). **Kvantifikácia negatívneho vplyvu konkurencie na radiálny rast dreveny tis doteraz nebola predmetom širšieho výskumu.** Cieľom predkladaného príspevku je preskúmať vzťah medzi hrúbkovým rastom (prírastkom) a vybranými kompetičnými indexami dreveny tis v zmiešanom bukovom lese vo vybranej lokalite pohoria Veľká Fatra.

Materiál a metodika

Záujmová oblasť

Zvolené záujmové územie (48°52' szš.; 18°57' vzd.) je súčasťou pohoria Veľká Fatra. V rámci lokality „Veľká Skalná“ boli vybrané štyri lesné porasty vo veku 80 – 100 rokov, dva v kategórii lesov ochranných na mimoriadne nepriaznivom stanovišti a dva v kategórii hospodársky les. Dané porasty sa vyznačujú roztrúseným výskytom dospelých jedincov tisa. Z ostatných druhov dreven sú v porastoch zastúpené prevažne buk lesný (*Fagus sylvatica* L.), javor horský (*Acer pseudoplatanus* L.) a smrek obyčajný (*Picea abies* [L.] Karst.). Klimaticky patrí záujmové územie do oblasti s mierne chladnou klímou. Priemerná ročná teplota sa pohybuje v rozmedzí 2 – 4 °C a ročný úhrn zrážok 900 – 1 000 mm.

Empirický materiál a analýzy

31 kruhových skusných plôch o veľkosti 500 m² (polomerom 12,6 m) bolo založených so zachytením pozícií stromov v okolí dreveny tis. Podrobné informácie o výberovom dizajne, meraní na plochách a odoberaní vývrtov sú uvedené v práci (SEDMÁKOVÁ et al. 2017, 2018). Kompetičné indexy boli počítané pre fixný polomer.

Odvodenie rastových parametrov centrálnych jedincov dreveny tis

Z údajov nameraných širok ročných kruhov (ŠRK) bolo extrahovaných a odvodených niekoľko rastových parametrov použitých na preskúmanie konkurencie a rastu jednotlivých stromov dreveny tis. Ročný radiálny prírastok v roku zisťovania stavu okolitých porastových štruktúr 2015 (i_{r2015}). Priemerný periodický prírastok na hrúbke vypočítaný ako aritmetický priemer hodnôt ŠRK za obdobie posledných 5 (i_{d5}), 10 (i_{d10}) a 15 (i_{d15}) rokov. Bežný periodický prírastok na kruhovej základni vypočítaný ako rozdiel kruhovej plochy dreveny tis v roku odoberania vývrtu a spätne vypočítanej kruhovej plochy pre 5 (i_{g5}), 10 (i_{g10}) a 15 (i_{g15}) posledných rokov. Do analýz vstupovala aj nameraná hrúbka v mieste odoberania vývrtu (d_{2015}) a kruhová plocha záujmového stromu (g_{2015}).

Indexy konkurencie jednotlivých stromov

Selekcia konkurentov

Vo všetkých variantoch kompetičných indexov bola pre stanovenie konkurentov použitá fixná veľkosť skusnej plochy s polomerom 12,62 m. Priemerná hodnota (hodnoty merané v štyroch na seba kolmých smeroch) polomeru korún záujmového stromu dreveny tis 2,71 m s rozpätím hodnôt 1,66 – 3,60 zodpovedá v priemere 4,7 a rozpätiu 7,8 – 3,5-násobku fixného polomeru skusnej plochy v zmysle LORIMER (1983), ktorý odporúča stanovenie polomeru plochy zodpovedajúceho približne 3,5-násobku priemerného polomeru

korún úrovňových stromov.

Za konkurentov boli selektované všetky živé stromy na ploche s $d_{1,3} > 8$ cm. Okrem toho pre varianty kompetičných indexov závislých na pozícii stromov bola pre každý index odvodená jeho modifikácia, kedy za konkurentov boli selektované jedince okolitých stromov s výškou $h >$ ako výška záujmového stromu (centrálny tis). Stromy výškovo nižšie ako záujmový tis neboli selektované. Daná modifikácia zohľadňuje zistenie, že dimenzionálne väčšie jedince prispievajú k celkovej hodnote kompetičného indexu kladne na rozdiel od dimenzionálne menších jedincov (TOMÉ & BURKHART 1989).

Kvantifikácia konkurencie okolitých (susedných) stromov

Absolútne kompetičné indexy nezávislé na pozíciách stromov predstavujú mieru kompetičného tlaku okolitých stromov vyjadrenú jednoduchou funkciou porastových veličín (tab. 1).

Tabuľka 1: Prehľad testovaných kompetičných indexov nezávislých na pozíciách stromov a ich modifikácií
Table 1: Overview of tested competition indices independent of tree positions and their modifications

Index	Vzorec/Popis	Referencia
Nezávislý na pozíciách stromov – absolútny		
N [ks.ha ⁻¹]	$N = (Np/Sp) \times 10\,000$ – počet stromov	
$d_{\text{mesn, max, dom95}}$ [cm]	$d_{\text{mean}} = \text{sum}(d)/n_j$ – priemerná hrúbka	
d_g [cm]	d_{max} – hrúbka najhrubšieho stromu	
$h_{\text{(mean, max, dom95)}}$ [m]	d_{dom95} – priemerná hrúbka 10% najhrubších stromov, $d_g = \sqrt{(\text{sum}(d_j^2)/n_j)}$ $h_{\text{mean}} = \text{sum}(h_j)/n_j$ h_{max} – výška najvyššieho stromu h_{dom95} – priemerná výška 10% najvyšších stromov	
d_{sum} [cm]	$KI = \text{Sum}(x)$	
h_{sum} [m]		
G_{sum} [cm ²]	$x - d, h, g, v$	
V_{sum} [m ³]		
Nezávislý na pozíciách stromov – relatívny		
Rd_g	$Rx_{\text{mean}} = x_i/x_{\text{mean}}$	GLOVER & HOOL (1979)
$Rh_{\text{(mean, max, dom95)}}$	$Rx_{\text{max}} = x_i/x_{\text{max}}$	ALDER (1979)
$Rg_{\text{(mean, max, dom95)}}$	$Rx_{\text{dom95}} = x_i/x_{\text{dom95}}$	DANIELS et al. (1986)
$Rv_{\text{(mean, max, dom95)}}$	$x - \text{strd}, h, g, v$	TOMÉ & BURKHART (1989)
Rd_{sum}	$KI = \text{Sum}(x_j)/x_i$	
Rh_{sum}		
Rg_{sum}	$x - d, h, g, v$	
Rv_{sum}		
$APgi$	$APgi = 10\,000 \times gi/N \times g_{\text{mean}}$	TOMÉ & BURKHART (1989)
CR	$CR = cl/h$	

KI – kompetičný index.

Relatívne kompetičné indexy nezávislé na pozíciách stromov vyjadrujú relatívne postavenie záujmového stromu (hierarchické postavenie jeho vybranej dimenzionálnej charakteristiky) voči priemernému (mean), maximálnemu (max) alebo dominantnému (dom95) stromu v poraste. Index AP_{gi} (plocha proporcionálna k relatívnej stromovej kruhovej ploche) vyjadruje to aká priemerná plocha pripadá na jeden strom na skusnej ploche a pri každom konkrétnom strome sa táto plocha buď zväčší alebo zmenší a to proporcionálne podľa toho či jeho individuálna kruhová plocha je väčšia alebo menšia ako kruhová plocha

priemerného stromu v poraste. Index CR (stupeň zavetvenia) sa používa na kvantifikáciu kompetície, ktorej bol jednotlivý strom v priebehu minulosti vystavený.

Kompetičné indexy závislé na pozíciách stromov sú založené na predpoklade, že každý individuálny strom má kruhovú plochu zóny vplyvu proporcionálnu k jeho dimenziám (tab. 2). Kompetičný tlak potom predstavuje mieru akou sa jednotlivé zóny susedných stromov (konkurentov) prekrývajú so zónou vplyvu záujmového stromu. Tento typ indexov je funkcia dimenzionálnej veľkosti a vzdialenosti konkurenta (j) od záujmového stromu (i). Najznámejší index z danej kategórie, index H podľa HEGYHO (1974), čo je suma podielov hrúbky záujmového stromu (d_i) a hrúbok jeho konkurentov (d_j) vážených vzdialenosťou konkurenta od záujmového stromu ($dist_{ij}$). Pre tento typ indexu boli okrem modifikácie selektovania konkurentov preverené aj modifikácie, v ktorých bola i) namiesto hrúbky konkurentov použitá ich kruhová plocha (g_j) a ii) namiesto lineárne klesajúceho vplyvu vzdialenosti ($dist_{ij}$) použitá jej druhá mocnina ($dist_{ij}^2$) a odmocnina ($\sqrt{dist_{ij}}$). So stúpajúcou vzdialenosťou konkurentov od záujmového stromu znamená druhá mocnina vzdialenosti rýchlejší pokles vplyvu a odmocnina vzdialenosti pomalší pokles v porovnaní s lineárnou funkciou (LORIMER 1983). Ako posledný bol zahrnutý index podľa MARTINA & EKA (1984), ktorý dáva do pomeru hrúbku konkurentov k hrúbke záujmového stromu váženú exponenciálnou funkciou vzdialenosti a súčtu hrúbok príslušného konkurenta a záujmového stromu.

Tabuľka 2: Prehľad testovaných kompetičných indexov závislých na pozíciách stromov a ich modifikácií

Table 2: Overview of tested competition indices depending on tree positions and their modifications

Index	Vzorec/popis	Modifikácia	Referencia
Závislý na pozíciách stromov			
H1	$KI = \sum_{j=1}^n \frac{R_{ji}}{f(dist_{ij})}$	$KI = \sum_{j=1}^n \frac{d_j}{dist_{ij}}$	HEGY (1974)
H2		$KI = \sum_{j=1}^n \frac{d_j}{dist_{ij}^2}$	
H3		$KI = \sum_{j=1}^n \frac{d_j}{\sqrt{dist_{ij}}}$	
Hg1		$KI = \sum_{j=1}^n \frac{g_j}{dist_{ij}}$	
Hg2		$KI = \sum_{j=1}^n \frac{g_j}{dist_{ij}^2}$	
Hg3		$KI = \sum_{j=1}^n \frac{g_j}{\sqrt{dist_{ij}}}$	
ME	$KI = \sum_{j=1}^n \frac{d_j}{d_i} \cdot e^{-\left(\frac{16 \cdot dist_{ij}}{d_i + d_j}\right)}$		MARTIN & EK (1984)
H1-kladné až ME-kladné		$h > h_j$	TOMÉ & BURKHART (1989)

KI – kompetičný index.

Vplyv kompetície na rast centrálnych jedincov

Zhodnotenie vplyvu kompetičného tlaku konkurentov na rast centrálného tisa bolo vykonané prostredníctvom lineárnych regresných rovníc. Pred použitím regresných analýz boli preskúmané grafické znázornenia bodových diagramov ako aj rozdelenie hodnôt závislých a nezávislých premenných. Pre splnenie podmienky normality, závislé premenné charakterizujúce rastové parametre záujmového stromu (centrálny tis) boli logaritmick-

ky transformované. Sila vzťahu medzi kompetičnými indexami a rastovými parametrami bola posúdená pomocou Pearsonových korelačných koeficientov (r).

Výsledky a diskusia

Vybrané absolútne kompetičné indexy nezávislé na pozíciách stromov nemali vzťah s rastom, najvyššie korelačné koeficienty medzi kompetičnými indexami a rastovými parametrami boli zaznamenané pre sumu výšok okolitých stromov (h_{sum}) na ploche a iba v jednom prípade pre ir_{2015} štatisticky významne ($r = -0,366$).

Tabuľka 3: Prehľad korelačných koeficientov testovaných relatívnych kompetičných indexov nezávislých na pozíciách stromov a ich modifikácií s vybranými rastovými parametrami záujmových jedincov dreveny tis

Table 3: Overview of correlation coefficients of tested relative competition indices independent of tree positions and their modifications with selected growth parameters of central yew trees

Index	d2015	g2015	$\bar{id}15$	$\bar{ig}15$	$\bar{id}10$	$\bar{ig}10$	$\bar{id}5$	$\bar{ig}5$	ir_{2015}
Rdg	0,754	0,744	0,374	0,581	0,310	0,530	0,286	0,494	0,274
Rhmean	0,490	0,471	0,515	0,590	0,455	0,550	0,430	0,526	0,503
Rhmax	0,486	0,466	0,532	0,602	0,478	0,568	0,448	0,540	0,515
Rhdom95	0,501	0,478	0,542	0,617	0,485	0,580	0,457	0,553	0,527
Rgmean	0,721	0,715	0,362	0,558	0,298	0,507	0,283	0,479	0,284
Rgmax	0,569	0,561	0,309	0,457	0,248	0,410	0,246	0,397	0,281
Rgdom95	0,684	0,669	0,353	0,538	0,302	0,499	0,326	0,504	0,328
Rgdom95	0,616	0,604	0,432	0,573	0,370	0,527	0,368	0,515	0,418
Rvmax	0,463	0,443	0,363	0,462	0,320	0,432	0,366	0,463	0,415
Rvdom95	0,606	0,587	0,428	0,568	0,379	0,532	0,401	0,541	0,449
Rdsum	-0,743	-0,726	-0,466	-0,648	-0,413	-0,609	-0,361	-0,554	-0,372
Rhsum	-0,465	-0,450	-0,547	-0,601	-0,499	-0,572	-0,454	-0,534	-0,584
Rgsum	-0,742	-0,721	-0,438	-0,629	-0,384	-0,588	-0,330	-0,530	-0,304
Rvsum	-0,700	-0,679	-0,461	-0,630	-0,405	-0,589	-0,355	-0,536	-0,348
APgi	0,678	0,672	0,350	0,531	0,292	0,485	0,283	0,464	0,327
CR	0,305	0,278	0,368	0,413	0,376	0,426	0,387	0,435	0,377

Rdg – agregatívny index hrúbky najvyššieho stromu, Rhmean – agregatívny index priemernej výšky, Rhmax – agregatívny index výšky najvyššieho stromu, Rhdom95 – agregatívny index priemernej výšky 10 % najvyšších stromov, Rgmean – agregatívny index priemernej, Rgmax – agregatívny index maximálnej, Rgdom95 – agregatívny index 10 % najvyšších stromov, Rvmax – agregatívny index maximálnej, Rdsum – agregatívny index sumárny, Rhsum – agregatívny index suma výšok, Rgsum – agregatívny index sumárny, Rvsum – agregatívny index suma objemu, APgi – plocha proporcionálna k relatívnej stromovej kruhovej základni, CR – stupeň zavetvenia.

Ako vidno v tabuľkách 3 a 4, vyššiu koreláciu vo všeobecnosti vykázali indexy závislé na pozíciách stromov v porovnaní s indexami nezávislými na pozíciách. Celková kruhová plocha tisov a ich hrúbka, čiže dimenzie stromov vykázali porovnateľný a aj najsilnejší vzťah s kompetičnými indexami, bez ohľadu na pozície stromov.

Najsilnejší negatívny vzťah bol zistený medzi hrúbkou tisa a modifikáciou Hegyi-ho kompetičného indexu H_3 a H_3 – kladné. Indexy závislé na pozíciách umožňujú podrobne preskúmanie sily negatívneho vplyvu jednotlivých susedov na rast konkrétneho stromu a cielenejšie umiestnenie pestovných zásahov. Všeobecne možno konštatovať, že nižšie korelácie vykázali prírastky za kratšie obdobie a najsilnejší vzťah bol pre prírastky za 15-ročné a hlavne s celkovou kruhovou plochou tisov a ich hrúbkou. Výsledky signalizujú dlhodobý kompetičný tlak na drevinu tis bez ohľadu na vek.

Menej výrazné korelácie ako bývajú zväčša prezentované v literatúre možno vysvetliť druhovo špecifickými ekologickými vlastnosťami dreveny tis (THOMAS & POLWART 2003) (DHAR et al. 2008). Je to drevena s podúrovňovým postavením, ktorá dobre prispôsobuje tvar koruny efektívne využíva svetlo aj v období keď nadúrovňové jedince majú obdobie vegetačného pokoja, čo napomáha jej pomalému rastu a schopnosti dlhodobo odolávať silnému kompetičnému tlaku.

Tabuľka 4: Prehľad korelačných koeficientov testovaných kompetičných indexov závislých na pozíciách stromov a ich modifikácií s vybranými rastovými parametrami záujmových jedincov dreveny tis

Table 4: Overview of correlation coefficients of tested competition indices dependent on tree positions and their modifications with selected growth parameters of central yew trees

Index	d2015	g2015	$\bar{d}15$	ig15	$\bar{d}10$	ig10	$\bar{d}5$	ig5	ir2015
H1	-0,755	-0,726	-0,529	-0,707	-0,500	-0,688	-0,468	-0,653	-0,457
H2	-0,405	-0,367	-0,402	-0,484	-0,420	-0,503	-0,430	-0,511	-0,412
H3	-0,776	-0,756	-0,488	-0,679	-0,437	-0,641	-0,389	-0,589	-0,396
Hg1	-0,689	-0,659	-0,427	-0,605	-0,397	-0,584	-0,361	-0,542	-0,329
Hg2	-0,358	-0,324	-0,335	-0,412	-0,356	-0,434	-0,354	-0,430	-0,312
Hg3	-0,720	-0,694	-0,419	-0,609	-0,371	-0,572	-0,321	-0,518	-0,317
ME	-0,385	-0,354	-0,257	-0,359	-0,252	-0,356	-0,237	-0,339	-0,253
H1-kladne	-0,740	-0,728	-0,493	-0,664	-0,428	-0,617	-0,370	-0,558	-0,374
H2-kladne	-0,329	-0,339	-0,257	-0,315	-0,222	-0,290	-0,151	-0,229	-0,096
H3-kladne	-0,767	-0,748	-0,513	-0,694	-0,451	-0,648	-0,401	-0,595	-0,418
Hg1-kladne	-0,678	-0,658	-0,410	-0,581	-0,351	-0,536	-0,303	-0,485	-0,293
Hg2-kladne	-0,323	-0,330	-0,232	-0,295	-0,197	-0,270	-0,132	-0,212	-0,063
Hg3-kladne	-0,708	-0,682	-0,439	-0,619	-0,381	-0,575	-0,337	-0,527	-0,346
ME-kladne	-0,466	-0,444	-0,307	-0,423	-0,260	-0,388	-0,233	-0,358	-0,283

Dlhodobé a silné znížovanie rastu pred odumretím jedinca bolo zistené v prípadoch, kedy mortalita jedincov mala nešpecifickú príčinu, nebolo možné ju pripísať vplyvu sucha alebo biotickým činiteľom. Takýto spôsob prirodzenej mortality je význačný primárne pre stromy, ktoré odumreli pod vplyvom silného kompetičného tlaku. Plošný zápoj a konkurencia vo všeobecnosti, môžu byť považované za predispozičný faktor prirodzenej mortality schopný znížiť rastovú vitalitu dlhodobo pre odumretím stromu (ABRAMS & ORWIG 1996). Účinky konkurencie stromov (zatienevia) a iných stresových faktorov sú často v interakcii a v podmienkach terestrického výskumu je pomerne náročné ich jednotlivo odlišiť (MYERS & KITAJIMA 2007; DAS et al. 2016).

Záver

Výsledky sú v súlade s druhovo špecifickými ekologickými vlastnosťami dreveny tis. Vo vybranej lokalite je tis pod silným kompetičným zaťažením, existencia jednotlivých stromov je ohrozená vyššou mierou zatienevia, ako aj medzidruhovou konkurenciou.

Podakovanie

Príspevok vznikol s podporou Agentúry na podporu výskumu a vývoja [zmluva č. APVV-19-0183, APVV-21-0199] a Vedeckej grantovej agentúry MŠVVaŠ a SAV SR [VEGA zmluva č. 1/0606/22]. Autori ďakujú Dávidovi Rechterisovi za pomoc so spracovaním údajov.

Literatúra

- ABRAMS, M. D., ORWIG, D. A., 1996: A 300-year history of disturbance and canopy recruitment of co-occurring white pine and hemlock on the Allegheny Plateau, USA. *Journal of Ecology*, 84: 353–363.
- ALDER, D., 1979: A distance-independent tree model for exotic conifer plantations in East Africa. *Forest Science*, 25: 59–71.
- BURKHART, H. E., TOMÉ, M., 2012: Modeling forest trees and stands, *Modeling Forest Trees and Stands*. Dordrecht, Springer Science+Business Media, 461 s.
- DANIELS, R. F., BURKHART, H. E., CLASON, T. R., 1986: A comparison of competition measures for predicting growth of loblolly pine trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 16(6): 1230–1237.

- DAS, A. J., STEPHENSON, N. L., DAVIS, K. P., 2016: Why do trees die? Characterizing the drivers of background tree mortality. *Ecology*, 97: 2616–2627.
- DHAR, A., RUPRECHT, H., VACIK, H., 2008: Population viability risk management (PVRM) for in situ management of endangered tree species-A case study on a *Taxus baccata* L. population. *Forest Ecology and Management*, 255: 2835–2845.
- GLOVER, G. R., HOOL, J. N., 1979: A basal area ratio predictor of loblolly pine plantation mortality. *Forest Science*, 25(2): 275–282.
- HEGYI, F., 1974: A simulation model for managing jack-pine stands. In: J. Fries (ed.): *Growth models for tree and stand simulation*, Stockholm, Royal College of Forestry, Res. Notes 30: p. 74–90.
- JENSEN, D. A., SVENNING, J. C., 2021: Population ecology and dynamics of a remnant natural population of European yew *Taxus baccata* in a lowland temperate forest – implications for use in reforestation. *Nordic Journal of Botany*, 39: 1–14.
- LINARES, J. C., 2013: Shifting limiting factors for population dynamics and conservation status of the endangered English yew (*Taxus baccata* L., *Taxaceae*). *Forest Ecology and Management*, 291: 119–127.
- LORIMER, C. G. 1983: Tests of age-independent competition indices for individual trees in natural hardwood stands. *Forest Ecology and Management*, 6: 343–360.
- MARTIN, G. L., EK, A. R. 1984: A comparison of competition measures and growth models for predicting plantation red pine diameter and height growth. *Forest Science*, 30: 731–743.
- MYERS, J. A., KITAJIMA, K., 2007: Carbohydrate storage enhances seedling shade and stress tolerance in a neotropical forest. *Journal of Ecology*, 95: 383–395.
- SANIGA, M., 2000: Structure, production and regeneration processes of English yew in the state nature reserve Plavno (in Slovak). *Journal of Forest Science*, 46(2): 76–90.
- SEDMÁKOVÁ, D., KÝPEŤOVÁ, M., SANIGA, M., PITTNER, J., VENCURIK, J., KUCBEL, S., JALOVIAK, P., 2018: Deer game, a key factor affecting population of European yew in beech forests of the Veľká Fatra Mts, Slovakia. *Folia Oecologica*, 45: 1–7.
- SEDMÁKOVÁ, D., SANIGA, M., KUCBEL, S., PITTNER, J., KÝPEŤOVÁ, M., JALOVIAK, P., BUGALA, M., VENCURIK, J., LUKÁČIK, I., 2017: Irregular shelterwood cuttings promote viability of European yew population growing in a managed forest: A case study from the Starohorské Mountains, Slovakia. *Forests* 8.
- THOMAS, P. A., POLWART, A., 2003: *Taxus baccata* L. biological flora of the British Isles 229. *Journal of Ecology*, 91: 489–524.
- TOMÉ, M., BURKHART, H. E. 1989: Distance-dependent competition measures for predicting growth of individual trees. *Forest Science*, 35: 816–831.

DYNAMIKA PORASTOVÝCH MEDZIER V JEDLOVO-BUKOVOM PRÍRODNOM LESE NPR BADÍNSKY PRALES

Forest gap dynamics in a fir-beech old-growth forest in the NNR Badinsky prales

Ladislav Šumichrast ✉ • Pavel Ďurica • Stanislav Kuchel

Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, T. G. Masaryka 24, SK – 960 01 Zvolen,
e-mail: ladislav.sumichrast@tuzvo.sk

Abstract: *The study deals with the canopy gap dynamics in a fir-beech old-growth forest. Data obtained from the terrestrially mapped (2007 and 2021) canopy and expanded gaps on a permanent research plot (5 ha) were used to evaluate changes in gap characteristics and the dominant type of gap closure. The disturbance regime has been characterised by small canopy gaps up to 100 m², which frequency increased from 69% to 81% despite their lower number in 2021. Although less frequent (6–7%), bigger gaps (>500 m²) created by splitting or merging represented an important role in gap dynamics. Small canopy gaps (<60 m²) were largely closed by lateral expansion of adjacent crowns, while larger gaps were closed predominantly by vertical ingrowth. The decline of the gap frequency and decrease of the canopy gap area from 11.3% to 5.8% confirmed reduced disturbance activity in the Badinsky prales in recent decades.*

Key words: *disturbance dynamics; canopy gaps; primary forest*

Abstrakt: Príspevok sa venuje dynamike porastových medzier v jedlovo-bukovom pralese. Na výskumnej ploche s rozlohou 5 ha bolo vykonané opakované terestrické meranie (2007 a 2021) porastových medzier (otvorené a rozšírené). Vyhodnotené boli zmeny v charakteristikách porastových medzier a spôsobe ich uzatvárania. Disturbančný režim charakterizovali porastové medzery (otvorené) do 100 m², ktorých podiel napriek nižšej početnosti stúpol zo 69 % na 81 %. Významnú úlohu zohrávali aj menej frekventované (6–7 %) medzery väčších rozmerov (>500 m²), vytvorené expanziou alebo spájaním starších medzier. Pri medzerách malých rozmerov prevažovalo laterálne uzatváranie a pri medzerách s rozlohou nad 60 m² prevládalo vertikálne uzatváranie. V posledných dekádach bola zaznamenaná znížená disturbančná aktivita, čo potvrdil pokles početnosti medzier a taktiež zníženie pokryvnosti plochy medzerami z 11,3 % na 5,8 %.

Kľúčové slová: disturbančná dynamika; porastové medzery; prales

Úvod

Dôležitosť výskumu prírodných procesov v súčasnosti narastá z dôvodu prebiehajúcich klimatických zmien a celkovo stúpajúceho antropogénneho tlaku na lesy. Narastajúca frekvencia disturbančných udalostí spojená so zmenami klímy významne ovplyvňuje ich stabilitu (SEIDL et al. 2017). Z pohľadu pestovania lesa môžu vedomosti získané v oblasti disturbančnej dynamiky prírodných lesných ekosystémov pomáhať pri vyvíjaní pestovných koncepcií prírode blízkeho obhospodarovania lesov, ktoré môžu dopady klimatic-

kých zmien zmierňovať (BRANG et al. 2014).

V lesoch s prevažným zastúpením buka prevláda disturbančný režim charakterizovaný prevažne maloplošnými disturbanciami (NAGEL et al. 2017; FELDMANN et al. 2018), ktoré vytvárajú malé porastové medzery vytvorené odumretím jedného alebo niekoľkých úrovňových stromov (KUCBEL et al. 2010; FELDMANN et al. 2018). Navzdory tomu majú v týchto lesoch pomerne veľký vplyv aj disturbancie väčších rozmerov (NAGEL et al. 2017). Väčšie medzery napriek nižšej frekvencii výrazne ovplyvňujú dynamiku týchto lesov a umožňujú odrastanie drevín menej odolných na zatienenie (NAGEL et al. 2014; JALOVÍAR et al. 2020). Celkovo sa tieto lesy vyznačujú značnou variabilitou intenzity disturbancií v čase (NAGEL et al. 2014; FELDMANN et al. 2018).

Cieľom tejto štúdie bola analýza disturbančnej dynamiky jedľovo-bukového prírodného lesa v NPR Badínsky prales. V rámci čiastkových cieľov boli riešené nasledujúce otázky: (i) kvantifikácia počtosti a plošného podielu porastových medzier v rokoch 2007 a 2021; (ii) sledovanie a popísanie dynamických procesov uzatvárania a vzniku medzier.

Materiál a metodika

Objektom výskumu bol zmiešaný jedľovo-bukový prírodný les v Národnej prírodnej rezervácii (NPR) Badínsky prales (48,6836 °N, 19,0515 °E) v Kremnických vrchoch, ktorej výmera tvorí 30,03 ha. Prales leží v nadmorskej výške 700 – 850 m n. m. na SV až SZ expozícii. Priemerná ročná teplota dosahuje 5,3 – 5,8 °C pri ročnom úhrne zrážok 800 – 1 000 mm. Geologické podložie tvoria hlavne andezitové konglomeráty a prevládajúcim pôdnym typom sú minerálne bohaté a mierne kyslé kambizeme. Hlavnými drevinami sú buk lesný (*Fagus sylvatica* L.) a jedľa biela (*Abies alba* Mill.). V menšej miere sa tu vyskytujú aj javor horský (*Acer pseudoplatanus* L.), javor mliečny (*Acer platanoides* L.), jaseň štíhly (*Fraxinus excelsior* L.) a brest horský (*Ulmus glabra* Huds.) (KORPEL 1989). Prevažná časť územia pralesa (70 %) patrí do skupiny lesných typov *Fagetum typicum*, 20 % plochy zaberá *Abieto-Fagetum nst.* Skupiny lesných typov *Fageto-Aceretum* a *Fraxineto-Alnetum* zaberajú zvyšnú plochu územia.

Terénne merania prebiehali na ploche s rozlohou 5 ha (250 × 200 m) v rokoch 2007 a 2021. Podľa metodiky KUCBELA et al. (2010) bola porastová medzera definovaná ako otvor v korunovej klenbe s rozlohou viac ako 5 m², ktorá vznikla odumretím jedného alebo viacerých jedincov z hornej vrstvy (tzv. gapmaker) a ich stojace alebo ležiace zvyšky boli identifikovateľné. Medzera bola považovaná za uzavretú, keď jedince nasledujúcej generácie dosiahli výšku strednej vrstvy. Výšková hranica medzi spodnou a strednou vrstvou porastu bola 14 m ($d_{1,3} = 13$ cm). Registrované boli dva typy porastových medzier – otvorené medzery a rozšírené medzery (*sensu* RUNKLE 1982). Otvorená medzera je medzera ohraničená projekciami korún prilahlých stromov. Rozšírená medzera zahŕňa otvorenú medzeru a je rozšírená o plochu, ktorej hranicu tvoria kmene stromov susediacich s medzerou. Pre opakované meranú medzeru sa priamo v teréne určil prevládajúci proces uzatvárania medzery – laterálny rast alebo dorast následnej generácie. Taktiež sa zaregistroval počet gapmakerov a zaznamenal sa stupeň ich rozkladu podľa KORPELA (1989). Štatistická významnosť rozdielov medzi veľkosťou medzier v rokoch 2007 a 2021 bola testovaná neparametrickým Mann–Whitney U testom.

Výsledky

Počet porastových medzier klesol za 14 rokov z 9 ks.ha⁻¹ na 6 ks.ha⁻¹ (Tab. 1), pričom ich plošný podiel sa znížil takmer o polovicu. Najväčšia otvorená medzera v čase opakovaného merania zaberala plochu cca o 1 000 m² menšiu ako v roku 2007. Rozšírené medzery zabe-

ráli v roku 2021 viac ako o polovicu menšiu plochu ako v čase prvého merania. Veľkosť rozšírených medzier bola v roku 2021 štatisticky významne menšia ako v roku 2007.

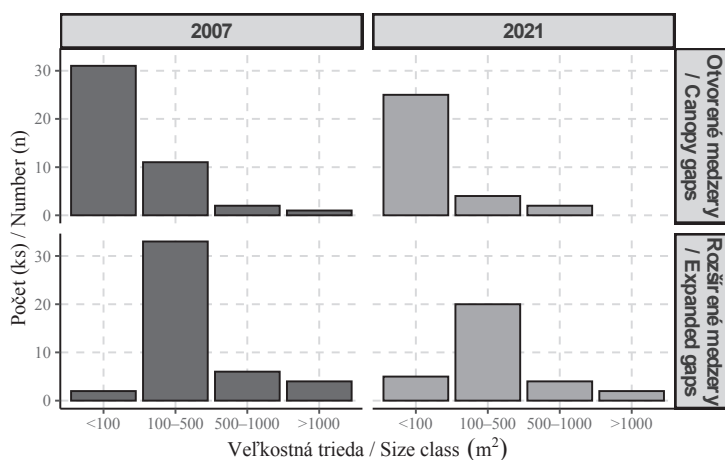
Tabuľka 1: Charakteristiky porastových medzier v rokoch 2007 a 2021

Table 1: Canopy and expanded gap parameters in 2007 and 2021

Rok ²	Otvorené medzery ¹							
	Počet medzier ³		Percentuálny podiel z plochy ⁴ %	min	max	medián ⁵	priemer ⁶	Smerodajná odchýlka ⁷
	ks	ks.ha ⁻¹						
2007	45	9	11,3	5	1 835	59	141	287
2021	31	6	5,8	5	851	25	108	203
	Rozšírené medzery ⁸							
2007	45	9	37,9	66	4 666	278	460	708
2021	31	6	17,8	67	1 860	167	345	438

¹Canopy gaps, ²Year, ³Number of gaps, ⁴Area percentage, ⁵Median, ⁶Mean, ⁷Standard deviation, ⁸Expanded gaps

V obidvoch meraných rokoch malo rozdelenie početností otvorených medzier exponenciálny tvar s dominanciou medzier do 100 m² (obr. 1). Medzi rokmi 2007 a 2021 stúpila frekvencia otvorených medzier do 100 m² zo 69 % na 81 %. Pri rozšírených medzerách bola najviac zastúpenou kategória 100 – 500 m², do ktorej v počiatočnom meraní patrilo 73 % všetkých medzier. Tento podiel poklesol na hodnotu 65 % a zároveň sa zvýšil počet rozšírených medzier do 100 m².

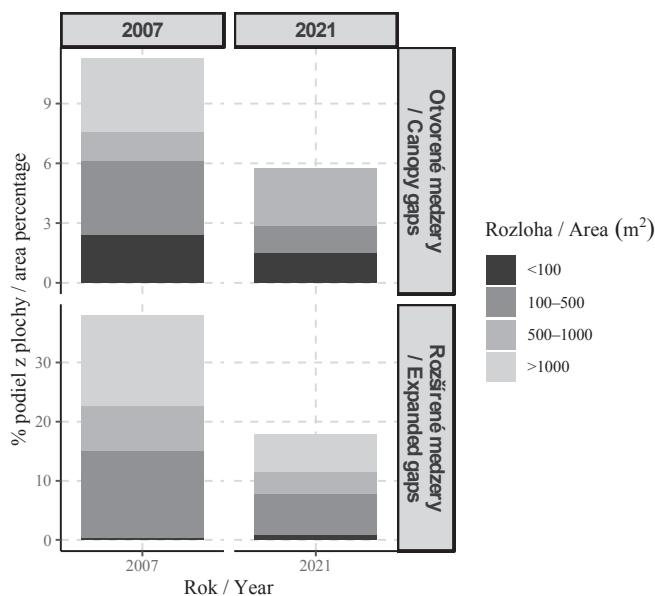


Obr. 1: Rozdelenie otvorených a rozšírených medzier do veľkostných kategórií

Fig. 1: Distribution of canopy and expanded gaps according to size classes

Napriek vysokej frekvencii zaberali malé medzery (<100 m²) v obidvoch meraniach len asi 20 a 23 % z rozlohy všetkých otvorených medzier a 2,4 a 1,5 % skúmanej plochy (obr. 2). V počiatočnom meraní zaberali najväčší plošný podiel medzery s rozlohou 100 – 500 m² – asi 34 % (3,7 % skúmanej plochy). Porovnateľnú plochu (3,7 % skúmanej plochy) pokrývala najväčšia medzera v kategórii nad 1 000 m². Pri opakovanom meraní mala najväčší podiel kategória 500 – 1 000 m² – 48 % (2,9 % skúmanej TVP). V rámci rozšírených medzier pokrývali v roku 2007 štyri medzery najväčšej kategórie až 15,3 % skúmanej plochy, čo bolo o niečo málo viac ako rozšírené medzery s rozlohou 100 – 500 m². V roku 2021

už najväčšiu časť plochy pokrytej rozšírenými medzerami zaberali práve medzery veľkostnej kategórie 100 – 500 m².



Obr. 2: Percentuálny podiel z plochy – otvorené a rozšírené medzery

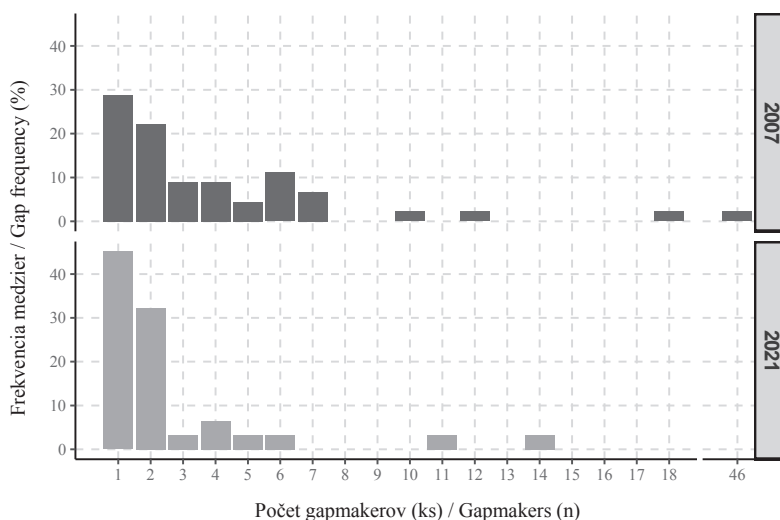
Fig. 2: Area percentage – canopy and expanded gaps

Medzi rokmi 2007 a 2021 zaniklo 23 porastových medzier (51 % medzier). Kompletne sa uzavrelo 61 % medzier do 100 m², 36% medzier s rozlohou 100 – 500 m² a žiadna z medzier nad 500 m². Najväčšia kompletne zaniknutá medzera dosahovala v roku 2007 rozlohu 305 m². Viac ako polovica (61 %) porastových medzier bolo uzavretých vertikálnym rastom prirodzenej obnovy a pri dvoch bolo uzatváranie kombinované (nebolo možné presne určiť prevládajúci spôsob uzatvorenia). Laterálnym rastom korún okolitých stromov boli uzatvorené len medzery do 60 m².

Z opätovne zameraných medzier sa 32 % presunulo do nižšej veľkostnej kategórie a len jedna medzera výrazne zväčšila svoju rozlohu. Osobitnú kategóriu tvorili medzery, ktoré sa buď rozdelili alebo spojili s inými medzerami. V dôsledku variabilnej dynamiky rastu jedincov obnovy v porastových medzerách boli tri z nich rozdelené, pričom takto vzniknuté medzery spravidla nepresahovali plochu 20 m². Ďalšou alternatívou bolo spojenie susediacich medzier v dôsledku odumretia okrajových jedincov. Takto vznikli štyri medzery, z ktorých tri tvorili najväčšie medzery zaznamenané v roku 2021. Pri opätovnom meraní predstavovala väčšina medzier nad 100 m² spojené alebo rozdelené medzery. Nových otvorených medzier bolo sedem a s celkovou rozlohou 300 m² zaberali 0,6 % skúmanej plochy.

Viac ako polovica (60 %) rozšírených medzier do 500 m² zanikla, pričom sa uzatvorili len dve medzery s väčšou rozlohou. V roku 2021 bolo 65 % rozšírených medzier menších ako 250 m². Väčšina novovzniknutých medzier mala rozlohu do 250 m² a najväčšia z nových medzier sa rozprestierala na ploche 521 m². Tri najväčšie medzery v roku 2021 vznikli spojením pôvodných medzier.

V obidvoch meraných rokoch sa najčastejšie vyskytovali medzery s 1 – 2 gapmakermi. Približne pri 29 % medzier zameraných v roku 2007 bol zaregistrovaný 1 gapmaker a 51 % všetkých medzier malo 1 – 2 gapmakere (obr. 3). Maximálny počet gapmakerov v porastovej medzere bol 46. V roku 2021 stúpól podiel medzier s 1 – 2 gapmakermi na 77 %, pritom 45 % malo 1 gapmaker. Viac ako 6 gapmakerov mali len 2 medzery (najviac 14).



Obr. 3: Rozdelenie medzier podľa počtu gapmakerov

Fig. 3: Gap frequency according to number of gapmakers per gap

Diskusia

V bukových a zmiešaných pralesoch strednej a juhovýchodnej Európy je pokryvnosť plochy otvorenými medzerami značne variabilná a pohybuje sa od 3,2 % do 22,8 % (DRÖSSLER & VON LÜPKE 2005; ZEIBIG et al. 2005; BOTTERO et al. 2011; RUGANI et al. 2013; NAGEL et al. 2017; FELDMANN et al. 2018; JALOVIAR et al. 2020). Hodnoty zistené v Badínskome pralesi sa nachádzali približne v strede (2007) alebo v spodnom kvartile (2021) spomínaného rozsahu. Početnosť medzier sa pohybovala v okolí mediánovej hodnoty uvádzaného rozsahu (2,7 – 24 ks.ha⁻¹). Na rozdiel od údajov z roku 2007 (37,9 %) bola pokryvnosť plochy rozšírenými medzerami v roku 2021 (17,8 %) v porovnaní s údajmi z literatúry (28,5 – 59,5 %) značne nižšia. Nízka hodnota v poslednom meraní súvisí s malým počtom a rozlohou medzier v danom roku.

Frekvencia veľkostných kategórií medzier v Badínskome pralesi sa od údajov v obdobných štúdiách podstatne neodlišuje. Bukové a zmiešané pralesy sú typické dominanciou medzier do 100 – 200 m², ktoré indikujú maloplošný disturbančný režim. So stúpajúcou veľkosťou početnosť medzier výrazne klesá a medzery nad 1 000 m² sú zastúpené minimálne, zároveň ale môžu predstavovať výraznú časť celkovej plochy medzier.

Na ploche TVP bol medzi rokmi 2007 a 2021 zaznamenaný výrazný pokles v početnosti a celkovej rozlohe porastových medzier, a taktiež došlo výraznému zmenšeniu veľkých medzier nad 1 000 m². KUCBEL et al. (2010) predpokladali, že väčšina medzier registrovaných v roku 2007 vznikla v 80. rokoch minulého storočia a na začiatku 21. storočia sa tvorba medzier výrazne znížila. Tento predpoklad vychádzal zo zohľadnenia stupňov roz-

kladu gapmakerov, zvýšenej disturbančnej činnosti v 80. rokoch a veku prirodzenej obnovy v medzerách. Výsledky opakovaného merania potvrdili pretrvávajúcu nižšiu intenzitu disturbancií, pričom za ostatných 14 rokov nevznikla žiadna medzera nad 1 000 m².

Dôležitou otázkou týkajúcou sa porastových medzier je spôsob ich uzatvárania. Buk sa pri uvoľnení rastového priestoru vyznačuje schopnosťou relatívne rýchleho laterálneho rastu koruny (PETERS 1997). Jeho schopnosť znášať zatienenie vedie k nástupu prirodzenej obnovy už pred vznikom medzery (TROTSIUK et al. 2012), jej následnému uvoľneniu a uzatvoreniu medzery najmä vertikálnym rastom (BOTTERO et al. 2011; FELDMANN et al. 2018). V Badínskom pralese sa prevažne laterálnym rastom uzavreli len medzery do 60 m² a pri väčších medzerách dominovalo vertikálne uzatváranie. Podobný spôsob bol zistený v pralese Kyjov (FELDMANN et al. 2018), kde spolu so stúpajúcou rozlohou medzery rástol význam vertikálneho uzatvárania.

Viacerí autori na základe prítomnosti gapmakerov v rôznych stupňoch rozkladu pripisujú pri vytváraní stredných alebo veľkých medzier kľúčovú úlohu ich rozširovaniu a spájaniu (DRÖSSLER, VON LÜPKE 2005; KUCBEL et al. 2010; BOTTERO et al. 2011). Rozširovanie medzier v menšej miere na základe opakovaného merania zistili FELDMANN et al. (2018). Navyše BOTTERO et al. (2011) zaznamenali v medzerách prirodzenú obnovu pochádzajúcu z viac ako jedného rastového uvoľnenia, čo napovedá rozširovaniu medzery odumieraním susedných stromov. Výsledky našej štúdie potvrdzujú predpokladaný výrazný vplyv spájania/rozširovania porastových medzier. Spojené medzery tvorili iba 13 % z početnosti, ale napriek tomu 65 % a 46 % z celkovej plochy otvorených, resp. rozšírených medzier. V roku 2021 na základe rozdielnych stupňov rozkladu prejavovala znaky expanzie približne štvrtina medzier.

Záver

Disturbančný režim v Badínskom pralese bol charakteristický vytváraním malých porastových medzier do 100 m², ale významnú úlohu zohrávali aj medzery väčších rozmerov. Najväčšie medzery boli vytvárané prevažne postupným expandovaním alebo spájaním viacerých medzier. Pri ich vytváraní pravdepodobne nedošlo k náhlemu otvoreniu veľkých plôch, ale postupnému uvoľňovaniu existujúcej prirodzenej obnovy. Spôsob uzatvárania porastových medzier závisel od ich veľkosti. Prevažne laterálnym rastom boli uzatvárané medzery do 60 m² a pri väčších medzerách prevažovalo uzatváranie vertikálnym rastom. Výsledky opakovaného merania potvrdili výraznú časovú dynamiku porastových medzier. Po zvýšenej disturbančnej činnosti v 80. rokoch minulého storočia bol na území TVP medzi dvoma rokmi merania pozorovaný jej pokles.

PodĎakovanie

Publikácia bola financovaná prostredníctvom projektu VEGA 1-0385-20. Táto práca bola podporená Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe Zmluvy č. APVV-21-0199.

Literatúra

BOTTERO, A., GARBARINO, M., DUKIĆ, V., GOVEDAR, Z., LINGUA, E., NAGEL, T. A., MOTTA, E., 2011: Gap-Phase Dynamics in the Old-Growth Forest of Lom, Bosnia and Herzegovina. *Silva Fennica*, 45(5): 875–887.

- BRANG, P., SPATHELF, P., LARSEN, J.B., BAUHHUS, J., BONČINA, A., CHAUVIN, C., DRÖSSLER, L., GARCÍA-GÜEMES, C., HEIRI, C., KERR, G., LEXER, M.J., MASON, B., MOHREN, F., MÜHLE-THALER, U., NOCENTINI, S., SVOBODA, M., 2014: Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry*, 87: 492–503.
- DRÖSSLER, L., VON LÜPKE, B., 2005: Canopy gaps in two virgin beech forest reserves in Slovakia. *J. For. Sci.*, 51(10): 446–457.
- FELDMANN, E., DRÖSSLER, L., HAUCK, M., KUCBEL, S., PICHLER, V., LEUSCHNER, C., 2018: Canopy gap dynamics and tree understory release in a virgin beech forest, Slovakian Carpathians. *For. Ecol. Manage.*, 415–416: 38–46.
- JALOVIAK, P., SEDMÁKOVÁ, D., PITTLNER, J., JARČUŠKOVÁ DANKOVÁ, L., KUCBEL, S., SEDMÁK, R., SANIGA, M., 2020: Gap Structure and Regeneration in the Mixed Old-Growth Forests of National Nature Reserve Sitno, Slovakia. *Forests*, 11: 81.
- KORPEL, Š. 1989. *Pralesy Slovenska*. Bratislava, Veda, 328 s.
- KUCBEL, S., JALOVIAK, P., SANIGA, M., VENCURIK, J., KLIMAS, V., 2010: Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathians. *Eur. J. Forest Res.*, 129: 249–259.
- NAGEL, T. A., SVOBODA, M., KOBAL, M., 2014: Disturbance, life history traits, and dynamics in an old-growth forest landscape of southeastern Europe. *Ecol. Appl.*, 24: 663–679.
- NAGEL, T. A., MIKAC, S., DOLINAR, M., KLOPČIČ, M., KEREN, S., SVOBODA, M., DIACI, J., BONČINA, A., PAULIC, V., 2017: The natural disturbance regime in forests of the Dinaric Mountains: A synthesis of evidence. *For. Ecol. Manage.*, 388: 29–42.
- PETERS, R., 1997: *Beech Forests*. Geobotany, vol. 24. Dordrecht: Springer. 170 s.
- RUGANI, T., DIACI, J., HLADNIK, D., 2013: Gap Dynamics and Structure of Two Old-Growth Beech Forest Remnants in Slovenia. *PLoS ONE*, 8(1): e52641.
- RUNKLE, J. R., 1982: Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America. *Ecology*, 63: 1533–1546.
- 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, C. P. O., 2017: Forest disturbances under climate change. *Nat. Clim. Change*, 7: 395–402.
- TROTSIUK, V., HOBI, M.L., COMMARMOT, B., 2012: Age structure and disturbance dynamics of the relic virgin beech forest Uholka (Ukrainian Carpathians). *For. Ecol. Manage.*, 265: 181–190.
- ZEIBIG, A., DIACI, J., WAGNER, S., 2005: Gap disturbance patterns of a *Fagus sylvatica* virgin forest remnants in the mountain vegetation belt of Slovenia. *For. Snow Landsc. Res.*, 79(1/2): 69–80.

PROBLEMATIKA ŠTÍHLOSTNÍHO KVOCIENTU SMRKU NA ZÁKLADĚ DAT NÁRODNÍ INVENTARIZACE LESŮ

The issue of the slenderness quotient of spruce based on National Forest Inventory data

David Dušek ✉ • Jiří Novák

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i., Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, CZ – 517 73 Opočno, e-mail: dusek@vulhmop.cz

Abstract: *The contribution is focused on possible methods of determining the share of labile trees in terms of unfavourable value of the slenderness quotient of individual trees. The analysis was performed on data from spruce stands from the National Forest Inventory. The slenderness quotient of the mean stem proved to be a suitable predictor for determining the share of the labile trees (i.e., for the purposes of this work, trees with a slenderness quotient value above 80). The non-parametric regression model with the binomial distribution and the regression model with the extended beta distribution were used for the analysis. The result of quantile regression in a model with a beta distribution accounts well for the variability of the data.*

Key words: *static stability; generalized additive models; quantile regression*

Abstrakt: Příspěvek je zaměřen na možné metody stanovení labilního podílu stromové složky z hlediska nepříznivé hodnoty štíhlostního kvocientu jednotlivých stromů. Analýza byla provedena na datech ze smrkových porostů z Národní inventarizace lesů. Štíhlostní kvocient středního kmene se ukázal jako vhodný prediktor pro stanovení podílu labilní porostní složky, za niž byly pro účely této práce považovány stromy s hodnotou štíhlostního kvocientu nad 80. K analýze byl použit neparametrický regresní model s binomickým rozdělením a regresní model s rozšířenou beta distribucí. Výsledek kvantilové regrese v modelu s beta distribucí dobře zohledňuje variabilitu dat.

Klíčová slova: statická stabilita; zobecněné aditivní modely; kvantilová regrese

Úvod

Abiotičtí škodliví činitelé, mezi něž patří sníh a vítr, jsou dlouhodobě hlavní příčinou narušení lesních ekosystémů (RYCHTECKÁ & URBANOVÁ 2008). Před současnou kůrovcovou kalamitou a problémy souvisejícími se suchem, byla většina nahodilých těžeb ve smrkových porostech v ČR způsobena sněhem nebo větrem. Riziko rozsáhlého poškození smrkových porostů sněhem a větrem je zvyšováno i nevhodně anebo opožděně prováděnou porostní výchovou, která vede ke vzniku přestíhlených porostů s minimální individuální stabilitou jednotlivých stromů.

Štíhlostní kvocient vyjadřuje poměr výšky a výčetní tloušťky stromu a je považován za jeden z ukazatelů stability stromu proti zatížení sněhem a větrem (ŠMELKO et al. 1992; HOLUŠA et al. 2010; HANEWINKEL et al. 2011). Jeho hodnota je ovlivňována celou řadou faktorů, především hustotou porostu, intenzitou a charakterem výchovných zásahů, věkem

dřeviny, provenienci, nadmořskou výškou, růstovou oblastí (odchylky mezi přírodními lesními oblastmi), bonitou stanoviště apod. V provozní praxi je nejčastěji využíván štíhlostní kvocient středního kmene jako hrubý ukazatel stability porostu. Jeho hodnota však sama o sobě nevyjadřuje variabilitu štíhlostního kvocientu jednotlivých stromů v porostu. Z hlediska hodnocení ohrožení porostů sněhem a větrem je, mimo jiné, žádoucí získat určitou představu o podílu stromové složky, která je z pohledu hodnoty štíhlostního kvocientu považována za ohroženou a nestabilní.

Cílem práce je předložit možnosti statistického odhadu procentického zastoupení potenciálně nestabilních stromů v porostech smrku na základě znalosti pouze štíhlostního kvocientu středního kmene. Za hranici ohrožení z hlediska stability stromu byla pro účely této práce stanovena hodnota štíhlostního kvocientu nad 80, což odpovídá limitu uváděnému, např. Bošelou et al. (2014) pro smrkové porosty stabilní vůči poškození větrem.

Metodika

Pro výpočet štíhlostního kvocientu středního kmene (dále h/d) i jednotlivých stromů byla využita data z Národní inventarizace lesů (NIL 1) z let 2001–2004. Údaje z NIL pokrývají mnohem větší rozsah území a v mnohem větším počtu inventarizačních ploch na širší škále přírodních podmínek, než je možné získat z údajů pěstebních a provenienčních ploch lesnického výzkumu. Limitujícími faktory pro analýzu a interpretaci dat NIL jsou neznalost pěstební historie inventarizovaných porostů, neznalost provenience, absence údajů o poškození porostů abiotickými a biotickými činiteli v minulosti a z toho vyplývající velmi limitované možnosti konstatování kauzálních vztahů mezi růstovými veličinami a prostředím.

Byly vybrány inventarizační plochy, kde se nacházelo minimálně 15 stromů smrku shodného věku, u nichž byla změřena výčetní tloušťka i výška a nešlo o vrcholkové zlomy, stromy s náhradním vrcholem, dvojáky apod. Relativně malý počet stromů byl zvolen s ohledem na konstantní velikost inventarizačních ploch NIL (500 m²) tak, aby u starších porostů nedocházelo k systematickému výběru pouze atypicky přehoustlých porostů. Tloušťka středního kmene byla vyjádřena jako střední kvadratická tloušťka v rámci inventarizační plochy. Výška středního kmene byla určena na základě vypočtené výškové křivky podle Levakovičovy funkce (LEVAKOVIČ 1935) samostatně pro každou inventarizační plochu. Výpočet výškových křivek byl proveden v prostředí statistického jazyka *R* (R CORE TEAM 2022) s využitím knihovny *nlme* (PINHEIRO & BATES 2000). Následně byly z výběru vyloučeny inventarizační plochy s nekvalitním výpočtem výškové křivky identifikovaným zjednodušeně na základě statisticky nesignifikantní hodnoty některého z regresních parametrů (tj. p -value > 0,05). Celkově byla analyzována data o štíhlostním kvocientu smrku z 3 993 inventarizačních ploch. Štíhlostní kvocient středního kmene se pohyboval v rozmezí 49 – 126, věk porostů 12 – 158 let, nadmořská výška 190 – 1 203 m n. m. Lesní vegetační stupně 1. a 8. byly v datovém souboru zastoupeny minimálně (obr. 1).

Pro modelování zastoupení stromů s h/d nad 80 v závislosti na h/d středního kmene byl použit zobecněný aditivní model (GAM) s binomickou distribucí a logitovou link funkcí v prostředí jazyka *R* s využitím knihovny *mgcv* (WOOD 2017) a model s rozšířenou beta distribucí (RIGBY et al. 2020), umožňující i zahrnutí hodnot přesně 0 a 1 (tedy 0% a 100% podíly), s využitím knihovny *gamlss* (STASINOPOULOS et al. 2017). Štíhlostní kvocient středního kmene byl vybrán jako nejlepší prediktor, další ověřované prediktory „věk“ a „porostní výška“ se ukázaly jako mnohem slabší s vysokou mírou variability závisle proměnné a s rozdílným průběhem vzhledem k vegetační stupňovitosti (LVS).

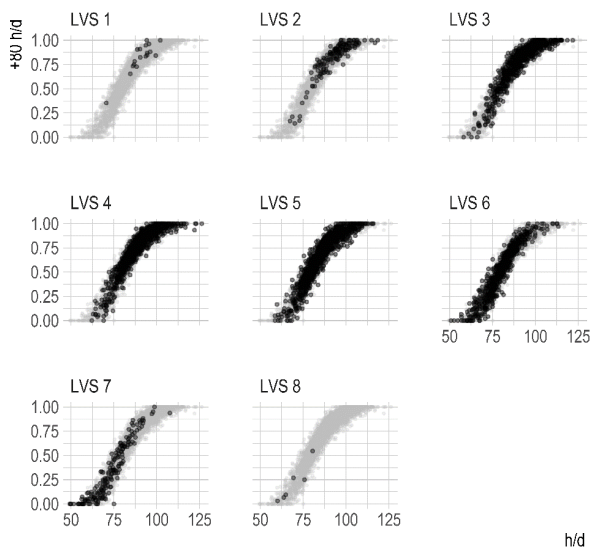
GAM (generalized additive models) představuje neparametrický (případně semiparametrický) regresní model. Neparametrické vyhlazení bylo provedeno pomocí thin-plate splinu. Oproti zobecněnému lineárnímu modelu (GLM) s binomickou distribucí zde dosahuje větší flexibility, kdy dokáže eliminovat určitou „strnulost“ logitové link funkce danou její symetričností. Na druhou stranu není možné model vyjádřit v jednoduchém parametrickém tvaru s uvedením hodnot jednotlivých regresních parametrů a vhodnou formu interpretace představuje grafické zobrazení, případně tabelární seznam hodnot (HAREZLAK at al. 2018; PEKÁR & BRABEC 2019).

GAMLSS (generalized additive models for location, scale and shape) je rozšířením GAM a představuje vysoce flexibilní přístup tvorby neparametrických či semiparametrických regresních modelů. Knihovna *gamlss* v současnosti umožňuje pracovat s více než stovkou distribucí. Pro využití beta distribuce bylo nezbytné provést převedení počtu stromů na procenta. Rozšířená beta distribuce (pro hodnoty 0–1 včetně) patří k tzv. smíšeným distribucím s dvěma složkami: spojitou a diskretní distribucí. Tato distribuce má čtyři parametry (na rozdíl od dvouparametrické „základní“ beta distribuce), z nichž některé lze modelovat jako konstanty vzhledem k vysvětlující proměnné (hodnotě h/d středního kmene) nebo jako proměnné vzhledem k vysvětlující proměnné pomocí neparametrického vyhlazení (zde pomocí P-splinu). Na základě hodnot Akaikeho informačního kritéria (AIC) byl vybrán nejsložitější model, kde jsou všechny čtyři parametry modelovány jako nekonzstantní (tj. různé hodnoty parametrů pro různé hodnoty h/d středního kmene). Na základě tohoto modelu byl vytvořen model kvantilové regrese s percentily 5 %, 25 %, 50 % (medián), 75 a 95 %. Tento model lépe odráží variabilitu dat. Kvantilová regrese byla použita pouze pro model s rozšířenou beta distribucí, protože kvantilová regrese s binomickou distribucí nedává v současné verzi knihovny *gamlss* korektní výstupy.

Výsledky

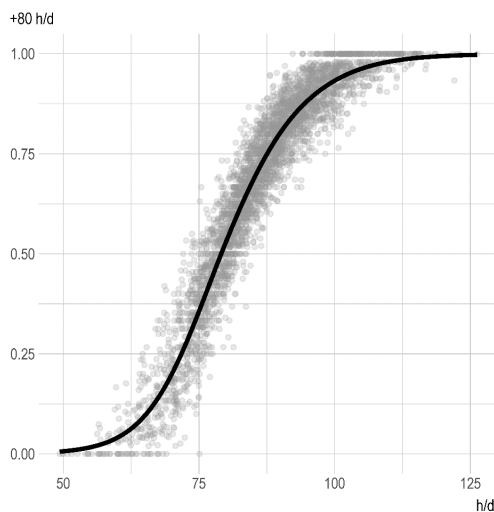
Závislost podílu stromů s hodnotou h/d nad 80 (dále jen +80 h/d) na h/d středního kmene (dále jen h/d) má přibližně esovitý tvar, jehož průběh je nezávislý na LVS (obr. 1). Ani formální přidání LVS (jako faktorové proměnné) do semiparametrického modelu GAM nevedlo k jeho zlepšení, a proto je závislost modelována společně pro data ze všech LVS.

Model GAM s binomickou distribucí poměrně dobře vystihnul průběh středních hodnot empirických dat a procento vysvětlené deviance (analogie vysvětleného rozptylu) činilo ca 91 %. Zahrnutí interakce s věkem nebo porostní výškou sice vedlo ke snížení (tj. zlepšení) AIC, ale s jen nicotným nárůstem vysvětlené deviance, které z praktického pohledu neospravedlňovalo k použití mnohem složitějšího a obtížněji interpretovatelného modelu. Na druhou stranu model středních hodnot nepopisuje variabilitu dat, která zde není zanedbatelná ani z pohledu praktického využití modelu (obr. 2).



Obr. 1: Vztah mezi štíhlostním kvocientem středního kmene (h/d) a procentickým podílem stromů v porostu, které překročí hranici štíhlostního kvocientu 80 ($+80 h/d$) v jednotlivých lesních vegetačních stupních (LVS). Šedé body představují data ze všech LVS, černě jsou zvýrazněna data za daný LVS

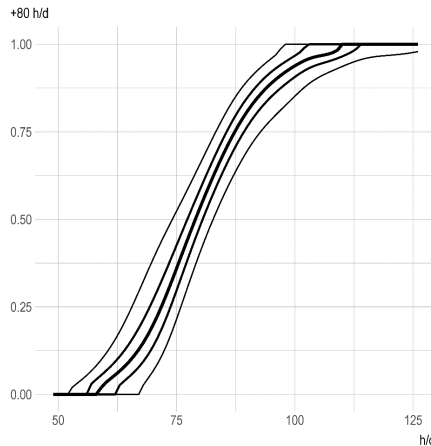
Fig. 1: The relationship between the slenderness quotient of the mean stem (h/d) and the percentage of trees in the stand with value of slenderness quotient over 80 ($+80 h/d$) in individual Forest vegetation zones (LVS). Gray points represent data from all Forest vegetation zones, data for concrete Forest vegetation zone are in black



Obr. 2: Vztah mezi štíhlostním kvocientem středního kmene (h/d) a procentickým podílem stromů v porostu, které překročí hranici štíhlostního kvocientu 80 ($+80 h/d$) vyjádřený pomocí neparametrického regresního modelu s binomickým rozdělením

Fig. 2: Relationship between slenderness quotient of mean stem (h/d) and the percentage of trees in the stand with value of slenderness quotient over 80 ($+80 h/d$) expressed using a non-parametric regression model with binomial distribution

Model GAMLSS s rozšířenou beta distribucí umožnil výpočet kvantilové regrese pro 5%, 25%, 50%, 75% a 95% percentily (obr. 3). Pás mezi 5% a 95% percentilem představuje 90 % dat, a tedy jen 10 % případů vykazuje extrémnější hodnoty. Například pro hodnotu h/d 80 je medián +80 h/d 53 % a rozpětí 5% a 95% percentilu činí 41 až 66 % (tab. 1). Průběh mediánu kvantilové beta regrese je velmi podobný průběhu binomické regrese s výjimkou hodnot blízko extrémům (tj. 0 a 1). Výskyt stromů s +80 h/d je zanedbatelný při h/d středního kmene do hodnoty 55, při h/d středního kmene 100 existuje více než 5 % riziko, že všechny stromy v porostu budou mít štíhlostní kvocient nad 80 (obr 3, tab. 1).



Obr. 3: Vztah mezi štíhlostním kvocientem středního kmene (h/d) a procentickým podílem stromů v porostu, které překročí hranici štíhlostního kvocientu 80 (+80 h/d) vyjádřený pomocí kvantilové regrese s 5%, 25%, 50%, 75% a 95% percentilem a rozšířenou beta distribucí

Fig. 3: Relationship between slenderness quotient of mean stem (h/d) and the percentage of trees in the stand with value of slenderness quotient over 80 (+80 h/d) expressed using quantile regression with 5%, 25%, 50%, 75% and 95% percentile and extended beta distribution

Tabulka 1: Modelové hodnoty procent stromů, které překročí hranici štíhlostního kvocientu 80 (+80 h/d) v závislosti na štíhlostním kvocientu středního kmene (h/d) – hodnoty odpovídají obr. 3

Table 1: Model values of the percentage of trees in the stand with value of slenderness quotient over 80 (+80 h/d) depending on the slenderness quotient of the mean stem (h/d) – the values correspond to Fig. 3

Percentil / Percentile	5	25	50	75	95
h/d			+80 h/d [%]		
50	0	0	0	0	0
55	0	0	0	0	4
60	0	0	3	7	12
65	0	5	9	14	23
70	7	14	20	27	39
75	21	30	36	43	52
80	41	48	53	59	66
85	57	64	69	73	79
90	70	77	81	85	90
95	78	85	89	92	96
100	85	91	94	97	100
105	91	94	97	100	100
110	94	97	100	100	100
115	96	100	100	100	100
120	97	100	100	100	100
125	98	100	100	100	100

Diskuse

Stanovením rizika poškození lesních porostů větrnými bouřemi na základě analýz dat z dlouhodobých experimentálních ploch se zabývali ALBRECHT et al. (2012). Pro oblast Baden-Wuerttemberg (jihozápadní Německo) jejich výsledky ukázaly jako nejdůležitější rizikové faktory poškození větrem druh dřeviny a výšku porostu. Pro vysvětlení predispozice k poškození vichřicí byly v této studii navíc označeny jako vhodnější údaje o historii provedených zásahů než např. hustota porostů, půdní a místní podmínky nebo topografické proměnné. Na druhou stranu BOŠELA et al. (2014) označují za nejvýznamnější ekologické faktory ovlivňující h/d u smrku nadmořskou výšku a bonitu stanoviště.

Data z NIL použítá v naší analýze vzhledem k absenci záznamů o prováděných zásazích zkoumání vlivu výchovy neumožňovala. Efekty pěstebních zásahů na stabilitu zejména smrkových porostů jsou analyzovány dlouhodobě. Výsledky ukazují, že zásadní pozitivní vliv na budoucí stabilitu smrkových porostů mají včasné provedené prořezávky s dostatečnou intenzitou (např. SLODIČÁK et al. 2005; ŠTEFANČÍK 2012; GAUTHIER et al. 2015). Na druhou stranu později prováděná razantní výchova spojená s rozvolňováním porostů může škody větrem zvýšit (PITICAR 2016; VALINGER et al. 2019).

Štíhlostní kvocient je samozřejmě pouze jedním z ukazatelů statické stability stromu, která je odvislá od mnoha dalších faktorů, jako např. efekt vzájemného krytí jednotlivých stromů, půdní poměry a obsah vody v půdě, svažítost terénu, stav kořenového systému a výskyt hnilob, délka korun, typ smíšení a věk porostů apod. (VICENA et al. 1979). Náš jednoduchý model si tedy neklade za cíl komplexní modelování ohrožení porostu, ale může představovat jednu z jeho složek. Naše výsledky bude také zapotřebí kalibrovat zvláště pro mladé porosty ve stavu mlazin, neboť takové porosty v databázi NIL prakticky nebyly zastoupeny.

Závěr

Zobecněné aditivní modely (GAM) a jejich rozšíření (GAMLSS) představují flexibilní nástroje pro tvorbu neparametrických a semiparametrických (nejen) regresních modelů na pestré škále rozdělení závisle proměnné. Pro modelování procentuálního zastoupení labilních stromů v porostu v závislosti na štíhlostním kvocientu středního kmene se dobře osvědčilo použití regresního modelu s binomickou a rozšířenou beta distribucí. Využití kvantilové regrese dává lepší představu o pravděpodobnosti překročení stanovené hranice a lépe vypovídá o variabilitě dat.

Poděkování

Příspěvek vznikl na základě institucionální podpory Ministerstva zemědělství MZE-RO0118 a řešení projektu NAZV QK1810443: „Postupy pro minimalizaci škod způsobených větrem a sněhem na lesních porostech v návaznosti na klimatickou změnu.”

Literatura

- ALBRECHT, A., HANEWINKEL, M., BAUHS, J., KOHNLE, U., 2012: How does silviculture affect storm damage in forests of south-western Germany? Result from empirical modeling based on long-term observations. *Eur. J. Forest Res.*, 131: 229–247.
- BOŠELA, M., KONÓPKA, B., ŠEBEŇ, V., VLADOVIČ, J., TOBIN, B., 2014: Modelling height to diameter ratio – an opportunity to increase Norway spruce stand stability in the Western Carpathians. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 60: 71–80.

- GAUTHIER, M.-M., BARRETTE, M., TREMBLAY, S., 2015: Commercial Thinning to Meet Wood Production Objectives and Develop Structural Heterogeneity: A Case Study in the SpruceFir Forest, Quebec, Canada. *Forests*, 6: 510–532.
- HANEWINKEL, M., HUMMEL, S., ALBRECHT, A., 2011: Assessing natural hazards in forestry for risk management: a review. *European Journal of Forest Research*, 130: 329–351.
- HAREZLAK, J., RUPPERT, D., WAND, M. P., 2018: *Semiparametric Regression with R*. Springer.
- HOLUŠA, J., KRÍSTEK, Š., TROMBIK, J., 2010: Stability of spruce forests in the Beskids: an analysis of wind, snow and drought damages. *Beskydy*, 3: 43–54.
- LEVAKOVIČ, A., 1935: An analytical form of growth law. *Glasnik za sumske pokuse*. Zagreb 4: 189–282.
- PEKÁR, S., BRABEC, M., 2019: *Moderní analýza biologických dat – nelineární modely v prostředí R*. Masarykova univerzita.
- PINHEIRO, J. C., BATES, D. M., 2000: *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*, Springer.
- PITICAR, M. A., 2016: The effects of thinning on a spruce stand, over a period of 40 years of monitoring. *Advances in Agriculture & Botany*, 8(2): 77–86.
- R CORE TEAM, 2021: *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RIGBY, R. A., STASINOPOULOS, M. D., HELLER, G. Z., DE BASTIANI, F., 2020: *Distribution for Modeling Location, Scale and Shape Using GAMLSS in R*. Chapman; Hall/CRC.
- RYCHTECKÁ, P., URBANCOVÁ, N., 2008: Škodliví činitelé lesa v letech 1996–2006 – I. část Abiotičtí a antropogenní činitelé. *Lesnická práce*, 6: 14–15.
- ŠLODIČÁK, M., NOVÁK, J., SKOVSGAARD, J. P., 2005: Wood production, litter fall and humus accumulation in a Czech thinning experiment in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Forest Ecology and Management*, 209: 157–166.
- STASINOPOULOS, M. D., RIGBY, R. A., HELLER, G. Z., VOUDOURIS, V., DE BASTIANI, F., 2017: *Flexible Regression and Smoothing Using GAMLSS in R*. Chapman; Hall/CRC.
- ŠMELKO, Š., WENK, G., ANTANAITIS, V., 1992: *Rast, štruktúra a produkcia lesa*. Bratislava, Príroda.
- ŠTEFANČÍK, I., 2012: Development of spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) target (crop) trees in pole-stage stand with different initial spacing and tending régime. *Journal of forest science*, 28: 456–464.
- VALINGER, E., KEMPE, G., FRIDMAN, J., 2019: Impact on forest management and forest state in southern Sweden 10 years after the storm Gudrun. *Forestry*, 92: 481–489.
- VICENA, I., PAŘEZ, J., KONÓPKA, J., 1979: *Ochrana lesa proti polomům*. Praha, Státní zemědělské nakladatelství.
- WOOD, S. N., 2017: *Generalized additive models*. Chapman; Hall/CRC.

CITLIVOSTI LETOKRUHOVÝCH ŘAD JEDLE BĚLOKORÉ (*ABIES ALBA* MILL.) VŮČI ZMĚNĚ KLIMATICKÝCH FAKTORŮ NA ÚZEMÍ ŠLP KŘTINY

Silver fir (*Abies alba* Mill.) tree ring series sensitivity against climatic factors' changes at UFE Křtiny

Jablonická Petra¹ ✉ • Černý Jakub^{1, 2}

¹ Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Zemědělská 3, CZ – 613 00 Brno

² Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, CZ – 517 73 Opočno, e-mail: petra.jablonicka97@seznam.cz

Abstract: *A forest stand with living and dead silver fir trees was chosen in forest enterprise UFE Křtiny. Wood samples were taken for tree ring analyses from selected individuals. Then tree rings were analysed using standard dendrochronological methods to compare climate signals, resilience indices and growth trends between living and dead individuals. We hypothesised that the growth of dead trees will be more correlated with climatic parameters (precipitation, temperature) and will show a negative trend after 2000. The hypotheses were confirmed only partially. Dead firs showed lower resistance in 2007 and 2012, and lower resilience in 2007. It corresponds with a negative growth trend for dead firs after 2000, showing a positive growth trend for living individuals. On the other hand, both living and dead individuals showed similar climate signals, especially positively correlated with June and July precipitation.*

Key words: *climate signal; dendrochronology; silver fir; tree ring analysis*

Abstrakt: Na lesním majetku ŠLP Křtiny byl vybrán porost se zastoupením jedle bělokoré s výskytem živých i odumřelých jedinců. Z vybraných jedinců byly odebrány vzorky dřeva pro letokruhové analýzy, které byly následně analyzovány dendrochronologickými metodami s cílem srovnání klimatického signálu, indexů resiliencie a růstových trendů mezi živými a odumřelými jedinci. Hypotézou bylo, že růst odumřelých jedinců bude silněji svázán s klimatickými parametry (úhrn srážek, průměrné teploty) a bude vykazovat záporný trend v období po roce 2000. Tato hypotéza se potvrdila částečně. Odumřelé jedle vykazovaly nižší rezistenci v letech 2007 a 2012 a resilienci v roce 2007, což koresponduje s negativním trendem růstu u odumřelých jedlí po roce 2000, kdy živé stromy vykazovaly pozitivní růstový trend. Na druhou stranu živé a odumřelé stromy vykazovaly podobnou sílu klimatického signálu – zejména pozitivní korelace s červnovými a červencovými srážkami.

Klíčová slova: dendrochronologie; jedle bělokorá; klimatický signál; letokruhová analýza

Úvod

Na základě pylových analýz se usuzuje, že jedle bělokorá (*Abies alba* Mill.) migrovala do střední Evropy jako jedna z posledních dřevin koncem atlantiku (zhruba před 7 000 lety) a záhy zaujala významné postavení ve zdejších lesích (SKOŘEPA 2006). Z lesních porostů ČR začala jedle bělokorá ustupovat již na počátku 19. století v souvislosti s postup-

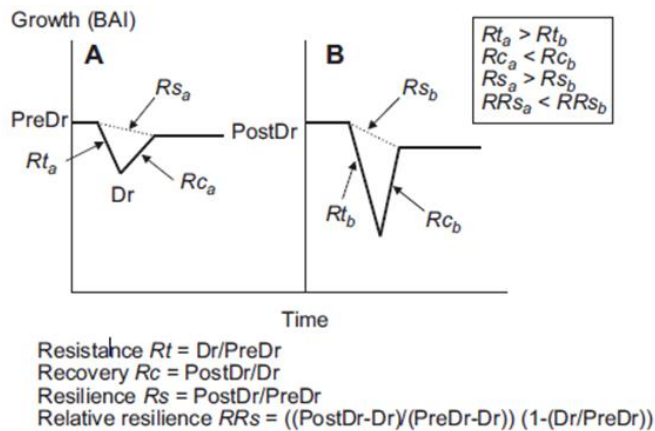
ným přechodem k holosečnému způsobu hospodaření v lesích s následnou obnovou smrkem. Kromě holosečného hospodaření se na zastoupení jedle negativně projevoval postupný nárůst fytotoxických imisí, kdy je hynutí jedlových porostů např. v Ostravském biogeografickém regionu doloženo již v roce 1866 (BUČEK 2006). V přirozených lesích by její zastoupení dosahovalo 20 %. Zastoupení jedle v lesích ČR se snížilo z 2,9 % v roce 1950 na 1,2 % v roce 2020 (MZE 2021), střední věk se zvýšil z 63 let na 76 let. Výrazně tedy převládají staré a přestárlé jedle, které budou z lesních porostů postupně mizet. Perspektiva dalšího vývoje populace je tedy stále velmi nepříznivá (BUČEK 2006). Na území ŠLP Křtiny v posledních letech dochází k intenzivnímu odumírání porostů jedle bělokoré. Předložená studie se zabývá srovnáním klimatické citlivosti mezi odumřelými a vitálními jedlemi.

Materiál a metodika

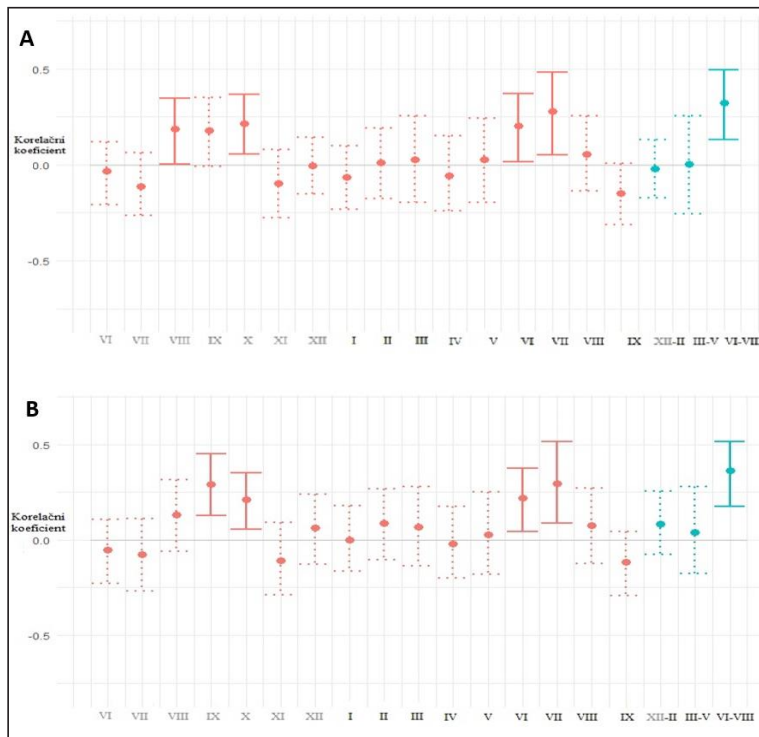
Ve studovaném porostu na polesí Habruvka bylo vybráno 23 živých jedinců a 32 odumřelých jedinců jedle bělokoré, z nichž byly pomocí Presslerova přírůstového nebozezu odebrány makroskopické vývrty, které po jejich mechanické úpravě byly datovány za použití stereomikroskopu LEICA S6, posuvného stolu Time Table a softwaru PAST5 (PAST5, 2014) s přesností 0,01 mm. Analýzy dat byly provedeny v programu R (R CORE TEAM 2019) prostřednictvím balíčku dplR (BUNN 2018). Data byla dentrendována metodou Spline s délkou okna 70 let pro následující analýzy klimatického signálu. Zprůměrováním detrendovaných křivek byly vytvořeny stanovištní chronologie, u kterých byla odstraněna autokorelace prostřednictvím autoregresivního modelování – tento typ chronologie je nazýván jako reziduální (COOK & KAIRIUKSTIS 2013). Chronologie byly vytvořeny zvlášť pro živé i odumřelé jedle. Pro výpočet klimatických signálů byla použita klimatická data – měsíční úhrny srážek a průměrné měsíční teploty, pro období 1920 – 2021, které byly poskytnuty ČHMÚ. V programu R (R CORE TEAM 2019) byly korelovány jak srážky, tak i teploty vzduchu s indexy šířek letokruhů v rámci reziduálních chronologií živých a odumřelých jedlí. Tímto způsobem byl zjištěn klimatický signál za období 1920 – 2021. Pro zachycení změny korelace mezi šířkami letokruhu a klimatickými parametry v čase, byly vypočteny tzv. moving korelace. Pro analýzu růstových trendů byly použity chronologie vzniklé dentrendovací metodou Negativní exponenciály, která je považována za vhodnou, protože je schopna zachytit růstové trendy v letokruhových sériích (PETERS et al. 2015). Pro indexy resilience byly identifikovány negativní tzv. pointer years s nízkým přírůstem dřevin a úhrnem srážek. V softwaru R byla rovněž analyzována (i) resistance představující schopnost zvrácení snížení růstu při narušení (např. v důsledku sucha) a je odhadován jako poměr mezi růstem během a před narušením (KAUFMAN 1982; MACGILLVRAY et al. 1995), (ii) recovery, která znázorňuje schopnost reversibility na hodnoty růstu (letokruhů) před rokem narušení a (iii) resilience, což je schopnost dosáhnout výkonu před narušením růstu a je odhadován jako poměr mezi výkonem po a před narušením (SOUSA 1980; TILMAN & DOWNING 1994). Po vypočtení hodnot sledovaných indexů, byly testovány rozdíly mezi živými a odumřelými jedlemi prostřednictvím t-testů.

Výsledky

Z obrázku 2A vyplývá, že indexovaná šířka letokruhu u živých jedlí významně pozitivně koreluje s měsíčními úhrny srážek v červnu a červenci v roce tvorby letokruhu. Dále je znatelný statisticky významný vliv v měsících srpen a říjen v roce předcházejícího tvorbě letokruhu. Z obrázku 2B je patrné, že růst odumřelých jedlí pozitivně koreloval se srážkami v měsících červen a červenec v roce tvorby letokruhu. Z pohledu roku předcházejícího tvorbě letokruhu byl zaznamenán statisticky významný vliv srážek v měsících září a říjen.



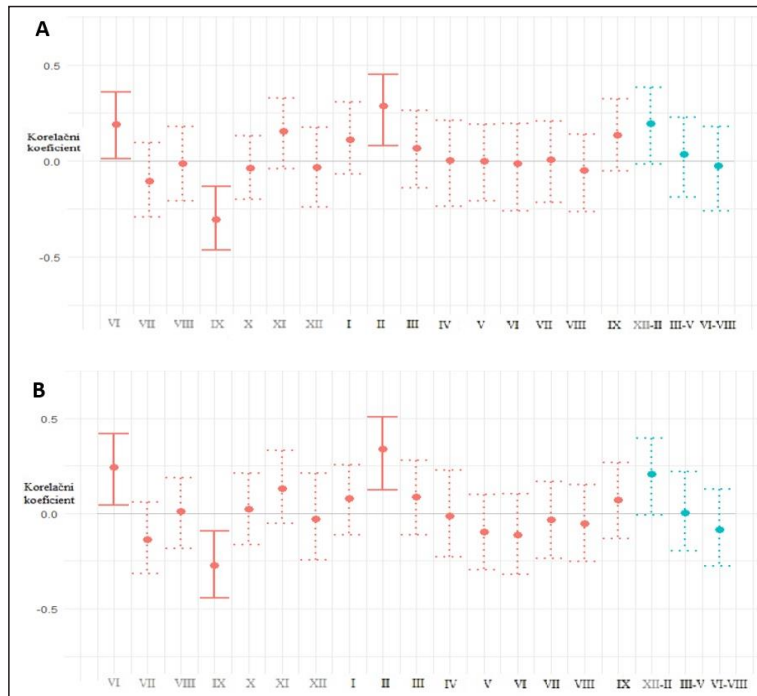
Obr. 1: Výpočet indexů resistance, resilience a recovery (vyobrazeno dle LLORET et al. 2011)
Fig. 1: Resistance, resilience and recovery indices calculation (modified from LLORET et al. 2011)



Obr. 2A/B: Míra korelace měsíčních úhrnů srážek s indexy šířek letokruhů reziduální chronologie pro kategorii živé (A) a odumřelé (B) jedle za období 1920 – 2021. Měsíce, které jsou napsané šedě, jsou z roku tvorby letokruhu, ty měsíce, které jsou napsané černou barvou, jsou z roku předcházejícího tvorbě letokruhu. Statisticky významné měsíce jsou v grafu znázorněny plnou čarou

Fig. 2A/B: Correlation rate between month precipitation and tree-ring width indices from residual chronology for the living (A) and dead (B) firs in 1920–2021. The months written in grey belong to the year of tree-ring development, in black are from the year prior to the tree-ring development. Significant influence on indexed tree-ring width marked red full line

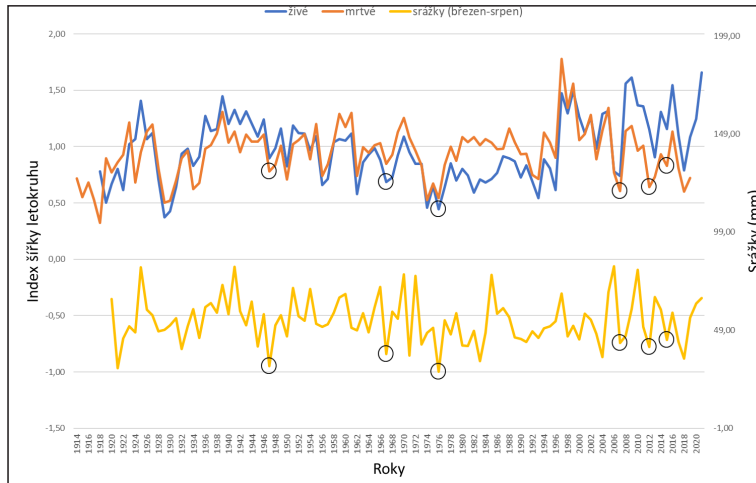
Z obrázku 3A vyplývá, že indexovaná šířka letokruhu významně koreluje s únorovou průměrnou měsíční teplotou v roce tvorby letokruhu a září v roce předcházející tvorbě letokruhu. Z obrázku 3B vyplývá, že indexovaná šířka letokruhu významně koreluje s únorovou průměrnou měsíční teplotou v roce tvorby letokruhu a v červnu a září v roce předcházející tvorbě letokruhu.



Obr. 3A/B: Míra korelace měsíčních průměrných teplot s indexy šířek letokruhů reziduální chronologie pro kategorii živé (A) a odumřelé (B) jedle za období 1920 – 2021. Měsíce, které jsou napsané šedě, jsou z roku tvorby letokruhu, ty měsíce, které jsou napsané černou barvou, jsou z roku předcházejícího tvorbě letokruhu. Měsíce se statisticky významným vlivem na indexovanou šířku letokruhu, jsou znázorněny plnou čarou

Fig. 3A/B: Correlation rate between month air temperatures and tree-ring width indices from residual chronology for the living (A) and dead (B) firs in 1920–2021. The months written in grey belong to the year of tree-ring development, in black are from the year prior to the tree-ring development. Significant influence on indexed tree-ring width marked red full line

Z pohledu srážkového klimatického signálu za celé analyzované období (1920 – 2021) nebyly zaznamenány mezi kategoriemi živých a odumřelých jedlí rozdíly. Rozdíl mezi kategoriemi je patrný až při pohledu na klouzavé korelace, kdy u kategorie živých byly zaznamenány negativní korelace v měsících srpen a říjen v roce předešlém tvorbě letokruhu. Z pohledu teplotního klimatického signálu byly růstové odezvy stejné, a to i při pohledu na klouzavé korelace (obr. 4).



Obr. 4: Vztah indexů šířek letokruhů (standardní chronologie, křivky standardizované negativní exponenciálou) a srážek (březen–srpen). Tento graf prezentuje výběr roků (znázorněno kruhy), kdy docházelo k redukci růstu v důsledku nedostatku srážek. Růstová data z vybraných let byla využita pro výpočet indexů resilience

Fig. 4: Tree-ring width (standard chronology, curves standardised by negative exponential) and precipitation (March–August). Selected years with reduced growth because of precipitation lack are marked by circles. Growing data were used to calculate resilience indices in selected years

Z tabulky 1 je patrné, že v letech 1947, 1967, 1976 nebyly zaznamenány rozdíly ve sledovaných indexech. Naopak v letech 2007 a 2012 byla zaznamenána signifikantně vyšší hodnota rezistence u živých stromů. V roce 2007 byla zaznamenána vyšší hodnota resilience u živých stromů. V roce 2012 byla zaznamenána vyšší hodnota recovery u odumřelých stromů.

Table 1: Hodnoty indexů rezistence, recovery a resilience a jejich srovnání mezi živými a odumřelými jedlemi prostřednictvím t-testů. Tučně vyjádřené hodnoty t-testů znázorňují statisticky významné rozdíly mezi kategoriemi

Table 1: Resistance, resilience, recovery indices values, and their intercomparison among the living and dead Silver-firs through t-tests. Bold values signify significant differences between observed categories

	Resilience			Recovery			Rezistence		
	živé	odumřelé	t-test	živé	odumřelé	t-test	živé	odumřelé	t-test
1947	1,11	1,26	0,105840	1,79	1,55	0,304419	0,87	0,94	0,198518
1967	1,10	1,29	0,073675	1,40	1,43	0,391453	0,79	0,93	0,058695
1976	1,17	1,36	0,078744	1,75	1,96	0,099348	0,70	0,72	0,339289
2007	1,53	1,11	0,015327	2,08	2,12	0,433496	0,78	0,58	0,026118
2012	0,96	0,85	0,174741	1,16	1,47	0,011130	0,86	0,63	0,005358
2015	1,13	0,95	0,106743	1,05	0,96	0,141129	1,08	0,99	0,214557

Diskuze

Z dendroklimatologických analýz živých (obr. 1A) a odumřelých jedinců je zřejmá pozitivní korelace radiálního růstu se srážkami v roce předcházejícím tvorbě letokruhu v měsících srpen a říjen (živí jedinci) a v září a říjnu (mrtví jedinci). Tyto srážky neovlivňují růst v následujícím roce přímo, ale zřejmě zvyšují míru nasycení půdního profilu před začátkem další vegetační sezóny. 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 červen a červenec, kdy probíhá intenzivní růst. Nedostatek srážek během vegetačního období je jedním limitujících faktorů rozšíření jedle (MAURI et al. 2016). Podle výsledků klimatického signálu (obr. 1A) byl u měsíčního úhrnu srážek zaznamenán pozitivní vliv vyšších srážek v roce tvorby letokruhu ve měsících červen a červenec, ke stejnému závěru dospěl i BERT (1993) v podmínkách Jurských Alp. Pozitivní vliv byl také zaznamenán u srážek v měsíci srpnu v předcházejícím roce. Nicméně negativní vliv byl zaznamenán pro předcházející rok tvorby letokruhu v měsíci srpen a říjen, nepříznivý vliv srážek lze spojit s vlhkým a chladným počasím, které způsobuje nedostatečnou akumulaci asimilátů, čímž je negativně ovlivněn růst dřevin v následujícím vegetačním období (FRITTS 1976).

Dendroklimatologické analýzy související s teplotami (obr. 2A) vykazují významnou pozitivní korelaci s červnem roku předcházejícího tvorby letokruhu. Dále lze zaznamenat významnou pozitivní korelaci s únorem aktuálního roku. Důvodem může být, že jedle upřednostňuje mírné zimy (MAURI et al. 2016), toto tvrzení potvrzuje i KOLÁŘ et al. (2020). Na rozdíl od živých mají mrtví jedinci významně statistickou negativní korelaci se srážkami v září v roce předchozím tvorby letokruhu (obr. 2B), důvodem může být, že stromy reagují negativně na větší úhrn srážek po vegetačním období (PALLARDY 2008).

Podle výsledků klouzavých korelací byl u měsíčního úhrnu srážek zaznamenán pozitivní vliv vyšších srážek v roce tvorby letokruhu v měsících červen a červenec. Pozitivní vliv byl také zaznamenán u srážek v měsících září a říjen v předcházejícím roce. Při srovnání růstových trendů obou kategorií jsou znatelné rozdíly především po roce 2000 (obr. 3), kdy je zřejmý klesající růstový trend u kategorie odumřelých stromů, zatímco trend růstu živých stromů byl pozitivní. Tento rozdíl částečně koresponduje s nižší rezistencí zaznamenanou u odumřelých jedlí v letech 2007, 2012 (tab. 1). Tento stav může mít několik příčin. Z pohledu klimatu lze pozorovat narůstající intenzitu a frekvenci suchých a horkých epizod (SALOMÓN et al. 2022). Významnou roli hraje i individuálnost jedinců, kdy růst jedince ovlivňuje celá řada faktorů, např. mikrostanoviště, sociální postavení jedince v porostu, fylogeneze druhu a případně patogeny (BERT 1993; LONGAUER et al. 2003; RITA et al. 2014).

Z pohledu porovnání srážkového klimatického signálu (obr. 2A a obr. 2B) se chovají obě kategorie podobně.

Závěr

Z pohledu klimatického signálu (průměrné měsíční teploty, měsíční úhrny srážek) obou kategorií je patrné, že odezva byla podobná u živých i odumřelých jedinců. U srážek pak můžeme sledovat zvyšující se míru korelace pro obě kategorie během posledních desetiletí v měsících červen červenec. V posledních desetiletích lze také sledovat rozdíl mezi růstovými trendy u živých a odumřelých jedinců, kdy po roce 2000 je patrný klesající růstový trend u kategorie odumřelých, na rozdíl od živých jedinců. Tomuto tvrzení odpovídají i zjištěné hodnoty indexů resilience v 2007 a 2012, kdy je patrná nižší hodnota rezistence (2007, 2012) a resilience (2007) u kategorie odumřelých jedlí.

Poděkování

Výsledek vznikl za finanční podpory projektů Interní grantové agentury č. IGA-LDF-22-TP-102 „Vliv klimatických faktorů na růstovou dynamiku porostů s různou strukturou a její působení na půdu“, Národní agentury zemědělských věd (NAZV) č. QK1910292 „Postupy pro podporu jedle bělokoré v lesním hospodářství ČR“ a za podpory Ministerstva zemědělství ČR, institucionální podpora MZE-RO0118.

Literatura

- BERT, G. D., 1993: Impact of ecological factors, climatic stresses, and pollution on growth and health of silver fir (*Abies alba* Mill.) in the Jura mountains: an ecological and dendrochronological study. *Acta Oecologica*, 14(2): 229–246.
- BUČEK, A., 2006: Jedle bělokorá (*Abies alba* Mill.) jako ohrožená dřevina. In: Maděra P. (ed.): Sborník abstraktů workshopu Ohrožené dřeviny ČR. Brno, Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie LDF Mendelu, 25 s.
- BUNN, A. G., 2010: Statistical and visual crossdating in R using the dplR library. *Dendrochronologia*, 28(4): 251–258.
- COOK, E. R., KAIRIUKSTIS, L. A., 2013: *Methods of dendrochronology: applications in the environmental sciences*. Berlin, Hamburg, Heidelberg: Springer Science & Business Media, 393 s.
- FRITTS, H. C., 1976: *Tree Rings and Climate*. London, New York, San Francisco: Academic Press, 567 s.
- KAUFMAN, L. H., 1982: Stream aufwuchs accumulation: disturbance frequency and stress resistance and resilience. *Oecologia*, 52: 57–63.
- KOLÁŘ, T., ČERMÁK, P., TRNKA, M., KOŇASOVÁ, E., SOCHOVÁ, I., RYBNÍČEK, M., 2020: Dendroclimatic Study of a Mixedspruce-Fir-Beech Forest in the Czech Republic. *Les/Wood*, 69 (1–2): 21–32.
- LATREILLE, A., DAVI, H., HUARD, F., PICHOT, C., 2017: Variability of the climate-radial growth relationship among *Abies alba* trees and populations along altitudinal gradients. *Forest Ecology and Management*, 396: 150–159.
- 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.
- LONGAUER, R., PAULE, L., ANDONOSKI, A., 2003: Genetic diversity of southern populations of *Abies alba* Mill. *Forest Genetics*, 10: 1–10.
- MACGILLIVRAY, C. W. et al., 1995: Testing predictions of resistance and resilience of vegetation subjected to extreme events. *Functional Ecology*, 9: 640–649.
- MAURI, A., DE RIGO, D., CAUDULLO, G., 2016: *Abies alba* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (eds): *European Atlas of forest tree species*. Luxembourg: Publ. Off. EU
- MZE, 2021: *Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2020*. Praha, MZe, 128 s.
- PALLARDY, S. G., 2008: *Physiology of Wood Plants*. Third Edition. Burlington, San Diego, London, Academic Press, 454 s.
- PETERS, R. L., GROENENDIJK, P., VLAM, M., ZUIDEMA, P. A., 2015: Detecting long-term growth trends using tree rings: a critical evaluation of methods. *Global change biology*, 21(5): 2040–2054.
- R CORE TEAM, 2019: *R: A language and environment for statistical computing*. Computer software manual. Vienna, Austria.
- RITA, A., GENTILESCA, T., RIPULLONE, F., TODARO, L., BORGHETTI, M., 2014: Differential climate–growth relationships in *Abies alba* Mill. and *Fagus sylvatica* L. in Mediterranean mountain forests. *Dendrochronologia*, 32(3): 220–229.
- SALOMÓN, R. L., PETERS, R. L., ZWEIFEL, R., SASS-KLAASSEN, U., STEGEHUIS, A. I. et al., 2022: The 2018 European heatwave led to stem dehydration but not to consistent growth reductions in forests. *Nature Communications*, 13: 28.

SKOŘEPA, H., 2006: Jedle bělokorá v našich lesích. *Živa*, 3: 108.

SOUSA, W. P., 1980: The responses of a community to disturbance: the importance of successional age and species life history strategies. *Oecologia*, 45: 72–81.

TILMAN, D., DOWNING, J. A., 1994: Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 367: 363–365.

DYNAMIKA PŘÍRŮSTU KRUHOVÉ VÝČETNÍ ZÁKLADNY VYBRANÝCH POROSTŮ SMRKU ZTEPILÉHO S ODLIŠNÝM MANAGEMENTEM POROSTNÍ VÝCHOVY NA TRUTNOVSKU

Dynamic of basal area increment in pure Norway spruce stands with different silvicultural management in the Trutnov vicinity

Marešová Kateřina¹ • Černý Jakub^{1, 2}✉

¹ Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Zemědělská 3, CZ – 613 00 Brno

² Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, CZ – 517 73 Opočno, e-mail: cerny@vulhmop.cz

Abstract: *The presented study analysed and compared the basal area increment in two pure Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) stands in the Trutnov vicinity. These stands differed by the method of stand tending – there was applied strong and very strong thinning from below. Furthermore, the stand stability was evaluated through the slenderness ratio. The evaluation of the dataset obtained from long-term silvicultural experiments was performed in the stands mentioned above, which were subjected to air pollution in the past. Although the basal area in the stand with very strong thinning from below was slightly higher in the last year of the measurement, the statistical analysis showed no significant difference between studied stands with different stand tending applications.*

Key words: *Thinning from below; slenderness ratio; air pollution; stand stability*

Abstrakt: Cílem prezentované studie byla analýza a porovnání kruhové výčetní základny dvou nesmíšených porostů smrků ztepilého (*Picea abies* [L.] Karst.) na Trutnovsku. Tyto porosty se odlišovaly způsobem porostní výchovy – uplatňovaly se zde silné a velmi silné podúrovňové zásahy. Zároveň byla hodnocena stabilita porostů dle štíhlostního kvocientu. Vyhodnocení probíhalo na základě dat získaných z dlouhodobých pěstebních experimentů v těchto porostech, kde navíc hrálo roli i imisní zatížení. Přestože kruhová výčetní základna u porostu s velmi silnými zásahy byla v posledním roce měření mírně vyšší, statistická analýza mezi těmito odlišně vychovávanými porosty neprokázala významný rozdíl.

Klíčová slova: podúrovňová probírka; štíhlostní kvocient; imise; stabilita porostu

Úvod

Navzdory probíhající globální změně klimatu je smrk ztepilý stále jednou z ekonomicky a ekologicky nejvýznamnějších dřevin v Evropě (SVENNING & SKOV 2004) i v Severní Americe (FRALISH & FRANKLIN 2002). Smrkové porosty jsou ovšem ve vztahu ke změně klimatu považovány za lesy se středním nebo vysokým potenciálním rizikem (LINDNER et al. 2010) a velmi trpí na znečištěné ovzduší. Citlivost vůči imisím, zejména oxidu siřičitému (SO₂),

způsobila v minulosti rozsáhlé chřadnutí a hynutí porostů v příhraničních pohořích, nejznámější jsou případy v oblastech Krušných a Orlických hor (PFANZ et al. 1994; VACEK et al. 2015), kdy kyselé prostředí lesních půd potom vede k vymývání a odplavování důležitých živin jako jsou vápník, draslík nebo hořčík. Díky změnám půdního chemismu jsou tak půdy chudší na živiny, což negativně ovlivňuje na nich rostoucí dřeviny. Příkladem může být nedostatek hořčíku způsobující chlorózy, nedostatečná hydratace pletiv pojící se s chybějícím draslíkem, nebo problémy s dozráváním dřeva, pokud schází vápník a fosfor (ROTTER 2018).

Mimoto klimatické scénáře poukazují na výskyt většího počtu tropických dnů. Díky všem těmto teplotním změnám a odlišnému režimu srážek lze častěji očekávat výskyt suchých period (ŠTĚPÁNEK et al. 2016). Protože změny ve smrkových porostech ve vazbě na změnu klimatu začínají být již patrné a projevují se zhoršeným zdravotním stavem a případně úplným rozpadem těchto porostů, především v polohách 3. až 4. lesního vegetačního stupně, představují HLÁSNÝ et al. (2016) soubor pěstebních doporučení. Tato doporučení se týkají smrkových porostů v různých růstových fázích a jsou koncipována především jako preventivní. Neslouží tedy ke stabilizaci současně chřadnoucích porostů, ale k jejich postupné adaptaci na klimatickou změnu, a patří mezi ně (i) úprava dřevinné skladby, a to zejména v nižších a středních polohách, kde by mělo docházet ke snižování zastoupení smrku, a naopak zvýšenému zastoupení dřevin, které mají vyšší toleranci vůči stresu suchem a (ii) snížení doby obmýetí, přičemž by tato opatření měla být realizována ve vazbě a převahe jednoho či druhého směru by se měla odvíjet především od současné podoby porostů a hospodářských cílů (HLÁSNÝ et al. 2016).

Pro charakteristiku produkce a stability lesních porostů lze využít parametrů kruhové výčetní základny a štíhlostního kvocientu. Kruhová výčetní základna je definována jako plocha příčného průřezu kmenem ve výčetní výšce 1,3 m od paty kmene. Na porostní úrovni se značí G , nebo také $G \cdot ha^{-1}$ ($m^2 \cdot ha^{-1}$) a je výsledkem součtu kruhových ploch všech stromů ($g_{1,3}$) v daném porostu, jehož hodnota závisí na velikosti sociální plochy jednotlivých stromů (KREJZA et al. 2015). Štíhlostní kvocient, který je definovaný jako poměr výšky stromu a jeho výčetní tloušťky kmene, udává stabilitu stromu. Obecně lze tvrdit, že čím vyšší je hodnota tohoto kvocientu, tím více je strom náchylný vůči abiotickým škodlivým činitelům (např. vítr a sníh). Je hodnota souvisí s hustotou porostu a má také významnou spojitost s tvarem (výtvarnicí) kmene a délkou koruny (NOVÁK et al. 2015). V porostech smrku je typické, že do kulminace přírůstu výšky kvocient nejprve narůstá, později s výraznějším tloušťkovým přírůstem opět klesá. Jeho vývoj je ovlivněn živností stanoviště, kdy na živnějších stanovištích stoupá výrazněji než na stanovištích chudých a stejně jako ve vyšších nadmořských výškách (NOVÁK et al. 2021). Za optimální se považuje kvocient s hodnotou 80 a nižší (POLENO et al. 2009). Štíhlostní kvocient, který převyšuje hodnotu 100, je ukazatelem obecně nízké stability porostů (WANG et al. 1998), zatímco v mladých smrkových porostech je za kritickou považována z pohledu ohrožení abiotickými faktory hodnota 90 (KONÓPKA et al. 1987).

Cílem studie byla (i) analýza a porovnání vývoje kruhové výčetní základny smrkových monokultur s odlišným způsobem porostní výchovy (silné vs. velmi silné podúrovňové záahy) na dlouhodobých pěstebních experimentech na Trutnovsku, které byly pěstovány pod vlivem imisí a (ii) zhodnocení vlivu porostní výchovy na stabilitu těchto porostů.

Materiál a metodika

Popis lokality

Veškerá měření pro tuto studii byla provedena na výzkumných plochách Poříčí (50.5608219 S, 15.9564708 V), které byly založeny v roce 1964 a jsou součástí dlouho-

dobého pěstebního experimentu VÚLHM. Výzkumné plochy leží v nadmořské výšce 510 m n. m., mají severovýchodní expozici a sklon svahu 5°. Půdním typem je modální kambezem, podložní horninou permokarbonský pískovec a z fytoecologického hlediska se výzkumné plochy řadí do souboru lesních typů 4S (svěží bučina). Výzkumné plochy spadají do imisního pásma ohrožení B, kde je hlavním zdrojem znečištění elektrárna Poříčí II, která byla postupně od roku 1957 uváděna do provozu a funguje až do současnosti (TESAŘ et al. 2011). Exhaláty s největším vlivem na asimilační orgány dřevin jsou emise oxidu siřičitého (SO₂), fluoridů a tuhých látek (popílku). Jejich množství se v průběhu let vyvíjelo v závislosti na používaném palivu a odlučovacích zařízeních. V 60. a 70. letech byly vykazovány největší emise SO₂ – přes 20 tisíc tun ročně, na začátku 80. let potom došlo k poklesu na 8–10 tisíc tun a později v 90. letech až na méně než 5 tisíc tun, a to díky fluidnímu spalování uhlí s nižším obsahem síry, navíc v menším množství (LOCHMAN et al. 2001).

Studované porosty

Pro účely této studie byly vybrány nesmíšené stejnověkové porosty smrku ztepilého. Výzkumné plochy jsou rozdělené na několik menších nepravidelně sousedících dílčích ploch. Dílčí plochy 81, 82 a 83 tvoří dohromady plochu Poříčí 80, který má výměru 1 800 m², zatímco dílčí plochy 91, 92 a 93 tvoří plochu Poříčí 90 s výměrou 1 400 m². Na ploše Poříčí 80 byly provedeny velmi silné podúrovňové zásahy (odstraněno 14,1 % kruhové výčetní základny porostu) a na ploše Poříčí 90 silné podúrovňové zásahy (vytěženo 8,7 % kruhové výčetní základny porostu). Díky rychlému rozpadu porostu v době, kdy byl experiment zakládán, byly vynechány varianty se slabými podúrovňovými zásahy a bezzásahová kontrolní plocha. Každá z variant se opakuje třikrát. Počáteční hustota porostů se pohybovala mezi 2 až 3 tis. stromy na 1 ha. První experimentální zásah byl uskutečněn v roce 1965 ve věku 24 let. Hned po dvou letech v zimě 1967/1968 došlo ke sněhovým polomům (TESAŘ et al. 2011). Zásahy měly být opakovány v pětiletém pěstebním intervalu, druhý zásah proběhl dle plánu v roce 1970, od roku 1975 se však porosty série Poříčí rozpadaly s takovou intenzitou, že se od dalších zásahů upustilo. V pořadí třetí zásah byl uskutečněn až v roce 1985, potom co došlo k výraznému zlepšení zdravotního stavu porostů.

Sběr a zpracování naměřených dat

V rámci všech měřených let (1965 – 1979, 1981, 1983, 1985, 1987, 1989 – 1999, 2004, 2009, 2015 a 2020) byly průměrkou u všech stromů přítomných na ploše měřeny jejich výčetní tloušťky (1,3 m od paty kmene) ve dvou na sebe kolmých směrech s přesností 0,1 cm. Následně byla výčetní tloušťka vypočítána jako aritmetický průměr. Měření výšek se provádělo do roku 2009 ve starších porostech výškoměrem Blume-Leiss (Carl Leiss, Německo) s přesností 0,5 m a od roku 2015 laserovým výškoměrem Vertex IV (Haglöf, Švédsko) s přesností 0,1 m, zatímco v mladých porostech na počátku experimentu se využívalo výsuvných výškoměrných tyčí (přesnost 1 cm). Pro každou dílčí plochu se k měření vybralo minimálně 30 stromů reprezentujících všechny stromové třídy. Měření provedená výškoměrem se doplnila výškami naměřenými u pokácených stromů a výškami vzorníků, tyto změřené výšky se vyrovnaly v závislosti na výčetní tloušťce funkcí NÄSLUND (1937).

Následně byly vypočítány kruhové plochy jednotlivých stromů ($g_{1,3}$) podle rovnice, kde $g_{1,3}$ byly převedeny z cm² na m²:

$$g_{1,3} = (\pi d_{1,3}^2)/4 \quad [1]$$

Kruhová základna celého porostu se rovnala součtu kruhových ploch všech přítomných stromů na ploše a následně byla pře počítána na 1 ha plochy.

Dále byl vypočítán štíhlostní kvocient (ŠK) jednotlivých stromů jako poměr výšky stromu a jeho výčetní tloušťky:

$$\text{ŠK} = \frac{h \text{ (m)}}{d_{1,3} \text{ (m)}} \quad [2]$$

Štíhlostní kvocient celého porostu byl vypočítán jako aritmetický průměr štíhlostních kvocientů všech stromů na ploše.

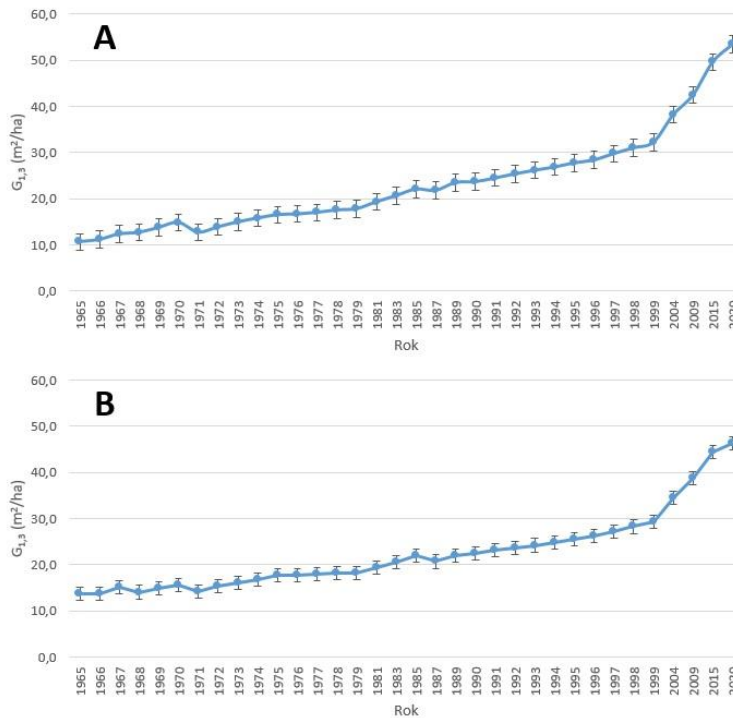
Analýza dat

V softwaru SigmaPlot® verze 13 (Systat Software Inc., USA) bylo pro obě plochy provedeno tloušťkové rozdělení stromů do jednotlivých tloušťkových tříd (histogram). Pomocí kontingenčních tabulek v MS Excel byla pro každou z ploch v daném roce vygenerována kruhová výčetní základna porostu. Obě tyto veličiny byly následně přepočítány na 1 ha. Z takto zpracovaných dat byly vytvořeny grafické výstupy. Pro statistické porovnání dvou sledovaných pěstebních variant byla v obou používaných programech provedena statistická analýza dat pomocí párového t-testu. Při výpočtu se počítalo s hladinou významnosti 95 % ($p < 0,05$) a byl také proveden výpočet Spearmanova a Pearsonova korelačního koeficientu.

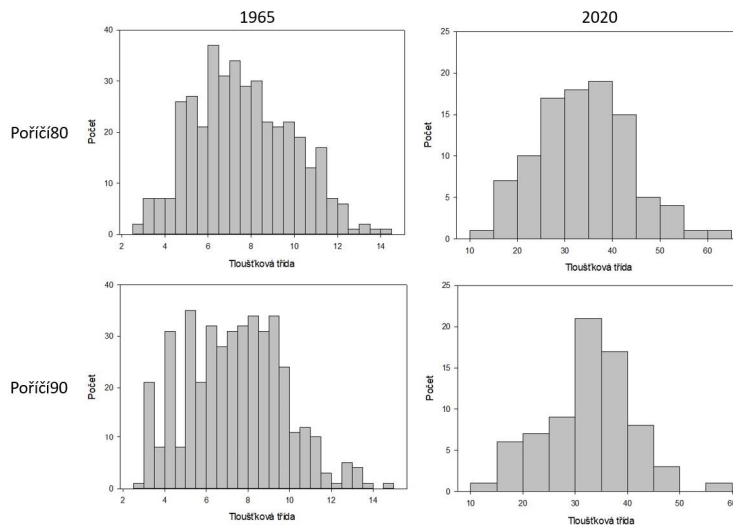
Výsledky

Na ploše Poříčí 80 (obr. 1A) je vývoj $G_{1,3}$ vzrůstající, kromě let 1971 a 1987, kdy došlo k mírnému poklesu. Plocha Poříčí 90 (obr. 1B) má velmi podobný vývoj $G_{1,3}$, i zde je patrná stoupající tendence. Je možné zde ale pozorovat celkem tři drobné poklesy, a to v letech 1968, 1971 a 1987. Tyto poklesy byly způsobeny sněhovým polomem v zimě 1967/1968 a provedenými výchovnými zásahy z let 1970 a 1985. Nejnižší hodnoty $G_{1,3}$ byly naměřeny roku 1965 při založení výzkumných ploch: 10,7 m² (Poříčí 80) a 13,7 m² (Poříčí 90), nejvyšší $G_{1,3}$ byly při posledním měření v roce 2020: 53,4 m² (Poříčí 80) a 46,4 m² (Poříčí 90). Při statistické analýze hodnot $G_{1,3}$ ploch Poříčí 80 a Poříčí 90 t-testem vyšlo $P = 0,859$ ($p < 0,05$; SigmaPlot 13) a $P = 0,108$ ($p < 0,05$; MS Excel). Pearsonův korelační koeficient odpovídá 0,998 (MS Excel). Spearmanův korelační koeficient odpovídá 0,998 (SigmaPlot 13). Dle statistické analýzy není mezi hodnotami $G_{1,3}$ obou ploch statisticky významný rozdíl. Oba korelační koeficienty poukazují na to, že korelace mezi daty obou ploch je velmi silná.

Pro rok 1965 je možné pozorovat rozsah tloušťkových tříd u obou ploch od 2 do 14 (obr. 2). Nejpočetnější tloušťkovou třídou je třída 6 (Poříčí 80) a třída 4 (Poříčí 90). Další více početné tloušťkové třídy plochy Poříčí 90 jsou 6 a 8. Naopak nejméně početnými jsou pro tento rok třídy 12 a 14 u obou ploch. V roce 2020 se rozsah tloušťkových tříd na plochách pohyboval od 10 do 60. Nejvíce jedinců se nacházelo v 30. tloušťkové třídě u obou ploch. Více početnými byly i třídy 20 a 40 na ploše Poříčí 80. Nejmenší počet stromů v tomto roce byl zastoupen ve třídách 50 a 60 (Poříčí 80) a 50 (Poříčí 90). Jedná se o skutečné počty jedinců na plochách, které nejsou přepočtené na 1 ha.

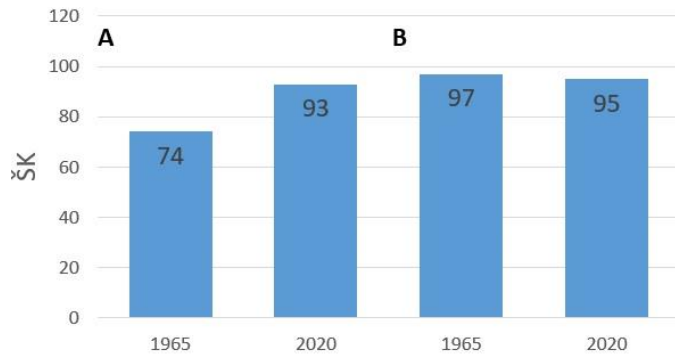


Obr. 1: Vývoj kruhové výčetní základny porostu na plochách Poříčí 80 (A; velmi silný podúrovňový zásah) a Poříčí 90 (B; silný podúrovňový zásah). $G_{1,3}$ – kruhová výčetní základna porostu v prsní výšce
Fig. 1: Basal area development at research plots Poříčí 80 (A; very heavy thinning from below) and Poříčí 90 (B; heavy thinning from below). $G_{1,3}$ – stand basal area at 1.3 m above the ground surface



Obr. 2: Tloušťkové rozdělení jedinců pro plochy Poříčí 80 (nahore) a Poříčí 90 (dole) v letech 1965 a 2020
Fig. 2: Tree diameter distribution at Poříčí 80 (above) and Poříčí 90 (below) in 1965 and 2020

V roce 1965 byl pro plochu Poříčí 80 zaznamenán ŠK 74. Tato hodnota poukazuje na stabilitu porostu, zatímco plocha Poříčí 90 měla ŠK s hodnotou 97, porost může být tedy hodnocen jako nestabilní. V roce 2020 dosahoval ŠK hodnot 93 (Poříčí 80) a 95 (Poříčí 90), čímž byly oba porosty shledány nestabilní (obr. 3).



Obr. 3: Štíhlostní kvocient na plochách Poříčí 80 (A; velmi silný podúrovňový zásah) a Poříčí 90 (B; silný podúrovňový zásah) v letech 1965 (založení experimentu) a 2020. ŠK – štíhlostní kvocient

Fig. 3: Slenderness ratio at Poříčí 80 (A; very heavy thinning from below) and Poříčí 90 (B; heavy thinning from below) in 1965 (establishment of the experiment) and 2020. ŠK – slenderness ratio

Diskuze

Problematicke smrkových porostů a jejich výchovy se věnovalo mnoho autorů. Bylo založeno mnoho experimentů a výzkumných ploch, na kterých byly zkoumány vlivy odlišných výchovných zásahů, těmto experimentům se věnují například SLODIČÁK & NOVÁK 2003, 2004, 2007 nebo NOVÁK et al. (2015) a mnoho dalších. Obvyklým postupem bývá založení výzkumných ploch, kde je aplikován určitý druh porostní výchovy a zároveň je založena kontrolní plocha, obvykle ponechávána bez zásahu. U výzkumných ploch při experimentu v Poříčí byly však založeny pouze dvě plochy, ve kterých se uplatňovaly velmi silné a silné zásahy do podúrovně. Tyto plochy je, díky absenci plochy kontrolní, možné porovnat pouze vzájemně mezi sebou.

Z výše zmíněných výsledků je zřejmé, že se vývoj $G_{1,3}$ pro plochy Poříčí 80 a Poříčí 90 (obr. 1) na první pohled nijak výrazně neliší, trend vývoje obou ploch je velice podobný a rozdíl mezi oběma plochami není statisticky významný. Odlišné jsou pouze absolutní hodnoty $G_{1,3}$ v přepočtu na 1 ha, kde vyšší hodnoty dosáhla plocha Poříčí 80 (53,4 m²; celkový nárůst za období let 1965 – 2020 o 499,0 %), kde byly v rámci porostní výchovy prováděny velmi silné podúrovňové zásahy, oproti Poříčí 90 (46,4 m²; celkový nárůst za období 1965 – 2020 o 338,7 %). SLODIČÁK & NOVÁK (2004) uvádějí, že provedení podúrovňové probírky s vysokou intenzitou, vedlo v porostech k velmi dobrému růstu $G_{1,3}$ ve srovnání s růstovými modely, a zároveň poukazuje na výrazně větší přírůst na kruhové výčetní základně než u kontrolního porostu ponechaného bez výchovy. Na plochách Poříčí toto nelze jednoznačně potvrdit, protože není možnost porovnání s kontrolní plochou, ale jasně lze říci, že plocha s velmi silnou podúrovňovou výchovou měla nejen vyšší $G_{1,3}$, ale také procentuálně vyšší celkový nárůst než plocha se silnou podúrovňovou výchovou.

Porovnáním ploch dle vývoje počtu jedinců bylo zjištěno, že přestože plocha Poříčí 90 byla vychovávána silnými zásahy do podúrovně, docházelo na ní v letech po výchovných zásazích k větším poklesům v počtu jedinců, než u plochy Poříčí 80, kde byla přitom apli-

kována velmi silná podúrovňová výchova. Zároveň byl na ploše Poříčí 90 vyšší počet jedinců v začátku experimentu a také zde byl tím způsobený horší poměr tloušťky a výšky, plocha tedy byla méně stabilní, tím pádem pravděpodobně docházelo bezprostředně po provedení zásahu a rozvolnění zápoje k většímu rozpadu, kde navíc mohl sehrát významnou roli i imisní faktor. Podle SLODIČÁK & NOVÁK (2003) přechodně zvýšená imisní zátěž po otevření zápoje výchovným zásahem v mladém porostu, kdy jsou stromy ještě vitální, nezpůsobí rozsáhlé škody ani pokles přírůstu, protože díky rychlému růstu zbylých odolnějších stromů se pronikání imisí snižuje. Toto tvrzení lze na výzkumných plochách spíše potvrdit, protože v ostatních letech (mimo let bezprostředně po zásahu) nedošlo k poklesu kruhové výčetní základny. U obou ploch se sice nadále postupně snižoval počet jedinců, což bylo pravděpodobně právě důsledkem působením imisí, ale nejednalo se s výjimkou sněhové kalamity v zimě 1967/1968 a úmyslným umístěním pěstebních zásahů o příliš velký pokles. Tuto teorii podporuje i fakt, že postupem času se imisní zátěž ve studované oblasti snižovala, jak popisují TESÁŘ et al. (2011).

Stabilita porostů dle hodnot štihlостního kvocientu byla na počátku založení výzkumných ploch značně rozdílná. Plocha Poříčí 80 vykazovala dobrou stabilitu, zatímco plocha Poříčí 90 se hodnotou štihlостního kvocientu blížila kritické hodnotě a je tedy možné konstatovat, že byla ohrožena větrem, sněhem či námrazou, což potvrzují i TESÁŘ et al. (2011), kteří zmiňují, že v zimě 1967/1968 došlo na výzkumných plochách ke sněhovým polomům. V roce 2020 už se však obě plochy, co se týká poměru tloušťky a výšky, pohybovaly na hranici kritické hodnoty porostní nestability. To může být do jisté míry způsobeno absencí dalších výchovných zásahů po roce 1985. I přes to, že ŠK porostů vykazuje nepříznivou hodnotu v posledním roce měření, nemůžeme s jistotou tvrdit, že by oba porosty byly ve velmi špatném stavu a hrozilo zde vysoké riziko jejich rozpadu. Tím, že hodnota ŠK je vypočtena pro porost jako celek, nelze usuzovat, že by měl i každý jednotlivý strom v porostu stejně nepříznivý ŠK. Naopak, protože až do této doby nedošlo k rozpadu porostů, lze předpokládat, že se v porostu vyskytují i stromy, které mají vlivem porostní výchovy příznivý ŠK, a právě tyto stromy nejspíše tvoří stabilní kostru porostu.

Závěr

V rámci této studie byl analyzován a následně porovnán přírůst kruhové výčetní základny na dvou výzkumných plochách série Poříčí na Trutnovsku s nesmíšenými porosty smrku ztepilého. Tyto plochy byly umístěny ve smrkových porostech lišících se způsobem porostní výchovy, navíc se nedaleko těchto ploch nacházel zdroj imisní zátěže, tepelná elektrárna Trutnov-Poříčí EPO II. Díky dlouhodobým časovým řadám bylo zjištěno, že provedení podúrovňových zásahů silné a velmi silné intenzity vedlo u obou ploch k trvalému nárůstu hodnoty kruhové výčetní základny, s výjimkou let přímo po provedení zásahu, přičemž porost se zásahy velmi silnými (Poříčí 80) dosahoval při poslední inventarizaci ploch o něco vyšší kruhové základny než porost se zásahy silnými (Poříčí 90), i přes to však mezi těmito plochami nebyl prokázán statisticky významný rozdíl. Rozdíl mezi plochami nevykazují ani hodnoty štihlостního kvocientu, které pro obě tyto plochy na porostní úrovni indikují podobně nízkou stabilitu. I přesto, že i v posledních letech dochází k postupnému snižování počtu jedinců na obou plochách, je tento trend velmi mírný a zároveň s tím lze stále sledovat vzestupný trend u přírůstu kruhové výčetní základny, z čehož můžeme vyloučit rozpad těchto imisemi ovlivňovaných porostů, naopak lze předpokládat, že bude i nadále docházet k přírůstům.

Poděkování

Výsledek vznikl za finanční podpory projektu Národní agentury zemědělských věd (NAZV) č. QK1810443 „Postupy pro minimalizaci škod způsobených větrem a sněhem na lesních porostech v návaznosti na klimatickou změnu“ a za podpory Ministerstva zemědělství ČR, institucionální podpora MZE-RO0118.

Literatura

- FRALISH, J. S., FRANKLIN, S. B., 2002: Taxonomy and ecology of woody plants in North American forests: Excluding Mexico and Subtropical Florida). New York, NY, John Wiley and Sons Inc.
- HLÁSNÝ, T., MARUŠÁK, R., NOVÁK, J. et al., 2016: Adaptace hospodaření ve smrkových porostech České republiky na změnu klimatu s důrazem na produkci lesa. *Lesnický průvodce*, 15/2016, 62 s.
- KONÓPKA, J., PETRÁŠ, R., TOMA, R., 1987: Štíhlostný koeficient hlavních dřevin a jeho význam při statické stabilitě porostov. *Lesnictví*, 33: 887–904.
- KREJZA, J., POKORNÝ, R., SVĚTLÍK, J., 2015: Spatially explicit basal area growth of Norway spruce. *Trees*, 29: 1545–1558.
- LINDNER, M., MAROSCHEK, M., NETHERER, S. et al., 2010: Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259: 698–709.
- LOCHMAN, V., BALCAR, V., ŠEBKOVÁ, V., TESAŘ, V., 2001: Vývoj půdních vlastností na výzkumných plochách v okolí elektrárny Trutnov-Poříčí (Lanovka, Rokytník, Studenec). *Zprávy lesnického výzkumu*, 46(1): 14–24.
- NÄSLUND, M., 1937: Die Durchforstungsversuche der Forstlichen Versuchsanstalt Schwedens in Kiefernwald. In: *Meddelanden fran Statens Skogsförsöksanstalt. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Schwedens*. Stockholm, Heft 29: 121–169.
- NOVÁK, J., DUŠEK, D., KACÁLEK, D., SLODIČÁK, M., 2015: Parametry stability různě vychovávaných porostů smrku. *Zprávy lesnického výzkumu*, 60(3): 177–187.
- NOVÁK, J., DUŠEK, D., MANSFELD, V. et al., 2021: Pěstební postupy ve smrkových a borových porostech ohrožených sněhem a větrem. *Lesnický průvodce*, 10/2021, 29 s.
- PFANZ, H., VOLLRATH, B., LOMSKÝ, B. et al., 1994: Life expectancy of spruce needles under extremely high air pollution stress: performance of trees in the Ore Mountains. *Trees*, 8: 213–222.
- POLENO, Z., VACEK, S., PODRÁZSKÝ, V. et al., 2009. Pěstování lesů III.: Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, *Lesnická práce*, 952 s.
- ROTTER, P., 2018: Ozdravení lesních půd jako kritická podmínka udržitelného lesnictví. *Lesnická práce*, 97(5): 14–17.
- SLODIČÁK, M., NOVÁK, J., 2003: Effect of thinning of air-polluted Norway spruce stands in the Czech Republic. *Ekologia Bratislava*, 22: 340–353.
- SLODIČÁK, M., NOVÁK, J., 2004: Norway spruce thinning experiment Polom (Eastern Bohemia) after 22 years of observation. *Journal of Forest Science*, 50(1): 1–10.
- SLODIČÁK, M., NOVÁK, J., 2007: Růst, struktura a statická stabilita smrkových porostů s různým režimem výchovy: Growth, structure and static stability of norway spruce stands with different thinning regime. Kostelec nad Černými lesy, *Lesnická práce. Folia forestalia Bohemica*, 145 s.

- ŠTĚPÁNEK, P., ZAHRADNÍČEK, P., FARDA, A. et al., 2016: Projection of drought-inducing climate conditions in the Czech Republic according to Euro-CORDEX models. *Climate Research*, 70(2): 179–193.
- SVENNING, J.-C., SKOV, F., 2004. Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecology Letters*, 7: 565–573.
- TESAŘ, V. et al., 2011: Přestavba lesa zasaženého imisemi na Trutnovsku: Conversion of a forest affected by air pollution in the region of Trutnov. Brno, Mendelova univerzita, 176 s.
- VACEK, S., HŮNOVÁ, I., VACEK, Z. et al., 2015: Effects of air pollution and climatic factors on Norway spruce forests in the Orlické hory Mts. (Czech Republic), 1979–2014. *European Journal of Forest Research*, 134: 1127–1142.
- WANG, Y., TITUS, S. J., LEMAY, V. M., 1998: Relationship between tree slenderness coefficients and tree or stand characteristics for major species in boreal mixedwood forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 28(8): 1171–1183.

DYNAMIKA PŘÍRŮSTU KRUHOVÉ VÝČETNÍ ZÁKLADNY MLADÝCH SMRKOVÝCH POROSTŮ A JEJICH STABILITA V ZÁVISLOSTI NA INTENZITĚ VÝCHOVNÉHO ZÁSAHU

The basal area growth dynamics in young spruce stands and their stability in dependency on various pre-commercial thinning intensities

Peterková Adéla¹ • Černý Jakub^{1, 2}✉

¹ Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Zemědělská 3, CZ – 613 00 Brno

² Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, CZ – 517 73 Opočno, e-mail: cerny@vulhmop.cz

Abstract: *The presented study compared the pre-commercial thinning application with different intensities in pure Norway spruce stands. For this study, three research areas with an area of 40 × 65 m were used, where pre-commercial thinning applications with various intensities were performed in February 2020. The first research plot entitled B was retained with the original numbers of individuals (i.e., 4,500 trees/ha) for subsequent comparison, whereas 1,300 and 1,800 trees per ha were left after the pre-commercial thinning application in plots C and A, respectively. The evaluation is based on data from the inventory of forest stands in the 2018–2021 period. The diameter at the breast height of all trees presented in each research plot was measured at the end of each observed growing season. In plot C (1300 trees/ha after pre-commercial thinning application), the highest acceleration of radial increment and most favourable slenderness ratio were found.*

Key words: Norway spruce; tending treatment intensity; slenderness ratio; forest inventory

Abstrakt: Cílem prezentované studie bylo porovnání různé intenzity výchovných zásahů v nesmíšených, smrkových porostech. Pro účely předložené bakalářské práce byly využity tři výzkumné plochy o výměře 40 × 65 m, kde byly v únoru roku 2020 provedeny výchovné zásahy o různé intenzitě. První výzkumná plocha B byla ponechána s původními počty jedinců (4 500 ks/ha) pro následné porovnání. Na druhé ploše C bylo ponecháno 1 300 jedinců na ha a na ploše B bylo po výchovném zásahu ponecháno 1 800 jedinců/ha. V práci byla vyhodnocena data z inventarizace lesních porostů pro období 2018 – 2021. Výčetní tloušťky byly měřeny na všech přítomných jedincích na každé výzkumné ploše na konci každého vegetačního období ve výšce 1,3 metru. Na ploše C s nejsilnějším zásahem 1 300 ks/ha byla nejvyšší akcelerace tloušťkového přírůstu ponechaných stromů a z pohledu celkové stability zde byl nejpříznivější stíhlostní kvocient.

Klíčová slova: smrk ztepilý; intenzita výchovného zásahu; stíhlostní kvocient; inventarizace lesních porostů

Úvod

Evropské lesní ekosystémy jsou v podmínkách probíhající globální klimatické změny, která je zejména charakterizována zvyšujícími se ročními průměrnými teplotami vzduchu a změnou distribuce srážek, ohroženy abiotickými a následně mnoha sekundárními bio-

tickými faktory (SEIDL et al. 2017), což vede ke snížení poskytování ekosystémových služeb (BOTTERO et al. 2021). Vzhledem k tomu, že poškození větrem, které v Evropě představuje více než 50 % celkových nahodilých těžeb, má významný ekonomický, sociální a environmentální vliv (SCHELHAAS et al. 2003) s velkými ekonomickými ztrátami (HANEWINKEL et al. 2012) a společenskými důsledky (BLENNOW & PERSSON 2013), má mechanická stabilita lesních ekosystémů, které představují jeden z nejproduktivnějších složek biosféry, zcela zásadní roli (PAN et al. 2011; GARDINER 2021). Stabilita vůči poškození větrem, sněhem nebo námrazou úzce souvisí s tvarem kmene (výtvarnicí) a charakteristikami korun (VALINGER et al. 1993). Tyto charakteristiky jsou značně proměnné a nejen ve smrkových porostech se mění v závislosti na různé intenzitě a typu pěstebního zásahu (ABETZ & UNFRIED 1984), kterým se pomocí zvětšení množství asimilačního aparátu iniciuje vývoj koruny, čímž se sníží těžiště stromu (SLODIČÁK & NOVÁK 2007).

Smrk ztepilý je jednou z nejvýznamnějších hospodářských dřevin střední a severní Evropy (BOŠELA et al. 2021). V současné době má smrk ztepilý v České republice zastoupení 48,8 %, což odpovídá 69,7 % z celkového zastoupení jehličnatých dřevin (MZE 2020) a stále se velmi často vyskytují nesmíšené mladé smrkové porosty mimo své ekologické optimum.

Pro charakteristiku produkce a stability lesních porostů se používají parametry kruhové výčetní základny porostu a štíhlostního kvocientu. Přírůst na kruhové výčetní základně odpovídá přírůstu ploše mezikruží na příčném průřezu kmene vymezeném dvěma kruhovými výčetními základnami na konci (g_2) a na začátku přírůstové periody (g_1 ; NOHAVICA 2006). Štíhlostní kvocient, který je definovaný jako poměr výšky stromu s jeho výčetní tloušťkou, se používá jako ukazatel stability stromu nebo porostu vůči abiotickým činitelům. Čím vyšších hodnot štíhlostní kvocient dosahuje, tím je porost nebo jedinec méně stabilní. Hodnotu tohoto parametru ovlivňuje především hustota porostu na velikosti růstového prostoru, kterým strom disponuje. Velmi úzce souvisí s tvarem kmene a s celkovou velikostí koruny (SEQUENS 1990).

Cílem studie bylo porovnání výzkumných ploch s nesmíšenými smrkovými porosty, v nichž byl proveden výchovný zásah s různou intenzitou. Základní porovnání (i) tloušťkového přírůstu probíhá skrze kruhovou plochu spočítanou pro jednotlivé stromy na každé výzkumné ploše a následně přepočítanou na plochu 1 ha a (ii) stability pomocí štíhlostního kvocientu.

Materiál a metodika

Popis lokality

Veškerá měření byla provedena v nesmíšených smrkových tyčkovinách (15 let v roce 2021) na lokalitě Křivina (50°12'55.376''S; 16°06'50.669''V), kde byly v roce 2018 založeny tři výzkumné plochy (A, B, C) o výměře 40 × 65 m s hustotou porostu 4 500 ks/ha. V únoru 2020 byla na plochách A a C výchovným zásahem snížena porostní hustota na 1 800 a 1 300 ks/ha, plocha B byla ponechána bez zásahu jako kontrolní varianta. Lokalita je charakterizována průměrnými teplotami 10,4 °C (období 2018 – 2020; měřeno meteostanicí umístěnou na dostatečně velké volné ploše v těsné blízkosti výzkumných ploch) a řadíme ji do 3. až 4. LVS, což odpovídá dolní hranici ekologické valence smrku. Půdním typem na sledovaných plochách je kambizem a typologicky jsou klasifikovány jako hlinitá dubová bučina šťavelová (*Querceto-Fagetum illimerosum trophicum*).

Inventarizace výzkumných ploch

Pro účely předložené studie byla využita data z pravidelné inventarizace smrkových tyčkovin. Na všech třech výzkumných plochách byly každý rok v letech 2018, 2019, 2020 a 2021 na konci vegetačního období v měřeny výčetní tloušťky (DBH) a výšky (H) všech stromů přítomných na ploše (s výjimkou roku 2020, kdy nebyly měřeny H). DBH byly měřeny průměrkou ve dvou na sebe kolmých směrech s přesností 0,1 cm a H výškoměrem Vertex IV (Haglof, Švédsko) s přesností 0,1 m.

Stanovení kruhové plochy a štíhlostního kvocientu

Kruhová plocha (g) byla vypočítána pro každý strom pro každý rok měření podle rovnice 1 a následně byla přepočítána na plochu 1 ha.:

$$g = \frac{\pi * DBH}{4} \quad [1]$$

Štíhlostní kvocient (ŠK) byl rovněž vypočítán pro každý strom a každý rok měření (s výjimkou roku 2020, kdy nebyly měřeny výšky jedinců) jako poměr výšky a tloušťky stromu:

$$\text{ŠK} = \frac{H \text{ (m)}}{DBH \text{ (cm)}} \quad [2]$$

Zpracování dat

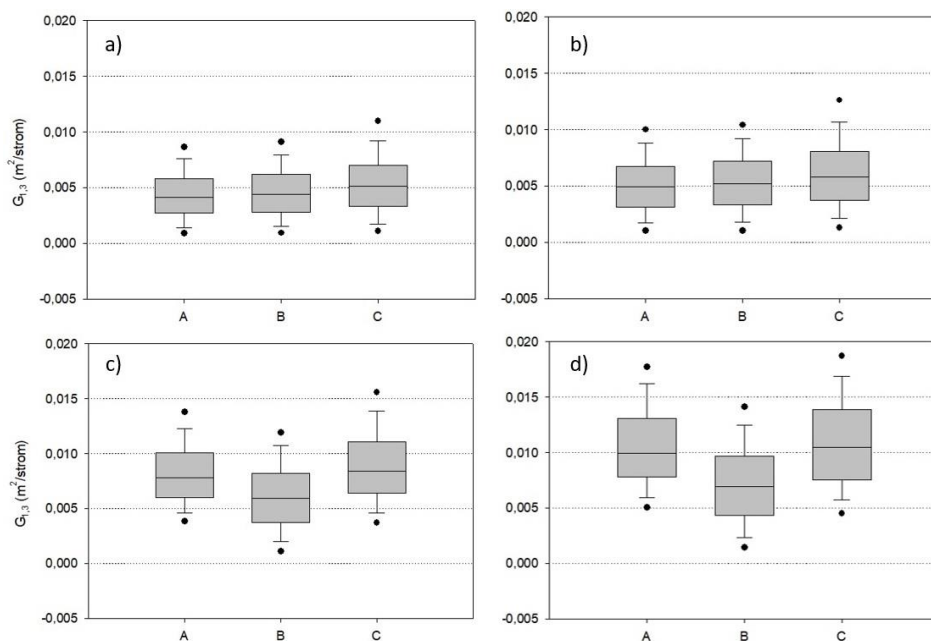
Všechna měřená data byla digitalizována v programu MS Excel, ve kterém byly provedeny základní výpočty kruhové plochy a štíhlostního kvocientu sledovaných pěstebních variant. Statistické porovnání bylo provedeno v programu SigmaPlot 13 (Systat Software Inc., USA) pomocí Dunnova testu, který představuje vícenásobný neparametrický test pro nezávislé vzorky. Normalita těchto dat byla hodnocena pomocí Shapiro-Wilk testu. K porovnání hodnocených pěstebních variant byly ve výše uvedeném softwaru vytvořeny krabicové grafy, které zobrazují jednotlivé kvartily. V krabicové části grafu se nachází vyznačený medián hodnot na okrajích vyčnívající „vousy“ vyjadřují míru variability měřených dat. Veškerá statistická šetření byla hodnocena na hladině významnosti 95 % ($P < 0,05$).

Výsledky

Bylo zjištěno, že na ponechané kontrolní ploše B za 4 roky opakovaného měření se kruhová plocha jednotlivých stromů v průměru nezvětšila ani o hodnotu 0,005 m²/strom. Zatímco na plochách, kde došlo ke snížení porostní hustoty (A, C), hodnota kruhové plochy rostle podstatně rychleji (obr. 1).

Na ploše A, kde byl počet jedinců snížen na 1800 ks/ha se celková hodnota kruhové plochy jednotlivých stromů zvětšila z původní průměrné hodnoty 0,005 m²/strom na průměrnou hodnotu 0,010 m²/strom, která byla naměřena v roce 2021 (obr. 1).

Plocha C, kde bylo ponecháno 1 300 ks/ha, se průměrná hodnota kruhové plochy jednotlivých stromů zvýšila ještě o něco více, nejedná se však o výrazný rozdíl od plochy A s 1 800 ks/ha, hodnota v roce 2021 je přibližně 0,011 m²/strom (obr. 1).



Obr. 1: Kruhová plocha jednotlivých měřených stromů na sledovaných pěstebních variantách v roce 2018 (a), 2019 (b), 2020 (c) a 2021 (d). $G_{1,3}$ – kruhová plocha stromu v prsní výšce (1,3 m nad zemí); A – výzkumná plocha, na které byla snížena porostní hustota v únoru roku 2020 na 1 800 ks/ha; B – kontrolní plocha ponechaná bez porostní výchovy s hustotou porostu 4 500 ks/ha a C – výzkumná plocha, na které byla snížena porostní hustota v únoru roku 2020 na 1 300 ks/ha

Fig. 1: Basal area at the tree level at studied silvicultural treatments in 2018 (a), 2019 (b), 2020 (c), and 2021 (d). $G_{1,3}$ – a basal area of the particular trees at 1.3 m above the ground surface; A – research plot with reduced stand density to 1800 trees/ha in February 2020; B – control plot with no silvicultural intervention (4500 trees/ha); and C – research plot with reduced stand density to 1300 trees/ha in February 2020

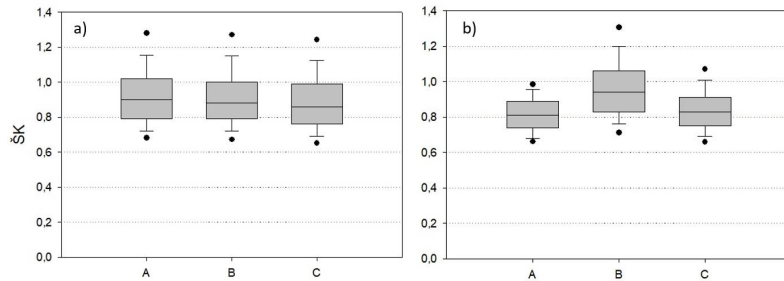
Na počátku experimentu (2018) byly zjištěny signifikantní rozdíly kruhové výčetní základny mezi plochami A vs. C a B vs. C, zatímco rok po provedení pěstebního zásahu (2021) byly prokázány signifikantní rozdíly mezi kontrolní plochou a oběma plochami se sníženou hustotou porostu (tj. A vs. B a B vs. C; tab. 1).

Tabulka 1: Statistické porovnání kruhové výčetní základny sledovaných pěstebních variant (A, B, C) v letech 2018 (na začátku experimentu; před zásahem) a 2021 (rok po provedení pěstebního zásahu). A – plocha s redukovanou hustotou porostu na 1 800 ks/ha, B – kontrolní plocha bez pěstebního zásahu a C – plocha s redukovanou hustotou porostu na 1 300 ks/ha

Table 1: Statistical comparison of basal areas in studied research plots (A, B, C) in 2018 (at the silvicultural experiment beginning; before pre-commercial thinning application) and 2021 (one year after pre-commercial thinning application). A – research plot with reduced stand density to 1800 trees/ha; B – control plot with no silvicultural intervention (4500 trees/ha); and C – research plot with reduced stand density to 1300 trees/ha

Plocha	2018			2021		
	A	B	C	A	B	C
A	x	0,065	<0,001	x	<0,001	0,336
B	0,065	x	<0,001	<0,001	x	<0,001
C	<0,001	<0,001	x	0,336	<0,001	x

Rok po provedení pěstebního zásahu klesla hodnota štíhlostního kvocientu smrkového porostu, čímž došlo ke zvýšení celkové stability porostu. Tento výsledek odpovídá i zvýšenému tloušťkovému přírůstu na vychovávaných porostních variantách na úrovni jednotlivých stromů (obr. 1) a z pohledu štíhlostního kvocientu byla zjištěna nejvyšší stabilita porostu v pěstební variantě A (1 800 ks/ha) rok po provedeném zásahu (2021; obr. 2).



Obr. 2: Porovnání hodnot štíhlostního kvocientu na sledovaných pěstebních variantách v roce 2018 (a) a 2021 (b). ŠK – štíhlostní kvocient; A – výzkumná plocha, na které byla snížena porostní hustota v únoru 2020 na 1 800 ks/ha; B – kontrolní plocha ponechaná bez porostní výchovy s hustotou porostu 4 500 ks/ha; C – výzkumná plocha, na které byla snížena porostní hustota v únoru 2020 na 1 300 ks/ha

Fig. 2: Comparison of slenderness ratio values in studied research plots in 2018 (a) and 2021 (b). ŠK – slenderness ratio (H/DBH); A – research plot with reduced stand density to 1800 trees/ha in February 2020; B – control plot with no silvicultural intervention (4500 trees/ha); and C – research plot with reduced stand density to 1300 trees/ha in February 2020

V roce založení experimentu (2018) byly zjištěny signifikantní rozdíly štíhlostního kvocientu mezi plochami A vs. C a B vs. C, zatímco rok po provedeném zásahu (2021) byly prokázány signifikantní rozdíly mezi kontrolní plochou a oběma plochami se sníženou hustotou porostu stejně jako v případě kruhové výčetní základny (tj. A vs. B a B vs. C; tab. 2).

Tabulka 2: Statistické porovnání stability (štíhlostního kvocientu) sledovaných pěstebních variant (A, B, C) v letech 2018 (na začátku experimentu; před zásahem) a 2021 (rok po provedení pěstebního zásahu). A – plocha s redukovanou hustotou porostu na 1 800 ks/ha, B – kontrolní plocha bez pěstebního zásahu a C – plocha s redukovanou hustotou porostu na 1 300 ks/ha

Table 2: Statistical comparison of stability (slenderness ratio) in studied research plots (A, B, C) in 2018 (at the silvicultural experiment beginning; before pre-commercial thinning application) and 2021 (one year after pre-commercial thinning application). A – research plot with reduced stand density to 1800 trees/ha; B – control plot with no silvicultural intervention (4500 trees/ha); and C – research plot with reduced stand density to 1300 trees/ha

Plocha	2018			2021		
	A	B	C	A	B	C
A	x	0,228	<0,001	x	<0,001	0,336
B	0,228	x	0,008	<0,001	x	<0,001
C	<0,001	0,008	x	0,336	<0,001	x

Diskuze

Výsledky předložené studie poukazují na to, že po přepočítání kruhové plochy jednotlivých stromů se hodnota $G_{1,3}$ postupně zvyšuje na plochách A (1 800 ks/ha) a C (1 300 ks/ha), zatímco plocha B (kontrolní plocha; 45 00 ks/ha), která byla ponechána bez zásahu, více méně stagnuje (obr. 1). K velmi podobným výsledkům dospěl ve své studii i MOREAU et al.

(2020), který pracoval s více druhy dřevin, nejen se smrkem ztepilým. Jeho výsledky ukazují na fakt, že porosty, které nejsou prořezávány, více méně v růstu stagnují a k většímu tloušťkovému přírůstu dochází až zhruba po 25 letech (MOREAU et al. 2020).

Zvýšená růstová dynamika dřevin naznačuje, že dominantní stromy získaly více energetických a růstových zdrojů, které využívaly efektivněji (FERNÁNDEZ-TSCHIEDER & BINKLEY 2018; FORRESTER 2019). Tyto výsledky podporují i hypotézu BINKLEYHO (2004), která stanovila, že dynamika růstu porostu by se zvýšila z neutrálního v pozitivní po uzavření zápoje, kdy se zdroje využívají a efektivita velkých dominantních stromů je vysoká (MOREAU et al. 2020).

Za zmínku však stojí i to, že zvýšení dynamiky růstu s věkem není univerzální a může s věkem porostu klesat, což bylo pozorováno u řady dřevin širokého věkového rozmezí (BINKLEY et al. 2006; BINKLEY & KASHIAN 2015; LOONEY et al. 2018). Při 30 % intenzitě výchovného zásahu (snižování počtů jedinců v porostu) se dynamika tloušťkového růstu s rostoucím věkem porostu zrychluje. To může být způsobeno rychlým zlepšením dostupnosti světla pro malé až středně velké stromy okamžitě po výchovném zásahu (FORRESTER et al. 2013; GSPALTL et al. 2013; MOREAU et al. 2020). To potvrzuje i skutečnost, že jedinci akcelerovali svůj tloušťkový přírůst v reakci na uvolnění (cf. obr. 1). Na vybraných jedincích případně může docházet i ke zvýšenému výškovému růstu vlivem výchovného zásahu, kdy dřevina rychle reaguje světlostním přírůstem, který se ovšem zdá být v růstovém stádiu tyčkovin pouze chvilkovou záležitostí. Poté je výškový růst dřevin zpomalen či dokonce zastaven. Dřeviny se musejí adaptovat na náhlou změnu otevřenosti porostního zápoje, a tedy i se zvýšeným přístupem slunečního světla do porostního nitra. To také potvrzuje GONÇALVES (2003), která se zaměřuje především na různé způsoby uvolnění porostu. Uvolnění stromů z hlavní úrovně vrstvy, kde se podporuje růst vybraných jedinců odstraněním podúrovně a nemocných či mrtvých stromů. Dalším způsobem výchovy je podpora jedinců v hlavní úrovně vrstvě odstraněním jedinců též z úrovně vrstvy, kteří negativně ovlivňují (konkurují) vybrané kvalitní cílové jedince.

Mimoto BINKLEY (2004) uvádí, že různé druhy dřevin pěstované v monokultuře mohou na rozvolnění reagovat odlišně především v závislosti na světelném klimatu. Vyplyvá to z rozdílů v individuálním růstu stromů, které jsou poháněné třemi hlavními složkami, a to dostupností energetických zdrojů, jejich podílem (tj. kolik jsou stromy schopné získat) a na efektivnosti využití těchto zdrojů v procesu růstu stromu, což je v souladu s výsledky této studie (obr. 1), kde byl prokázán i pozitivní vliv pěstebního zásahu na stabilitu porostu (obr. 2). Interspecifická konkurence ovšem hraje velmi významnou roli, protože ovlivňuje přístup jedinců k výše zmiňovaným zdrojům. Po rozvolnění se proto ve smíšeném porostu stávají dominantní světlomilné dřeviny, které díky své růstové strategii zvětší svoji korunu a kořenový systém a tím zaktivují i výškový a tloušťkový přírůst (POLENO et al. 2009).

Závěr

Na základě výsledků této studie je zřejmé, že na sledovaných výzkumných plochách s uplatněnou porostní výchovou došlo ke zvýšenému tloušťkovému přírůstu dřevin. Následné porovnání kontrolní plochy B s plochou C (1 300 ks/ha) v roce 2021 ukazuje zvětšení kruhové plochy jednotlivých stromů řádově o 0,006 m²/strom za rok (obr. 4).

Na kontrolní ploše B se sice nachází početně až dvakrát více jedinců, avšak slabých tloušťkových dimenzí. Takto ponechaný porost je poté velmi náchylný k rozpadu vlivem abiotických činitelů zejména potom větrem (obr. 2b).

Pokud by byly smrkové monokultury vysazované v běžně používaných hektarových počtech i nadále (tj. 3 000 ks/ha), na celkovou stabilitu a následnou kvalitu pěstovaného porostu by mělo kladný dopad postupné prosvětlování a rozvolňování porostu již od slab-

ších tloušťkových dimenzí, tedy od nižšího věku pěstovaných dřevin (horní porostní výšky okolo 5 m). Docházelo by tak k postupné adaptaci a nejspíše ještě k většímu a rychlejšímu tloušťkovému přírůstu již v nižším věku porostu, což by zvýšilo i stabilitu těchto porostů. Tím by bylo možné po přijetí legislativní úpravy snížit obmýtlí smrku ztepilého a vyvarovat se tak jeho možného poškození v mýtním věku. Možné zpeněžení z takto vychovávaných porostů by tak mohlo být dosaženo již v růstové fázi tyčovin či nastávajících kmenovin, a ne až ve věku mýtních porostů.

Poděkování

Výsledek vznikl za finanční podpory projektu Národní agentury zemědělských věd (NAZV) č. QK21020307 „Optimalizace pěstebních postupů pro adaptaci lesních ekosystémů na klimatickou změnu“ a za podpory Ministerstva zemědělství ČR, institucionální podpora MZE-RO0118.

Literatura

- ABETZ, P., UNFRIED, P., 1984: Fichten-Standraumversuche im Forstbezirk Riedlingen/Donau. Allgemeine Forst und Jagdzeitung, 155: 89–110.
- BINKLEY, D., 2004: A hypothesis about the interaction of tree dominance and stand production through stand development. Forest Ecology and Management, 190(2–3): 265–271.
- BINKLEY, D., KASHIAN, D. M., BOYDEN, S., KAYE, M. W., BRADFORD, J. B., ARTHUR, M. A., FOMN WALT, P. J., RYAN, M. G., 2006: Patterns of growth dominance in forests of the rocky mountains, USA. Forest Ecology and Management, 236: 193–201.
- BINKLEY, D., KASHIAN, D. M., 2015: Tree-level patterns of Lodgepole Pine growth and leaf area in Yellowstone National Park: explaining anomalous patterns of growth dominance within stands. Ecosystems, 18: 251–259.
- BLENNOW, K., PERSSON, E., 2013: Societal impacts of storm damage. In: Gardiner, B., Schuck, A., Schelhaas, M.-J., Orazio, C., Blennow, K., Nicoll, B. (eds.): Living with storm damage to forests: what science can tell us. Joensuu, European Forest Institute, s. 70–77.
- BOŠELA, M., TUMAJER, J., CIENCIALA, E., DOBOR, L., KULLA, L., MARČIŠ, P., POPA, I., SEDMÁK, R., SEDMÁKOVÁ, D., SITKO, R., ŠEBEŇ, V., BÜNTGEN, Ü., 2021: Climate warming induced synchronous growth decline in Norway spruce populations across biogeographical gradients since 2000. Science of the Total Environment, 752: 141794.
- BOTTERO, A., FORRESTER, D. I., CALLERET, M., KOHNLE, U., GESSLER, A., MICHEL, D., BOSE, A. K., BAUHAUS, J., BUGMANN, H., CUNTZ, M., GILLEROT, L., HANEWINKEL, M., LÉVESQUE, M., RYDER, J., SAINTE-MARIE, J., SCHWARZ, J., YOUSEFPOUR, R., ZAMORA-PEREIRA, J. C., RIGLING, A., 2021: Growth resistance and resilience of mixed silver fir and Norway spruce forests in central Europe: Contrasting responses to mild and severe droughts. Global Change Biology, 27: 4403–4419.
- FERNÁNDEZ-TSCHIEDER, E., BINKLEY, D., 2018: Linking competition with Growth Dominance and production ecology. Forest Ecology and Management, 414: 99–107.
- FORRESTER, D. I., 2019: Linking forest growth with stand structure: tree size inequality, tree growth or resource partitioning and the asymmetry of competition. Forest Ecology and Management, 447: 139–157.

- FORRESTER, D. I., KOHNLE, U., ALBRECHT, A. T., BAUHUS, J., 2013: Complementarity in mixed-species stands of *Abies alba* and *Picea abies* varies with climate, site quality and stand density. *Forest Ecology and Management*, 304: 233–242.
- GARDINER, B., 2021: Wind damage to forests and trees: a review with an emphasis on planted and managed forests. *Journal of Forest Research*, 26(4): 248–266.
- GONÇALVES, A. C., 2003: Modelação de povoamentos adultos de pinheiro bravo com regeneração de folhosas na Serra da Lousa. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- GSPALTL, M., BAUERLE, W., BINKLEY, D., STERBA, H., 2013: Leaf area and light use efficiency patterns of Norway spruce under different thinning regimes and age classes. *Forest Ecology and Management*, 288: 49–59.
- HANEWINKEL, M., CULLMANN, D. A., SCHELHAAS, M.-J., NABUURS, G.-J., ZIMMERMANN, N. E., 2012: Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change*, 3: 203–207.
- LOONEY, C. E., D'AMATO, A. W., PALIK, B. J., FRAVER, S., KASTENDICK, D. N., 2018: Size-growth relationship, tree spatial patterns, and tree-tree competition influence tree growth and stand complexity in a 160-year red pine chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 424: 85–94.
- MOREAU, G., AUTY, D., POTHIER, D., SHI, J., LU, J., ACHIM, A., XIANG, W., 2020: Long-term tree and stand growth dynamics after thinning of various intensities in temperate mixed forest. *Forest Ecology and Management*, 473: 118311.
- MZE, 2020. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2019. Praha, MZe, 47 s.
- NOHAVICA, K., 2006: Výpočet lesnický důležitých přírůstů a jejich využití v hospodářské úpravě lesa. 37 s.
- PAN, Y., BIRDSEY, R. A., FANG, J., HOUGHTON, R., KAUPPI, P. E., KURZ, W. A., PHILLIPS, O. L., SHVIDENKO, A., LEWIS, S. L., CANADELL, J. G., CIAIAS, P., JACKSON, R. B., PACALA, S. W., MCGUIRE, A. D., PIAO, S., RAUTIAINEN, A., SITCH, S., HAYES, D., 2011: A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045): 988–993.
- POLENO, Z., VACEK, S., PODRÁZSKÝ, V. et al., 2009: Pěstování lesů III. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, 951 s.
- SEIDL, R., THOM, D., KAUTZ, M., MARTIN-BENITO, D., PELTONIEMI, M., VACCHIANO, G., WILD, J., ASCOLI, D., PETR, M., HONKANENIEMI, J., LEXER, M. J., TROTSIUK, V., MAIROTA, P., SVOBODA, M., FABRIKA, M., NAGEL, T. A., REYER, C. P. O., 2017: Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7: 395–402.
- SEQUENS, J., 2007: Hospodářská úprava lesů – souhrn. Praha, Česká zemědělská univerzita, 80 s.
- SCHELHAAS, M. J., NABUURS, G. J., SCHUCK, A., 2003: Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology*, 9(11): 1620–1633.
- SLODIČÁK, M., NOVÁK, J., 2007: Výchova lesních porostů hlavních hospodářských dřevin. *Lesnický průvodce*, 4/2007, 47 s.
- VALLINGER, E., LUNDQUIST, L., BONDESSON, L., 1993: Assessing the risk of snow and wind damage from tree physical characteristics. *Forestry*, 66(3): 249–260.

INDIKUJE ZAVLČENÍ KMENE BUKU LESNÍHO SNÍŽENÍ TLOUŠŤKOVÉHO PŘÍRŮSTU?

Does the epicormic shoots of the forest beech trunk indicate a reduction in the thickness increase?

Petr Sýkora  • Radek Pokorný

Ústav zakládání a pěstění lesů, Zemědělská 3, CZ – 61300 Brno (Černá Pole), e-mail: xsykora@mendelu.cz

Abstract: *In the case study, was selected a young (age 21 years, average tree height 6 m, total trunk thickness 10 cm) beech stand (*Fagus sylvatica*), in which two stand components were monitored, i.e. beech trees with the initial transformation of the crown (with epicormic shoots) and beeches without crown transformation. A competition index was determined for both groups of beech trees. Using mechanical and automatic dendrometers, seasonal changes in trunk circumference and thickness growth were monitored. Soil moisture was also monitored directly in the stand. The results showed that individuals with epicormic shoots had a higher value of the competition index and a smaller value of thickness increase, compared to individuals without epicormic growth. The differences were statistically significant, so it is shown that the occurrence of stem shoots can visually identify individuals with a smaller increase in the stem, probably due to the effects of drought. It also turns out that the occurrence of epicormic shoots in young beech stands and lower growth is a consequence of greater mutual competition, and stand density. A more intensive educational intervention could therefore positively affect both the water balance of the stand and the increase in thickness of the beech in dry conditions.*

Key words: forest beech; competition index; epicormic shoots; drought

Abstrakt: V případové studii byl vybrán mladý (věk 21 let, průměrná výška stromů 6 m, výčetní tloušťka kmene 10 cm) bukový porost (*Fagus sylvatica*), ve kterém se sledovaly dvě složky porostu, tj. buky s počáteční transformací koruny (s kmenovými výmladky, zavlčením) a buky bez transformace koruny. U obou skupin buků byl stanoven index kompetice. Pomocí mechanických i automatických dendrometrů byly sledovány sezónní změny obvodu kmene, respektive tloušťkového přírůstu. Monitorována byla přímo v porostu také půdní vlhkost. Z výsledků vyplynulo, že jedinci s kmenovými výmladky měli vyšší hodnotu kompetičního indexu a menší hodnoty tloušťkového přírůstu, ve srovnání s jedinci bez zavlčení. Rozdíly byly statisticky průkazné, ukazuje se tedy, že výskyt kmenových výmladků může vizuálně identifikovat jedince s menším přírůstem kmene zřejmě v důsledku působení sucha. Ukazuje se také, že výskyt kmenových výmladků u mladých bukových porostů a nižší přírůst je důsledkem větší vzájemné kompetice, hustoty porostu. Intenzivnější výchovný zásah by tedy mohl kladně ovlivnit jak vodní bilanci porostu, tak tloušťkový přírůst buku v podmínkách přisušku.

Klíčová slova: buk lesní; index kompetice; kmenové výmladky; sucho

Úvod do problematiky

Případová studie měla za cíl zjistit, zdali zavlnění kmene buku lesního indikuje snížení tloušťkového přírůstu u mladého bukového porostu pod vlivem průsušku.

Současná změna klimatu je charakteristická zvýšenou teplotou a změněnou distribucí srážek, což má za následek klimatické extrémy v podobě povodní, sucha aj. (CAVIN et al. 2013). Sucho zvyšuje riziko úmrtnosti, snížení růstu druhů v ekosystému a mění ekohydrologické vztahy (ADAMS et al. 2012). Vlivem sucha a zvýšené teplotě byly zaznamenány případy poklesu růstu bukových porostů na jižní hranici jeho výskytu (PEÑUELAS et al. 2008).

Buk je nejvíce citlivý na sucho na začátku vegetačního období (LEBOURGEOIS et al. 2005). Dostupnost vody je hlavním limitujícím faktorem pro vitalitu a produktivitu buku (EBERT 1996). Působením sucha mohou být ovlivněny fyziologické procesy i konkurenční schopnost buku (PEUKE et al. 2002). Deficit půdní vody v hlavní vegetační sezóně je základem faktorem omezujícím růst buku (LEBOURGEOIS et al. 2005). Sucho negativně ovlivňuje tloušťkový přírůst (CAVIN et al. 2013). Extrémní sucho má také negativní vliv na výškový přírůst, stromy vystavené extrémnímu suchu vykazují kratší přírůsty než v letech bez sucha (ROLOFF 1989). Obhospodařováním lesů může zmírnit dopady klimatické změny a strukturovanější porosty mohou být vůči suchu stabilnější (BOSELA et al. 2016).

PETERKEN & MOUNDFOORD (1996) popisují ve své studii, že některé stromy se po poškození suchem (proschlé koruny) začaly zotavovat posunutím koruny do nižších partií kmene, tj. postupným zavlněním kmene (kmenovými výmladky). Otázka vzniku kmenových výmladků je přitom nejasná. Výskyt kmenových výmladků bývá nejčastěji spojován s prořezáváním porostu (např. u dubu). Kdy v důsledku oslunění kmene dochází k provokaci růstu spících pupenů na kmeni, z nichž pak následně vyráží kmenové výmladky (ROUSSEL 1978). COURRAUD (1987) hovoří o vzniku kmenových výmladků u jedinců buku v podúrovni porostu, kteří mají naopak větší zastínění a vyšší konkurenci. Potlačené stromy mají největší předpoklad pro vznik kmenových výmladků (BRUNER 1964). Vznik kmenových výmladků může zapříčinit působení sucha (NICOLINI et al. 2001), extrémní zima (ROLOFF 1989), napadení hmyzem (BATZER 1973). Dlouhá krutá zima způsobuje kavitaci, která brání v proudění mízy v xylému což může vyvolat tvorbu kmenových výmladků.

Materiál a metodika

Zájemové území, se nachází na majetku Školního lesního podniku Masarykův les Křtiny. Na polesí Vranov je průměrná roční teplota (období: 1901–1950) 6,6 – 8,1 °C, úhrn srážek 528 – 685 mm a spadá do přírodní lesní oblasti 30 tj. Dražanská vrchovina.

Výměra porost byla 0,53 ha, věk 21 let, výška 6 m, výč. tloušťka 10 cm. LVS 2., SLT 2S – svěží buková-doubrava, CHS 23 – Hospodářství kyselých stanovišť nižších poloh.

Průběžné monitorování objemových změn a ročního přírůstu kmenů vybraných jedinců bylo sledováno sezónní změnou obvodu kmene ve výčetní tloušťce 1,3 m. Obvod stromů byl monitorován pomocí mechanických dendrometrů z nerezové oceli s odečtem dat v intervalech 7 – 10 dní v průběhu celé vegetační sezóny r. 2020 (od 10.4. do 15.10.).

Pro pozorování byly vybrány vizuálně odlišitelné dvě skupiny stromů, každá po 14 jedincích. První skupina: jedinci s počáteční transformací koruny (zavlněním; dále jen PTK – počínající transformace koruny). Druhá skupina: jedinci bez transformace koruny (dále jen BTK). Vybraní jedinci byli rovnoměrně rozmístěni po celé porostní skupině.

U dvou jedinců z obou skupin byly obvodové změny sledovány podrobněji pomocí automatických dendrometrů (DRL26, EMS Brno, ČR). U všech sledovaných jedinců byl na začátku šetření změřen obvod kmene a pomocí pásma i vzdálenosti pěti nejbližších stromů

(konkurentů), které byly následně použity pro výpočet kompetičního indexu. U konkurentů byla obvodem stanovena výčetní tloušťka kmene.

Půdní vlhkost byla měřena pomocí půdních čidel značky MicroLog V3A v hloubce 15 cm.

Srážky byly měřeny na volné ploše vedle sledovaného porostu pomocí profesionálního snímače deště a srážek značky Pronamic (Pronamic ApS, Dánsko). Teplota vzduchu byla zaznamenávána pomocí automatických dendrometrů.

Pro výpočet indexu kompetice (CI) byl použit vzorec dle HEIGYIHO (1974):

$$CI = \sum_{j=1}^n \left(\frac{DBH_j / DBH_i}{DIST_{ij}} \right) \times w_n$$

Kde CI = celková kompetice cílového stromu, DBH_j = výčetní tloušťka kmene konkurenčního stromu, DBH_i = výčetní tloušťka kmene cílového stromu, $DIST_{ij}$ = vzdálenost mezi stromem cílovým a sousedním, n = počet konkurenčních stromů, $w_n = 1 -$ jelikož se nebrala v úvahu úmrtnost.

Pro potvrzení normality dat byl proveden Shapirův – Wilkův test. Normalita data nebyla potvrzena, proto byl pro hodnocení statisticky významných rozdílů proveden Krustall – Wallisův neparametrický test se spolehlivostí 95 %.

Výsledky a diskuze

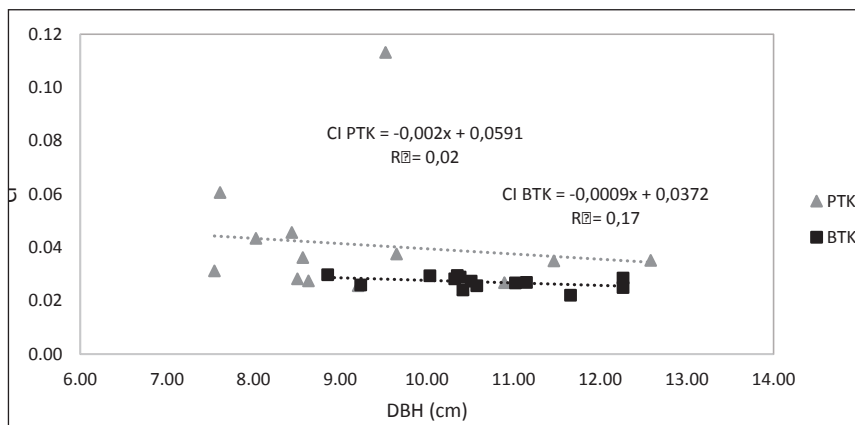
V tabulce 1 je uvedena hodnota p – hodnoty, z Krustall – Wallisova neparametrického testu, kde platí; pokud je p – hodnota >0,05 nejde statisticky významný rozdíl, pokud je p – hodnota <0,05 jde statisticky významný rozdíl. Z tabulky 1 je tedy patrné, že od 134. dne v roce je statisticky významný rozdíl kumulativního procentuálního přírůstu obvodu mezi jedinci PTK a BTK.

Tabulka 1: Statistická významnost dat kumulativního procentuálního přírůstu obvodu, pokud je p – hodnota >0,05 – nejde se o statistický rozdíl, pokud je p – hodnota <0,05 jde se o statisticky významný rozdíl

Table 1: Statistical significance of cumulative percentage increase in circumference data, if p-value >0.05 - it is not a statistical difference, if p-value <0.05 it is a statistically significant difference

Den v roce	92	99	106	113	120	127
p- hodnota	0,3964	0,3647	0,3594	0,3807	0,0688	0,09125
Den v roce	134	142	149	155	164	170
p- hodnota	0,0213	0,0258	0,0201	0,0056	0,001	0,0003
Den v roce	177	184	198	205	217	227
p- hodnota	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Den v roce	238	248	259	269	280	290
p- hodnota	0,0002	0,0003	0,0004	0,0003	0,0003	0,0003
Den v roce	301	311	322	332	343	353
p- hodnota	0,0003	0,0003	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002

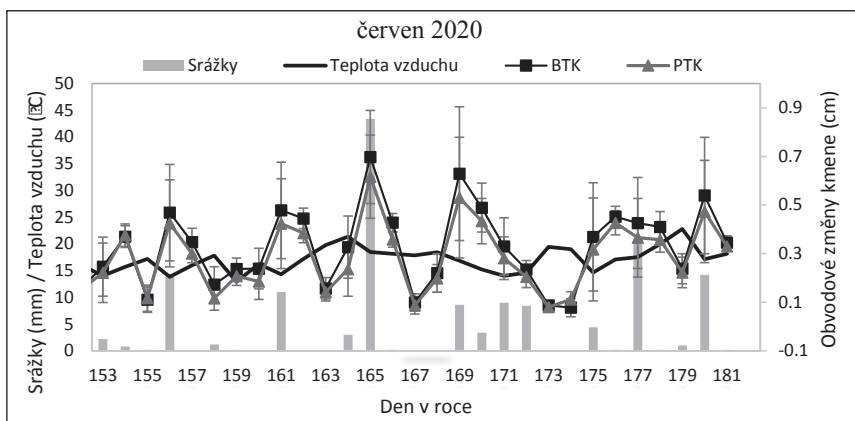
Obrázek 1 znázorňuje vztah závislosti mezi DBH a indexem kompetice (CI), pro jedince PTK a BTK. Z grafu je patrné, že jedinci PTK, mají prokazatelně vyšší hodnotu CI. Jedinci PTK mají v porovnání s jedinci BTK většinou i nižší DBH. Jedinci PTK vykazují větší variabilitu indexu kompetice CI, kdy jsou patrné velké rozdíly hodnot CI v rámci jedinců PTK. V souboru jedinců PTK je také dobře pozorovatelná odchylka, kdy jeden jedinec má prokazatelně vyšší hodnotu CI i přes fakt, že hodnota DBH je u něj vyšší než u většiny sledovaných jedinců PTK. Jedinci ze skupiny BTK vykazují větší hodnoty DBH a vyrovnanou hodnotu indexu kompetice. Z toho vyplývá, že stromy PTK mají vyšší konkurenci a jsou více potlačeni. To by nasvědčovalo tvrzení COURRAUDA (1987), který uvádí, že zavlčení souvíší s postavením stromu v porostu a jedinci s větší hodnotou CI jsou k vytvoření kmenových výmladků náchylnější. Stromy PTK jsou zdá se tedy více stresovány suchem, které u nich může způsobovat i menší konkurenceschopnost.



Obr. 1: Graf vztahu závislosti CI na výčetní tloušťku (DBH) na začátku růstového období 2020, n=14
Fig. 1: Graph of the dependence of CI on the calculated thickness (DBH) at the beginning of the growing season 2020, n=14

Červen 2020 (obr. 2) byl na srážky nejbohatším měsícem sledovaného období s celkovým úhrnem srážek 147,4 mm a průměrnou denní teplotou vzduchu 17,1 °C. S ohledem na vrcholící růstovou sezónu v počátku následujícího měsíce a dostatečné množství srážek, je v červnu nejlépe zřetelná reakce obvodového přírůstu a objemových změn na přísun srážek, kdy ve dnech s výskytem srážky obvodový přírůst prokazatelně stoupá.

V průběhu dalších měsíců sledovaného období reagovali jedinci BTK obvodovými změnami na množství a přísun srážek lépe než jedinci PTK. Z celkového pozorování vyplývá, že stromy PTK reagují hůře změnou obvodu než jedinci BTK. Lze tedy předpokládat, že stromy PTK jsou více stresovány suchem než stromy BTK. Sucho má vliv na obvodový přírůst, jak uvádí LEBOURGEOIS et al. (2005) a stromy PTK reagují na sucho hůře než stromy BTK.



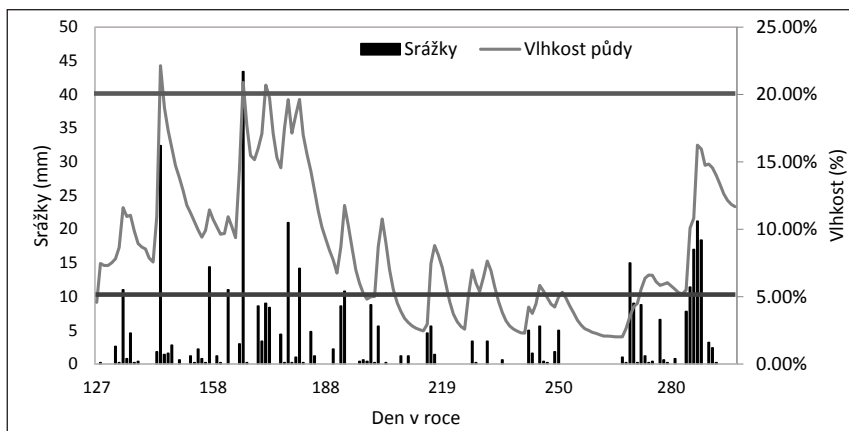
Obr. 2: Graf průběhu denních úhrnů srážek a průměrných denních teplot vzduchu a průměrných změn obvodu kmenů sledovaných variant s transformací koruny (PTK) a bez transformace koruny (BTK) v měsíci červnu r. 2020, n=2

Fig. 2: Graph of the course of daily precipitation totals and average daily air temperatures and average changes in trunk circumference of the monitored variants with crown transformation (PTK) and without crown transformation (BTK) in June 2020, n=2

Obrázek 3, graficky znázorňuje průběh srážek a vlhkosti půdy v období vegetační sezóny r. 2020.

Z grafu je patrné, že množství srážek má pozitivní vliv na následné zvýšení půdní vlhkosti. V období na srážky bohaté, např. od 165. do 182. dne roku (červen), byla půdní vlhkost poměrně vysoká, pohybovala se kolem 20 %. Voda se tedy nacházela v půdním profilu jako lehce přístupná nebo na hranici snížené přístupnosti. Nejvyšší hodnota půdní vlhkosti byla registrována kolem 142. dne roku, kdy hodnota půdní vlhkosti činila 22 %. Tuto hodnotu již za celé sledované období nepřekonal a byla nadále nižší. Od 208. dne roku půdní vlhkost krátkodobě pozitivně reagovala na množství srážek, ale nepřesáhla hranici 10 % a poklesla dokonce až pod hranici 5 % s nejnižší hodnotou 2,02 %, která byla dosažena 267. den roku.

Z obrázku 3 je dále patrné, že v porostu se po většinu sledovaného období (100 dnů, od 186. do 286. dne roku 2020) pohybovala půdní vlhkost v rozmezí 2 – 12 %, což naznačuje, že pro dřeviny byla voda v půdě po tři měsíce růstové sezóny těžce přístupná až zcela nedostupná, což zapříčinilo stres suchem. Je možné se domnívat, že důsledkem tohoto stresu suchem již od r. 2015 (viz ČHMÚ (2021) začali někteří jedinci buku transformovat korunu do nižších partií kmene vytvářením kmenových výmladků (NICOLINI et al. 2001), a snižovat tloušťkový přírůst.



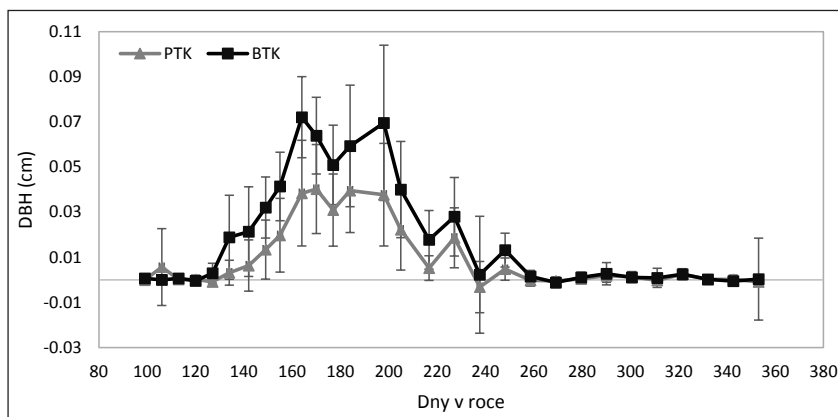
Obr. 3: Sezónní průběh (duben–říjen r. 2020) denních úhrnů srážek na volné ploše lokality Soběšice a vlhkosti půdy v porostu (v hloubce 15 cm), kdy spodní linie značí zhruba hranici mezi zcela nepřístupnou vodou v půdě (5 %, bod trvalého vadnutí) a se ztíženou přístupností (5 – 20 %), horní linie značí lehce přístupné vody (>20 %) pro dřeviny (odvozeno z ŠÁLEK et al. 1992)

Fig. 3: Seasonal course (April–October 2020) of daily rainfall totals in the open area of the Soběšice site and soil moisture in the vegetation (at a depth of 15 cm), where the bottom line roughly marks the border between completely inaccessible water in the soil (5 %, point permanent wilting) and with difficult accessibility (5 – 20 %), the upper line indicates easily accessible water (>20 %) for woody plants (derived from ŠÁLEK et al. 1992)

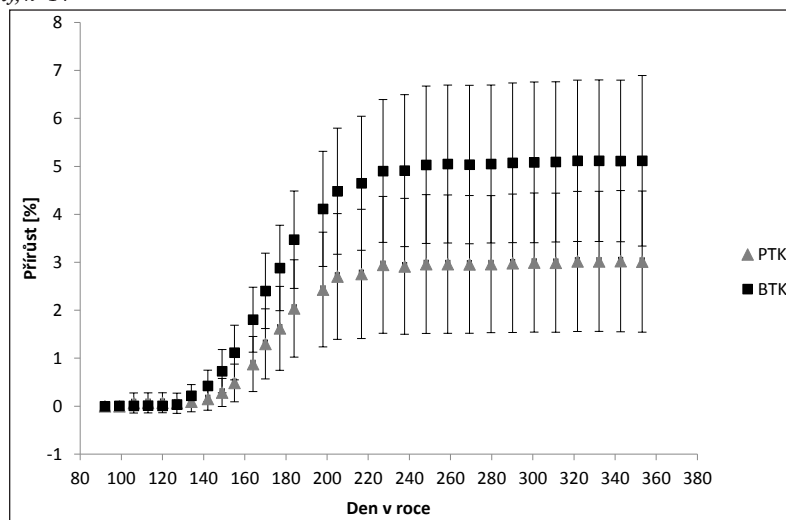
Obrázek 4 zobrazuje celkový průběh průměrného tloušťkového přírůstu jedinců variant BTK a PTK. Z grafu je zřetelné, že hodnoty DBH od začátku sezóny prudce narůstají, kolem 160. až 220. dne roku kulminují, v časném podzimu mají mírnou tendenci klesat a na konci růstové sezóny již nevykazují žádnou změnu. Z obrázku 4, pak jednoznačně vyplývá, že jedinci BTK vykazují vyšší hodnoty přírůstu DBH v průběhu sezóny než jedinci PTK. Tento fakt potvrzuje i průměrná maximální hodnota tloušťkového přírůstku, která u jedinců BTK dosáhla 0,07 cm, kdežto u jedinců PTK pouze 0,04 cm.

Z procentuálního kumulativního přírůstu obvodu kmene (obr. 5) pro jedince PTK a BTK, je patrný obdobný trend jako na obrázku 4, kde kolem 160. až 200. dne v roce kulminoval přírůst DBH. Kdy kolem 140. dne roku obvodový přírůst stoupá a kolem 227. dne kulminuje a již nevykazuje zřetelné změny.

S ohledem na působení sucha na DBH vyplývá, že stromy PTK vykazují menší přírůst DBH za celé růstové období než stromy BTK. Celkově, obě pozorované varianty vykazují velmi malý tloušťkový přírůst, což může svědčit o dlouhodobějším stresu.



Obr. 4: Graf změn DBH ve sledovaném vegetačním období 2020 pro obě sledované varianty s počáteční transformací koruny (PTK) a bez transformace koruny (BTK), chybové úsečky značí míru variability dat, n=14
Fig. 4: Graph of DBH changes in the monitored vegetation period of 2020 for both monitored variants with initial crown transformation (PTK) and without crown transformation (BTK), error bars indicate the degree of data variability, n=14



Obr. 5: Graf procentuálního kumulativního přírůstu obvodu za růstové období r. 2020 obou sledovaných variant s počáteční transformací koruny (PTK) a bez transformace koruny (BTK), chybové úsečky značí míru variability dat, n=14
Fig. 5: Graph of the percentage cumulative increase in circumference for the growth period of 2020 of both monitored variants with initial crown transformation (PTK) and without crown transformation (BTK), error bars indicate the degree of data variability, n=14

Závěr

V případové studii bylo zjištěno, že jedinci PTK jsou více stresováni suchem a vykazují menší obvodové změny kmene i menší tloušťkový přírůst než jedinci BTK. Pro lesnickou praxi z toho vyplývá, že pozorovaná transformace korun v mladých bukových porostech je výsledkem vyšší konkurence stromů v porostu. Lze dovodit, že silnější výchovný zásah, redukce hustoty porostu, který by snížil konkurenci, by mohl zamezit další transformaci korun, ke které dochází vlivem přísušku. Buky pod vlivem stresu suchem reagují transformací koruny a snížením tloušťkového přírůstu. Transformace koruny je dobře pozorovatelná i praktickým lesníkem, který tak může rychle vylišit jedince oslabené, méně přírůstající a vhodně usměrnit případný pěstební zásah za účelem zlepšení zdravotního stavu či vodní bilance porostu.

Problematika byla ovšem řešena jen v průběhu jednoho růstového období. Nelze tedy s jistotou předjímat další vývoj porostu z dlouhodobého hlediska.

Literatura

- CAVIN, L. et al., 2013: Extreme drought alters competitive dominance within and between tree species in a mixed forest stand. *Funct Ecol.*, 27(6).
- ADAMS, H. D. et al., 2012: Ecohydrological consequences of drought- and infestation- triggered tree die-off: insights and hypotheses. *Ecohydrology*, 5: 145–159.
- BOŠELA, M., et al. 2016: The effects of climate warming on the growth of European beech forests depend critically on thinning strategy and site productivity. *Agricultural and Forest Meteorology*, 222: 21–31.
- COURRAUD, R., 1987: Les gourmands sur les chênes 'rouvres' et 'pédonculés'. *Forêt Entreprise*, 45: 20–33.
- EBERT, H-P, 1996: Klimaänderung und Baumartenentwicklung. *Forst Holz*, 51: 802–804.
- LEBOURGEOIS, F. et al., 2005: Mechanism of freeze induced embolism in *Fagus sylvatica* L. *Trees*, 13: 206–210.
- NICOLINI, E. et al., 2001: Stem growth and epicormic branch formation in understorey beech trees (*Fagus sylvatica* L.). *Annals of botany*, 87(6): 737–750.
- PETERKEN, G. F., MOUNTFORD, E. P., 1996: Effects of drought on beech in Lady Park Wood, an unmanaged mixed deciduous woodland. *Forestry*, 69: 117–128.
- PEUKE, A. D. et al., 2002: Identification of drought sensitive beech ecotypes by physiological parameters. *New Phytol.*, 154: 373–388.
- PEÑUELAS, J. et al., 2008: Twentieth century changes of tree-ring $\delta^{13}C$ at the southern range-edge of *Fagus sylvatica*: increasing water-use efficiency does not avoid the growth-decline induced by warming at low altitudes. *Global Change Biology*, 14(5): 1076–1088.
- ROLOFF, A., 1989: Kronenentwicklung und Vitalitätsbeurteilung ausgewählter Baumarten der gemäßigten Breiten. Frankfurt am Main: J.D. Sauerländers Verlag.
- ROUSSEL, J., 1978: Lumière, gourmands et rejets de souche. *Revue Forestière Française*, 30: 186–200.
- ŠÁLEK, J. et al., 1992: Voda v zemědělské krajině. Nakl. Brázda.

VÝVOJ A RŮST VÝMLADKŮ V PAŘEZINÁCH V NÁRODNÍM PARKU PODYJÍ

Dynamics and growth of sprouts in coppices in Podyjí National Park

Michaela Šimková • Stanislav Vacek • Zdeněk Vacek 

Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, Kamýčká 129, CZ – 165 00 Praha 6, e-mail: vacekz@fd.czu.cz

Abstract: *The paper deals with the production, growth, and survival of sprouts in renewed coppices in the Podyjí National Park with the aim of evaluating the success of the conversion of high forest to low forest 10 years after the conversion. Four main tree species were monitored: European hornbeam (*Carpinus betulus* L.), sessile oak (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.), field maple (*Acer campestre* L.) and, collectively, small-leaved and large-leaved linden (*Tilia cordata* Mill., *Tilia platyphyllos* Scop.). The representation of tree species, the number of stumps and sprouts, the height and diameter of sprouts, the number of sprouts per stump, game damage and forest weeds influence were compared. In terms of most of the achieved values, linden is the most successful tree species. Hornbeam showed the highest stump mortality and oak showed the highest sprout mortality. From the point of view of the protection of the produced sprouts, it is recommended to fence and prune the converted areas.*

Key words: *coppicing; sprout production; resprouting; regeneration mortality; game damage; effect of forest weeds*

Abstrakt: Příspěvek se zabývá produkcí, růstem a přežíváním výmladků v obnovovaných pařezinách v Národním parku Podyjí s cílem zhodnocení úspěšnosti převodu lesa vysokého na pařeziny 10 let po převodu. Sledovány byly 4 hlavní dřeviny: habr obecný (*Carpinus betulus* L.), dub zimní (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.), javor babyka (*Acer campestre* L.) a souhrnně lípa srdčitá a velkolistá (*Tilia cordata* Mill., *Tilia platyphyllos* Scop.). Bylo porovnáváno zastoupení dřevin, počty pařezů a výmladků, výška a tloušťka výmladků, počet výmladků na pařez, škody okusem zvěří a množství buřeně. Z hlediska většiny dosažených hodnot se lípa projevuje jako nejuspěšnější dřevina. Nejvyšší mortalitu pařezů vykazoval habr a nejvyšší mortalitu výmladků vykazoval dub. Z hlediska ochrany vyprodukovaných výmladků je doporučeno převáděné plochy oplotit a vyžínat.

Klíčová slova: pařezení; produkce výmladků; zmlazování; mortalita obnovy; škody zvěří; vliv buřeně

Úvod a problematika

Evropské lesy byly obhospodařovány nejstarší známou metodou zvanou pařezení již od neolitu (BUCKLEY 2020; UNRAU et al. 2018). Pařezení využívá schopnosti některých dřevin zmladit se z pařezu, kmene, nebo kořene a je typické častými těžebními zásahy (každých 5 – 30 let) – (SZABÓ et al. 2020; HONFY et al. 2021; BUCKLEY 1992). Díky rychlé produkci dřevní biomasy byly pařeziny využívány zejména jako zdroj obnovitelné energie (DIMITRI-

OU et al. 2012; BRUCKMAN et al. 2011) i stavebního materiálu menších rozměrů (HÉDL et al. 2011; BUČEK 2010). Pařeziny mají také význam pro vegetaci z hlediska diverzity strukturálních a mikroklimatických podmínek (MÜLLEROVÁ et al. 2015). Od konce 19. století, tedy s příchodem fosilních paliv a vyšší poptávky po stavebním dříví, se začalo od pařezení upouštět a většina těchto lesů byla převedena na vysoký les nebo ponechána samovolnému vývoji (VACEK et al. 2019; MÜLLEROVÁ et al. 2014; FARTMAN et al. 2013; PYTTEL et al. 2013).

Změny způsobů obhospodařování lesa jsou v posledních několika desetiletích aktuálním tématem. V některých evropských státech je stále větší zájem o obnovu výmladkového hospodaření zejména z ekonomických (rychlá produkce biomasy) a ekologických důvodů (zachování biodiverzity) – (HARTEL et al. 2013; MATULA et al. 2012; MERCKX et al. 2012; LA MARCA 1998). V České republice je snaha obnovit tento způsob hospodaření zejména ve zvláště chráněných územích, např. v Národním parku Podyjí.

Cílem tohoto příspěvku je zhodnocení přežívání pařezů dle druhu dřeviny, růstu a vývoje výmladků na nich a úspěšnost převodu tvaru lesa vysokého na les nízký v temperátní oblasti jižní Moravy.

Materiál a metodika

Sběr dat pro tento výzkum pro byl proveden v Národním parku Podyjí v okrese Znojmo. Nadmořské výšky se v NP Podyjí pohybují od 208 do 536 m a lesnatost je zde 84 %. Ze 120 druhů dřevin, které se v národním parku vyskytují je nejvíce zastoupen dub sp. (*Quercus sp.*; 29,1 %), borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.; 27,8 %) a smrk ztepilý (*Picea abies* [L.] Karst.; 8,9 %). Průměrné roční teploty se pohybují v rozmezí 7,0 – 8,8 °C. Průměrný roční úhrn srážek je 564 – 620 mm. Geologické podloží je tvořeno převážně předprvohorními metamorfity, krystalickými vápenci, chlorotickou břidlicí a středně zrnitou žulou. Z půdních typů převládají oligotrofní, mezotrofní až eutrofní subvariety kambizemí – (VACEK et al. 2012). Lesy ve spodní části údolí řeky Dyje jsou tvořeny zejména hercynskými dubohabřinami (*Melampyro nemorosi-Carpinetum betuli*) složenými z dubu zimního [*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.; 41 %], habru obecného (*Carpinus betulus* L.; 37 %), lípy srdčité (*Tilia cordata* Mill.; 18 %) a ostatních dřevin (4 %). Lesy na horních svazích jsou tvořeny zejména teplomilnými doubravami (asociace *Sorbo torminalis-Quercetum*, *Genisto pilosae-Quercetum petraeae*) složenými z dubu zimního (90 %), lípy srdčité (5 %), habru obecného (4 %) a ostatních dřevin (1 %) – (CHYTRÝ et al. 2008).

Výzkumné plochy o velikosti 40 × 40 m (0,16 ha) byly zakládány po dvojicích na lokalitách Gališ, Hardegg, Hardegg2, Hlubočké louky a Lipina na jaře v letech 2011. Stávající porost o průměrném věku 70–80 let byl vytěžen a byly zde ponechány výstavky. Jedna plocha ze dvojice se vždy nacházela na pomezí louky a lesa a druhá minimálně 20 m od kraje lesa. Jedna plocha byla ožnutá v roce 2014 a druhá zůstala bez zásahu. Tyto plochy se nacházejí v 1.–3. lesním vegetačním stupni a jde o soubory lesních typů 1H, 1X, 1Z, 2B, 2D, 2L a 3L. Výzkumné plochy byly založeny za účelem podpory populace jasoně dymnivkové (*Parnassius mnemosyne*) – (ŠEBEK et al. 2015).

Na podzim r. 2011 (doměření v roce 2012) proběhl první sběr dat, kdy byla zaznamenána poloha ponechaných stromů i pařezů, tloušťka a výška pařezů, počet výmladků na každém pařezu, největší výška výmladku na pařezu a okus zvěří. Vše bylo zaznamenáno technologií Field-Map, pomocí které byly také vytvořeny mapy jednotlivých ploch. Tloušťky byly měřeny posuvným měřítkem. Výšky výmladků byly změřeny výškoměrnou latí.

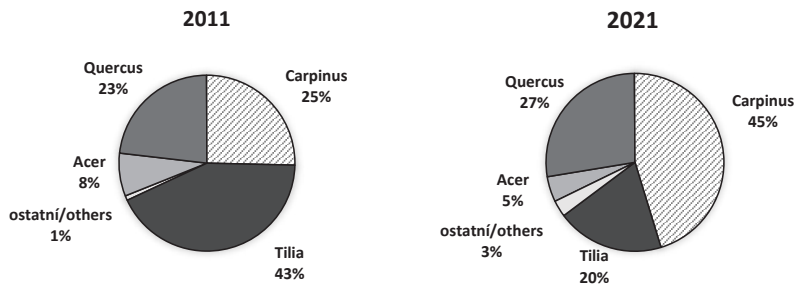
Na podzim v roce 2021 proběhlo další měření. Podle metodiky MATULA et al. (2015) bylo zaznamenáno množství výmladků na pařezu, tloušťka 2 – 5 nejsilnějších výmladků (cca 5 cm nad bází výmladku a ve výšce 130 cm – u výmladků vyšších než 130 cm). Tloušťky byly měřeny posuvným měřítkem. Výšky výmladků byly změřeny výškoměrnou latí.

Dále byly sledovány škody okusem zvěří dle stupnice 0 – žádný okus, 1 – mírný okus, 2 – střední okus, 3 – silný okus a bylo zaznamenáno, zda se jednalo o okus boční, terminální či o oba. Byla spočítána procenta jednotlivých stupňů okusu pro sledované druhy dřevin i pro jednotlivé výzkumné plochy. Porovnání škod okusem mezi roky 2011 a 2021 bylo provedeno z hlediska přítomnosti či nepřítomnosti okusu. Pokryvnost buřene byla sledována u přeživších pařezů dle stupnice 0 – žádná buřeň, 1 – mírná pokryvnost, 2 – střední pokryvnost, 3 – vysoká pokryvnost a bylo zaznamenáno, který druh buřene zde převládá. Pokryvnost buřene nebyla v roce 2011 zaznamenávána, proto nebylo možné tento údaj porovnat.

Zpracování dat z let 2011 a 2021 bylo provedeno v tabulkovém editoru MS Excel. Statistické testování rozdílů v jednotlivých veličinách bylo provedeno lineárními modely v programu R (R Core Team). Pro tento příspěvek byla data ze všech výzkumných ploch porovnávána pouze v rámci druhu dřeviny, a to pro všechny plochy dohromady. Byly sledovány dřeviny s největším zastoupením na výzkumných plochách – lípa srdčitá i velkolistá, dub zimní, habr obecný a javor babyka.

Výsledky

Druhové zastoupení dřevin v roce 2011 a 2021 je uvedeno v obrázku 1. Od roku 2011 do roku 2021 kleslo zastoupení habru z 45 % na 25 %, zastoupení lípy se zvýšilo z 20 % na 43 %, zastoupení dubu kleslo z 27 % na 23 %, zastoupení javoru se zvýšilo z 5 % na 8 %.



Obr. 1: Dřevinné složení živých pařezů v letech 2011 a 2021

Fig. 1: Tree species representation of live stumps in 2011 and 2021

Základní sledované parametry jsou uvedeny v tabulce 1. Z původního počtu 1 447 pařezů se v roce 2011 zmladilo 800 pařezů (55 %), z toho do roku 2021 přežilo 342 pařezů (43 %). Celkově tedy z počtu 1 447 pařezů přežilo 24 %. Počty živých pařezů dle druhu dřeviny se ve sledovaném období změnilly následovně: u lípy přežilo 146 ze 156 (94 %), u dubu přežilo 79 z 218 (36 %), u habru přežilo 87 z 363 (24 %), u javoru přežilo 27 z 37 (73 %).

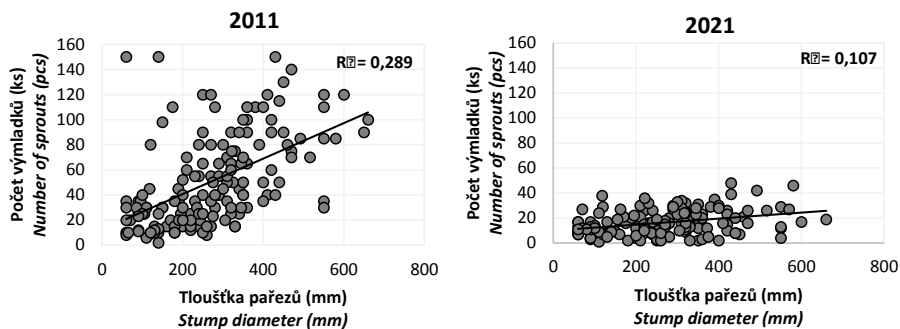
Tabulka 1: Sledované parametry v roce 2011 a 2021**Table 1:** Monitored parameters in 2011 and 2021

Druh dřeviny/ Tree species	n _p	n _{zp}	n _v	n _v /n _{zp}	H _{max}	H _{avg}	D _{max}	D _{avg}
					[m]		[mm]	
2011								
<i>Tilia</i>	220	156	7 867	50	x	x	x	x
<i>Quercus</i>	356	218	4 013	18	x	x	x	x
<i>Carpinus</i>	661	363	7 501	21	x	x	x	x
<i>Acer</i>	54	37	848	23	x	x	x	x
Ostatní/others	156	26	621	17	x	x	x	x
Celkem/Total	1 447	800	20 850	26	x	x	x	x
2021								
<i>Tilia</i>	156	146	2 449	17	9,3	4,7	214,5	35,2
<i>Quercus</i>	218	79	580	7	6,9	3,1	90,5	26,5
<i>Carpinus</i>	363	87	1 170	13	12,2	4,6	107,5	26,0
<i>Acer</i>	37	27	298	11	7,5	4,4	61,0	26,2
Ostatní/others	26	3	21	7	6,9	3,2	82,0	20,7
Celkem/Total	800	342	4 518	10	12,2	4,4	83,5	30,0

Vysvětlivky – Captions: n_p – počet pařezů – number of stumps; n_{zp} – počet živých pařezů – number of live stumps; n_v – počet výmladků – number of sprouts; n_v/n_{zp} – průměrný počet výmladků na pařez – average number of sprouts per stump; H_{max} – největší výška výmladku – largest height of sprout; H_{avg} – průměrná výška výmladku – average height of sprout; D_{max} – největší tloušťka výmladku – largest diameter of sprout; D_{avg} – průměrná tloušťka výmladku – average diameter of sprout.

V roce 2011 bylo celkově zaznamenáno 20 850 výmladků, z toho do roku 2021 přežilo 4 518 výmladků. Úspěšnost přežívání výmladků je tak za sledované období 21,7 %, tj. došlo ke statisticky významnému snížení počtu výmladků ($p < 0,05$). Počty výmladků se ve sledovaném období změnily dle druhu dřeviny následovně: u lípy přežilo 2 449 ze 7 867 (31 %), u dubu přežilo 580 z 4 013 (14 %), u habru přežilo 1 170 z 7 501 (16 %), u javoru přežilo 298 z 848 (35 %). Průměrný počet výmladků na jednom pařezu za sledované období celkově klesl z 26 na 10.

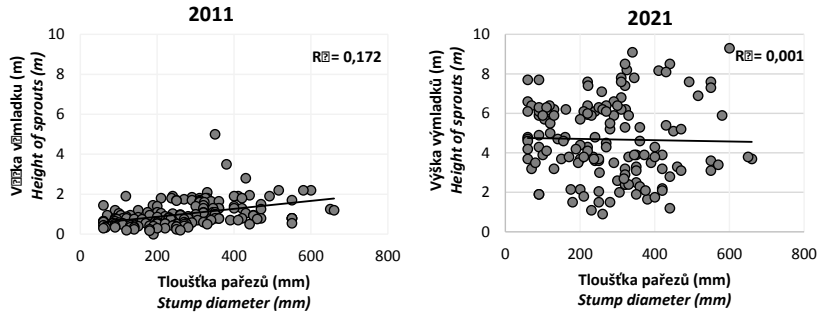
Největší a průměrná výška výmladků v roce 2021 byla dle druhu dřeviny následující: u lípy 9,3 a 4,7 m, u dubu 6,9 a 3,1 m, u habru 12,2 a 4,6 m, u javoru 7,5 a 4,4 m. Největší a průměrná tloušťka výmladku byla dle druhu dřeviny následující: u lípy 241,5 a 35,2 mm, u dubu 90,5 a 26,5 mm, u habru 107,5 a 26,2 mm, u javoru 61 a 26,2 mm.



Obr. 2: Závislost počtu výmladků na tloušťce pařezu lípy v roce 2011 a 2021; R^2 znázorňuje koeficient determinace
Fig. 2: Dependence of the number of sprouts on the thickness of the linden stump in 2011 and in 2021; R^2 shows the coefficient of determination

Závislost počtu výmladků na tloušťce pařezu pro roky 2011 a 2021 je uvedena na obrázku 2. Na hladině významnosti 0,05 byla významná hodnota koeficientu determinace v r. 2011 zjištěna pouze u lípy ($R^2 = 0,289$). V r. 2021 tato závislost byla $R^2 = 0,107$. Závislost výšky výmladku na tloušťce pařezu byla též zjišťována pro roky 2011 a 2021 (obr. 3).

Na hladině významnosti 0,05 byla v r. 2011 významná hodnota koeficientu determinace zjištěna též pouze u lípy ($R^2 = 0,172$). V r. 2021 zde nebyla nalezena žádná závislost ($R^2 = 0,001$).



Obř. 3: Závislost maximální výšky výmladků na tloušťce pařezu lípy v roce 2011 a 2021; R^2 znázorňuje koeficient determinace

Fig. 3: Dependence of the maximum height of sprouts on the thickness of the linden stump in 2011 and in 2021; R^2 shows the coefficient of determination

Výskyt okusu zvěří byl v roce 2011 dle druhu dřeviny následující: u lípy 68 %, dubu 51 %, u habru 50 %, u javoru 51 %. Celkově se v roce 2011 okus vyskytoval u 91 % živých pařezů. Výskyt okusu zvěří byl v roce 2021 dle druhu dřeviny následující: u lípy 5,5 %, u dubu 17,7 %, u habru 10,3 %, u javoru 14,8 %. Celkově se okus v roce 2021 vyskytoval u 11 % živých pařezů. Zastoupení jednotlivých stupňů okusu bylo následující: 0 – žádný okus 89 %, 1 – mírný okus 4 %, 2 – střední okus 4 %, 3 – silný okus 3 %.

Výskyt jednotlivých druhů silně konkurující buřeně v bezprostřední blízkosti živých pařezů byl sledován v roce 2021 u všech dřevin. U lípy její podíl byl 10,3 %, u dubu 17,7 %, u habru 43,7 % a u javoru 63,0 %. Buřeně byla nejčastěji tvořena ostružiníkem (55 %), vysokými travami (19 %), dřínem (9 %) a hlohem (7 %), méně potom kopřivou (3 %), růží šípovou (3 %), brslenem (3 %) a bezem (1 %). Stupně pokryvnosti byly celkově zastoupeny následovně: 0 – žádná buřeně 75 %, 1 – mírná pokryvnost 12 %, 2 – střední pokryvnost 8 %, 3 – vysoká pokryvnost 5 %. Z hlediska rozložení buřeně mezi výzkumné plochy je rozložení nerovnoměrné, živé pařezy na 2 plochách byly z 28 % a 30 % pokryty buření, zatímco na ostatních plochách jen z 11 %, 6 %, 4 % nebo 1 %.

Diskuse

Mezi hlavní faktory ovlivňující výmladnost patří produktivita, kompetice, okus zvěří, napadení houbovými patogeny či tolerance k zastínění (LEONARDSON, GÖTMARK 2015). Z těchto faktorů mohl mít největší vliv okus zvěří a kompetice spojená s tolerancí k zastínění v důsledku silného zabuřnění na výzkumných plochách. Významný vliv na vitální růst výmladků může mít kompetice s většími konkurenčními stromy či jinými druhy rostlin (HARRINGTON 1984). Houbové patogeny pak v této studii nehrály významnou roli, jen v jednom případě bylo zaznamenáno padlí dubové. V roce 2011 zde však byl významný vliv okusu zvěří (91 %), do roku 2021 se okus zvěří výrazně snížil (na 11 %). To mohlo být způsobeno zejména tím, že většina výmladků již odrostla dosahu srnčí zvěře.

Výtečnou pařezovou výmladností se na našem území podle SVOBODY (1952) vyznačuje habr obecný a lípa. V této studii vykazovala nejlepší schopnost přežívání lípa s 65 % pře-

živších pařezů v roce 2021, která byla zároveň nejvíce poškozena okusem zvěří půl roku po převodu v roce 2011 (68 %). Pařezové výmladky se vyznačují rychlým a výrazným růstem, ale také vysokou mortalitou během počátečních let růstu (ADAMEC et al. 2017; GIUDICI & ZINGG 2005). To potvrzují i výsledky této studie, kdy se nejvyšší mortalita výmladků projevila u dubu (86 %) a u habru (84 %).

Je známo, že s přibývajícím věkem, resp. s větším průměrem pařezu, se snižuje schopnost pařezů tvořit výmladky (KADAVÝ et al. 2011; SVOBODA 1952). To mohlo mít vliv i na méně úspěšné dřeviny v této studii (dub a habr) vzhledem k věku původního porostu, který byl v průměru 70 – 80 let. KADAVÝ et al. (2011) doporučuje nepřesahovat dobu obmýtí 30 let. Naproti tomu některé studie zabývající se vlivem věku matečné dřeviny či průměrem pařezu na schopnost zmlazení tuto závislost nepotvrdily (LEONARDSON & GÖTMARK 2015; PYTTEL et al. 2013; MATULA et al. 2012).

Závěr

Studie byla zaměřená na zhodnocení úspěšnosti převodu tvaru lesa vysokého na les nízký v NP Podyjí. Za tímto účelem bylo sledováno přežívání pařezů dle druhu dřeviny, růst a vývoj výmladků na nich. Na výsledky měl vliv okus zvěří, množství buřeně, staří porostu nebo druh dřeviny. Nejvyšší procento přeživších pařezů vykazala lípa, která zároveň byla nejvíce poškozená okusem zvěří v roce 2011, avšak i přesto byla druhá nejúspěšnější v přežívání výmladků. Nejvíce úspěšnou dřevinou v přežívání výmladků pak byl javor babyka, který měl ale zároveň nejvyšší procento živých pařezů zarostlých buření. Nejvyšší mortalita pařezů se projevila u habru (87 %). Nejvyšší mortalita výmladků se pak projevila u dubu (86 %) a u habru (84 %). Největší výška výmladku byla naměřena u habru obecného, zatímco nejvyšší průměrná výška, největší tloušťka i největší průměrná tloušťka výmladků byla vykazána u lípy. Vliv okusu zvěří by mohl být zmírněn snížením stavu zvěře. Silný vliv buřeně by mohl být omezen opatrným vyžínáním převáděných ploch, zejména pak v prvních letech po převodu. Z hlediska produkce dřevní biomasy byla úspěšnost převodu tvaru lesa doložena jen na některých plochách, nicméně pro zhodnocení úspěšnosti převodu z hlediska biodiverzity by byla zapotřebí další entomologická či botanická šetření. Výsledky této studie by mohly být nápomocny při zavádění tvaru lesa nízkého do temperátních oblastí.

Poděkování

Príspevek vznikl za podpory Fakulty lesnické a dřevařské, České zemědělské univerzity v Praze v rámci řešení projektu IGA č. A_21_17 Stability, Biodiversity and Adaptability of Coppice Forests in Hornbeam Oak Groves in the Context of Ongoing Climate Change.

Literatura

- ADAMEC, Z., KADAVÝ, J., FEDOROVÁ, B., KNOTT, R., KNEIFL, M., DRÁPELA, K., 2017: Development of sessile oak and European hornbeam sprouts after thinning. *Forests*, 8: 308.
- BUČEK, A., 2010: Význam starobyklých lesů v kulturní krajině České republiky. In: Fórum o krajině a workshop management kulturní krajiny. Sb. přísp. ZF MENDELU v Brně. CD. 7 s.
- BUCKLEY, P., 1992: Ecology and Management of Coppice Woodlands. University of London, Wye College.
- BUCKLEY, P., 2020: Coppice restoration and conservation: a European perspective. *Journal of Forest Research*, 25(3): 125–133.

- BRUCKMAN, V. J., YAN, S., HOCHBICHLER, E., GLATZEL, G., 2011: Carbon pools and temporal dynamics along a rotation period in Quercus dominated high forest and coppice with standards stands. *Forest Ecology and Management*, 262: 1853–1862.
- CHYTRÝ, M., GRULICH, V., ANTONÍN, V., 2008: Podyjí National Park, Botanical Excursion Guide. Brno, Masaryk University, 24 s.
- DIMITRIOU, I., MOLA-YUDEGO, B., ARONSSON, P., ERIKSSON, J., 2012: Changes in organic carbon and trace elements in the soil of willow short-rotation coppice plantations. *Bioenergy Research*, 5: 563–572.
- GIUDICI, F., ZINGG, A., 2005: Sprouting ability and mortality of chestnut (*Castanea sativa* Mill.) after coppicing. A case study. *Annals of Forest Science*, 62: 513–523.
- HARRINGTON, C. A., 1984: Factors influencing initial sprouting of red alder, *Canadian Journal of Forest Research*, 14: 357–361.
- HARTEL, T., DORRESTEIN, I., KLEIN, C., MÁTHÉ, O., MOGA, C. I., ÖLLERER, K., ROELLIG, M., VON WEHRDEN, H., FISHER, J., 2013: Wood-pastures in a traditional rural region of Eastern Europe: Characteristics, management and status. *Biological Conservation*, 166: 267–275.
- HÉDL, R., SZABÓ, P., RIEDL, V., KOPECKÝ, M., 2011: Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě I. Formy a podoby. *Živa*, 2: 61–63.
- HONFY, V., ÁBRI, T., JUHÁZS, L., RASÓ, J., KESERŰ, Z., RÉDEI, K., 2021: A simplified method for application of natural regeneration in black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) stands in Hungary. *Journal of Forest Science*, 67: 66–70.
- KADAVÝ, J., KNEIFL, M., SERVUS, M., KNOTT, R., HURT, V., FLORA, M., 2011: Nízký a střední les – plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa – obecná východiska. *Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*, 296 s.
- LA MARCA, O., MARZILIANO, P. A., MORRETI, N., 1998: Experimental research in ageing holm oak (*Quercus ilex* L.) coppices: preliminary results, *Annals of Forest Science*, 55: 461–476.
- LEONARDSON, J., GÖTMARK, F., 2015: Differential survival and growth of stumps in 14 woody species after conservation thinning in mixed oak-rich temperate forest. *European Journal of Forest Research*, 134: 199–209.
- MATULA, R., DAMBORSKÁ, L., NEČASOVÁ, M., GERŠL, M., ŠRÁMEK, M., 2015: Measuring biomass and carbon stock in resprouting woody plants. *PLoS One* 10, 2: e0118388.
- MATULA, R., SVÁTEK, M., KŮROVÁ, J., ÚRADNÍČEK, L., KADAVÝ, J., KNEIFL, M., 2012: The sprouting ability of the main tree species in Central European coppices: implications for coppice restoration. *European Journal of Forest Research*, 131: 1501–1511.
- MERCKX, T., FEBER, R. E., HOARE, D. J., PARSONS, M. S., KELLY, C. J., BOURN, A. D. B., MACDONALD, D. W., 2012: Conserving threatened Lepidoptera: Towards an effective woodland management policy in landscapes under intense human land-use. *Biological Conservation*, 149: 32–39.
- MÜLLEROVÁ, J., SZABÓ, P., HÉDL, R., 2014: The rise and fall of traditional forest management in Southern Moravia: A history of the past 700 years, *Forest Ecology Management*, 331: 104–115.
- MÜLLEROVÁ, J., HÉDL, R., SZABÓ, P., 2015: Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology Management*, 343: 88–100.
- PYTTEL, P. A., FISTHER, U. F., SUCHOMEL, CH., GÄRTNER, S. M., BAUHUS, J., 2013: The effect of harvesting on stump mortality and re-sprouting in aged oak coppice forests. *Forest Ecology Management*, 289: 18–27.

- SVOBODA, P., 1952: Nauka o lese. In: Buček, A., 2010: Význam starobyklých lesů v kulturní krajině České republiky. In: Fórum o krajině a workshop management kulturní krajiny. Sb. Přísp. ZF MENDELU v Brně. CD. 7s.
- SZABÓ, P., HÉDL, R., ŠIPOŠ, J., 2020: Standard trees versus underwood: Historical patterns of tree taxon occurrence in coppice forests. *Journal of Vegetation Science*, 32: e12963.
- ŠEBEK, P., BAČE, R., BARTOŠ, M., BENES, J., CHLUMSKÁ, Z., DOLEŽAL, J., DVORSKÝ, M., KOVÁR, J., MACHAČ, O., MIKATOVÁ, B., PERLÍK, M., PLÁTEK, M., POLÁKOVÁ, S., ŠKORPÍK, M., STEJSKAL, R., SVOBODA, M., TRNKA, F., VLASIN, M., ZAPLETAL, M., ČÍŽEK, L., 2015: Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 358: 80–89.
- UNRAU, A., BECKER, G., SPINELLI, R., LAZDINA, D., MAGAGNOTTI, N., NICOLESCU, V. N., BUCKLEY, P., BARTLETT, D., KOFMAN, P. D. (eds.) 2018: *Coppice Forests in Europe*. Freiburg im Breisgau, Germany, Albert Ludwig University of Freiburg, 388 s.
- VACEK, S., MOUCHA, P., BÍLEK, L., MIKESKA, M., REMEŠ, J., SIMON, J., HYNEK, V., ŠRŮTKA, P., SCHWARZ, O., MÁNEK, J., BALÁŠ, M., DORT, M., PODRÁZSKÝ, V., HEJCMAN, M., HEJCMANOVÁ, P., MÁLKOVÁ, J., STONAWSKI, J., BEDNAŘÍK, J., VACEK, Z., MALÍK, K., ŠTÍCHA, V., BULUŠEK, D., 2012: *Péče o lesní ekosystémy v chráněných územích ČR*. Praha, Ministerstvo životního prostředí, 896 s.
- VACEK, S., VACEK, Z., ULBRICOVÁ, I., BULUŠEK, D., PROKŮPKOVÁ, A., KRÁL, J., VANČURA, K., 2019: Biodiversity dynamics of differently managed lowland forests left to spontaneous development in Central Europe. *Austrian Journal of Forest Science*, 136, 3: 249–281.

VPLYV ROZDIELNEJ VÝCHOVY NA VÝVOJ CIELOVÝCH STROMOV V BUKOVÝCH PORASTOCH

The effect of different tending on crop trees development in pure beech stands

Igor Štefančík

Národné lesnícke centrum - Lesnícky výskumný ústav Zvolen, Masarykova 2175/22, SK – 960 01 Zvolen,
e-mail: igor.stefancik@nlcsk.org

Abstract: *The paper deals with the problem of qualitative production in pure beech stands tended for a long-time. The series of permanent research plots established in the past managed by different silvicultural regime during almost 60 years, were an object of our research. Each of the series consists of the plot treated by thinning from below (C grade of German Forestry Research Institutes 1902), the plot where free crown thinning was applied according to Štefančík's principles, and one plot was left to self-development. The qualitative production was expressed by means of crop trees, which are the main bearers of the stand quality and quantity. Apart from basic measured parameters (number of crop trees, basal area, merchantable volume), their proportion out of the main stand is also presented. Based on the long-term research it can be unambiguously concluded that the most favourable results were found on plots treated by free crown thinning according to Štefančík, followed by the plot with thinning from below and control plot (with no treatment).*

Keywords: *beech; tending; crop trees*

Abstrakt: Príspevok sa zaoberá problematikou kvalitatívnej produkcie v dlhodobo vychovávaných nezmiešaných bukových porastoch. Objektom výskumu boli série trvalých výskumných plôch založených v minulosti, kde sa 60 rokov uplatňuje rozdielny pestovný režim. Každá séria obsahuje plochu so silnou podúrovňovou prebierkou (C stupeň podľa Nemeckých výskumných lesníckych ústavov 1902), plochu so Štefančíkovou úrovňovou voľnou prebierkou a jedna plocha je ponechaná na samovývoj. Kvalitatívnu produkciu sme vyjadrili prostredníctvom cieľových stromov, ktoré sú hlavnými nositeľmi kvality aj kvantity porastu. Okrem základných taxáčnych parametrov (počet, kruhová základňa, objem hrubiny) uvádzame aj ich podiel, ktorý tvoria z hlavného porastu. Na základe dlhodobého výskumu možno jednoznačne konštatovať najpriaznivejšie výsledky na plochách s aplikovanou Štefančíkovou úrovňovou voľnou prebierkou, pred plochami s podúrovňovou prebierkou a kontrolnou plochou (bez zásahov).

Kľúčové slová: buk; výchova; cieľové stromy

Úvod

V ostatných rokoch sa buk lesný (*Fagus sylvatica* L.) čoraz častejšie spomína v súvislosti s klimatickou zmenou, ktorá v súčasnosti prebieha a ovplyvňuje rast a vývoj lesných porastov. Podľa viacerých scenárov predpokladaných zmien v budúcnosti sa práve buk lesný považuje za jednu z drevín s najlepšou adaptáciou na zmenené ekologické a prírodné podmienky. K tomu, aby sa to dosiahlo je však potrebný celý rad pestovných opatrení, počnúc

predovšetkým prirodzenou obnovou a končiac systematickou a dostatočne intenzívnou výchovou. Totiž výchova má kľúčový význam pre vývoj každého lesného porastu, osobitne pri jeho kvalitatívnej produkcii, ktorú reprezentujú cieľové stromy.

Aj keď na rast a vývoj bukových porastov vplýva viacero stanovištných, prírodných a ekologických faktorov (VACEK et al. 1996; PODRÁZSKÝ, REMEŠ 2007; VACEK & HEJCMAN 2012; VACEK et al. 2014), ale aj genetických vlastností a znakov (GÖMÖRY & PAULE 2011; GÖMÖRY et al. 2013), jedným z najdôležitejších činiteľov je spôsob ich obhospodarovania (POLENO & VACEK et al. 2009). Výchova bukových porastov sa zameriava predovšetkým na vypestovanie dostatočného počtu najkvalitnejších stromov (ALTHERR 1971; ŠTEFANČÍK 1974, 1984; KATÓ & MÜLDER 1983; MLINSEK & BAKKER 1990), ktorými sú tzv. cieľové stromy. Tieto predstavujú kvalitatívnu produkciu, ktorá je v bukových porastoch prvoradá a zároveň zabezpečuje vysokú hodnotovú produkciu porastov v rubnom veku (ŠTEFANČÍK 1974; HEIN et al. 2007). Preto pozornosť sa venovala tiež sledovaniu vplyvu obhospodarovania na kvalitu sortimentov buka, resp. výsledné finančné zhodnotenie (KNOKE & WENDEROTH 2001; UTSCHIG & KÜSTERS 2003; JULLIEN et al. 2013; ŠTEFANČÍK et al. 2018).

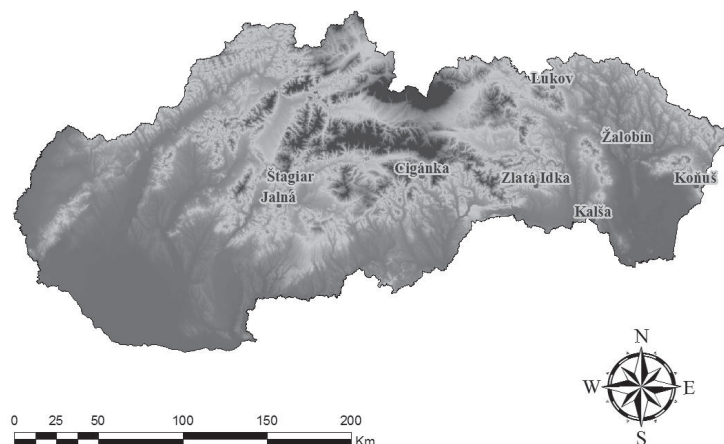
Cieľom príspevku je poukázať na dôležitosť systematickej a dlhodobej výchovy bukových porastov pri dosahovaní maximálnej kvalitatívnej (hodnotovej) produkcie prostredníctvom pestovania cieľových stromov.

Materiál a metódika

Podkladovým materiálom sú údaje získané zo 7 sérií trvalých výskumných plôch (TVP), resp. v rámci nich z 21 čiastkových plôch založených v rokoch 1958-1966 prof. Ing. Ladislavom Štefančíkom, DrSc., v prirodzene obnovených rovnorodých bukových porastoch Slovenska (obr. 1), ktoré boli v dobe ich založenia v rastovej fáze žrdkovní až žrdovní. Základnú charakteristiku TVP uvádza tabuľka 1.

Každá TVP sa skladá z 3 až 5 čiastkových plôch (najčastejšie troch), ktoré sú usporiadané vedľa seba (po vrstevnici) a oddeľuje ich od seba vždy minimálne 15 m široký izolačný pás stromov. Výmera každej čiastkovej plochy je 0,25 ha (50 × 50 m) s výnimkou TVP Žalobín, kde majú plochy výmeru 0,20 ha (40 × 50 m). Cez stred každej čiastkovej plochy sú v šírke 10 m stabilizované tzv. prierezové pásy.

Na všetkých čiastkových plochách sa číslaním registrujú všetky žijúce stromy s hrúbkou $d_{1,3}$ 3,6 cm a väčšou, resp. ktoré v priebehu meraní dosiahli uvedenú hrúbku, tzv. registračnú hranicu. V rámci každej TVP je vždy jedna čiastková plocha kontrolná (označená ako 0), na ktorej sa nevykonávajú žiadne zásahy. Na ostatných plochách v rámci každej série sa sledujú a porovnávajú účinky rôznych prebierkových metód. Na ploche (označenej ako C) sa realizuje silná podúrovňová prebierka (C – stupeň podľa Nemeckých výskumných ústavov lesníckych z roku 1902). Na ploche označenej ako H sa uskutočňujú zásahy metódou úrovňovej voľnej prebierky v zmysle ŠTEFANČÍKA (1974). Táto prebierková metóda sa zameriava na individuálnu výchovu stromov výberovej kvality (nádejné a cieľové stromy).



Obr. 1: Rozmiestnenie sérií trvalých výskumných plôch pre buk lesný na Slovensku

Fig. 1: Arrangement of the series of permanent research plots in pure beech stands in Slovakia

Tabuľka 1: Základné charakteristiky trvalých výskumných plôch

Table 1: Site characteristics on permanent research plots

TVP ¹	Vek ² [r.]	Nadmorská výška ³ [m]	Priemerná ročná teplota ⁴ [°C]	Priemerný ročný úhrn zrážok ⁵ [mm]	Geomorfologický celok ⁶	Ekologický rad ⁷
Koňuš	88	510	6,5	900	Vihorlatské vrchy	B
Jalná	99	610	6,2	800	Štiavnické vrchy	B
Kalša	95	520	6,0	790	Slanské vrchy	B
Žalobín	97	250	7,9	660	Ondavská vrchovina	B
Zlatá Idka	98	700	6,7	780	Volovské vrchy	A
Lukov	104	550	5,5	690	Čergov	B
Cigánka	115	560	5,5	918	Stolické vrchy	B

¹ Permanent research plot, ² Age (years), ³ Altitude, ⁴ Mean annual temperature, ⁵ Total mean annual precipitation, ⁶ Geomorphologic unit, ⁷ Ecological rank

Vysvetlivky – Explanatory notes: B – živný – fertile, A – kyslý – acid

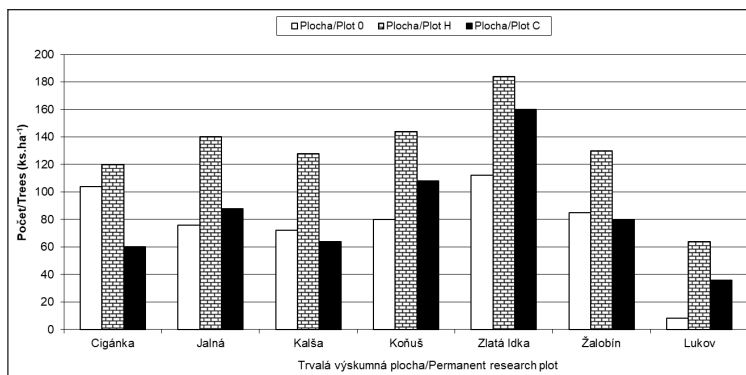
Na všetkých TVP sa vykonávajú terénne merania a hodnotenia podľa štandardných biometrických meraní (hrúbka $d_{1,3}$ dvoma na seba kolmými meraniami s presnosťou na mm, výška stromov a nasadenia koruny na prierezových pásoch a všetkých stromoch výberovej kvality s presnosťou na 0,5 m /neskôr 0,1 m/, horizontálne projekcie koruny s presnosťou na 0,1 m). Hodnotili sme znaky kmeňa a koruny, v rámci ktorých sa klasifikovali stromy podľa pestovnej a hospodárskej klasifikácie (ŠTEFANČÍK 1974).

Hodnotová produkcia sa vypočítala pre každý kmeň ako súčin objemu sortimentu a cien dreva podľa akostných a hrúbkových tried výrezov. Výsledná hodnotová produkcia sa vypočítala ako súčet hodnôt sortimentu každého kmeňa pre daný typ manažmentu. Ceny dreva sa prevzali podľa ponukového cenníka sortimentov, ktoré zverejnili štátne lesy na Slovensku v roku 2014.

Získané údaje sme spracovali matematicko-štatistickými metódami podľa metodiky ŠTEFANČÍKA (1974) a využitím softvérového balíka QC-Expert (KUPKA 2013).

Výsledky a diskusia

Najvyšší počet cieľových stromov (CS) sa dosiahol na všetkých plochách s úrovňovou voľnou prebierkou (obr. 2). ŠTEFANČÍK (1984) vytvoril model budúceho rubného porastu, v ktorom predpokladal vo veku 110 až 130 rokov pre bukové porasty v závislosti od stanovišťa (živné, kyslé) počet cieľových stromov v rozpätí 121 – 217 ks na 1 hektár, pričom z objemu hrubiny hlavného porastu by mali tvoriť 73 – 85 %. Výsledky nášho výskumu ukázali, že modelom predpokladaný počet cieľových stromov sa zatiaľ nepodarilo splniť na žiadnej kontrolnej ploche (8 až 112 ks na 1 ha) a s výnimkou TVP Zlatá Idka (160 ks.ha⁻¹) ani na ploche so silnou podúrovňovou prebierkou (36 až 108 ks.ha⁻¹). Podarilo sa to dosiahnuť jedine na plochách so Štefančíkovou úrovňovou voľnou prebierkou (120 až 184 ks.ha⁻¹), s výnimkou TVP Lukov.

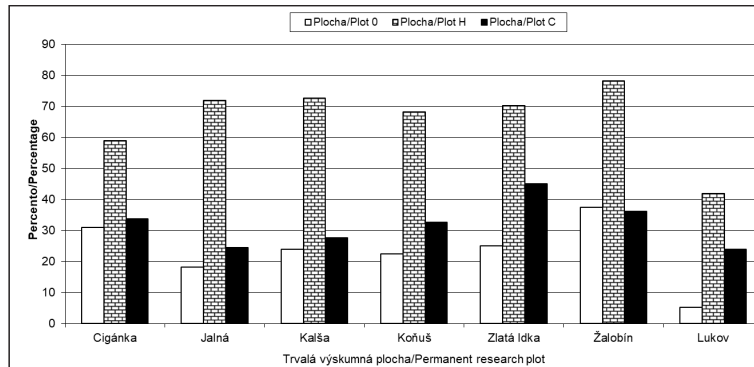


Obr. 2: Počet cieľových stromov na plochách (Legenda: plocha C – silná podúrovňová prebierka – C stupeň podľa Nemeckých výskumných ústavov lesníckych z roku 1902; plocha H – Štefančíkova úrovňová voľná prebierka (1974); plocha 0 – bez výchovy /kontrolná/)

Fig. 2: Number of crop trees in plots (Explanatory notes: Plot C – heavy thinning from below – C grade according to German Forestry Research Institutes from 1902; Plot H – crown thinning according to Štefančík's principles (1974); Plot 0 – with no thinning /control/)

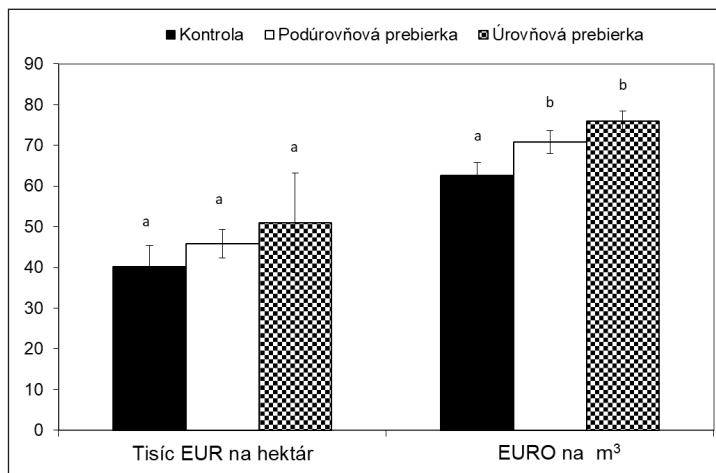
V literatúre sa údaje o počte CS v bukových porastoch rôznia, pričom treba podotknúť, že ich počet závisí od kvality vybratej populácie, od stanovišťa, od celkového počtu stromov na ha a od veku v ktorom sa pristupuje k voľbe CS. V tejto súvislosti ABETZ (1979) a ALTHERR (1981) uvádzajú ako optimálny počet 110 ks.ha⁻¹ v podmienkach Nemecka a podobne aj KURT (1982) odporúča 80 až 120 CS na ha. GUERICKE (2002) považuje za dostatočný počet CS 100 až 300 ks.ha⁻¹, pričom konštatuje, že v závislosti od veľkosti koruny v neskoršom veku klesá ich počet na 80 až 200 ks.ha⁻¹. ABETZ & OHNEMUS (1999) uvádzajú maximálny počet CS v závislosti od hrúbky cieľových stromov a ich kruhovej základne (G), a to v rozpätí 45 až 140 ks.ha⁻¹. KLÄDTKE (2002) neodporúča viac ako 100 CS, lebo podľa neho sa pravdepodobnosť vytvorenia červenej hniloby silne zvyšuje so zvyšovaním rubnej doby.

Okrem počtu cieľových stromov na hektár je významným ukazovateľom aj ich podiel zo zásoby, resp. objemu hrubiny porastu (obr. 3). V súčasnosti je tento podiel opäť najvyšší na plochách so Štefančíkovou úrovňovou voľnou prebierkou, kde sa pohybuje od 41,8 do 78,1 %. To predpokladá dosiahnutie hodnôt z modelu už skôr ako vo veku 110 až 130 rokov. Na ploche s podúrovňovou prebierkou to bolo 23,2 – 45,1 %, resp. na kontrolnej ploche bez výchovy 5,3 až 37,4 %.



Obr. 3: Podiel cieľových stromov z objemu hrubiny hlavného porastu (Legenda: ako pri obr. 2)
Fig. 3: Proportion of crop trees out of merchantable volume (Explanatory notes: see Fig. 2)

Podobne aj pri finančnom zhodnotení sledovaných troch variant manažmentu sa najvyššia hodnotová produkcia dosiahla na plochách so Štefančíkovou úrovňovou voľnou prebierkou (obr. 4). Jednoznačne najhoršie, a to z pestovného i finančného hľadiska dopadla plocha bez výchovy (ŠTEFANČÍK et al. 2018).



Obr. 4: Hodnotová produkcia podľa rozdielného manažmentu (Štefančík et al. 2018). Poznámka: Rozdielne písmená znamenajú štatisticky významný rozdiel ($p < 0.05$)
Fig. 4: Value production in thousands € per hectare and € per m³ in different management types. Note: Different letters mean statistically significance difference ($p < 0.05$)

Záver

Z porovnania cieľových stromov ako významných parametrov kvalitatívnej produkcie bukových porastov vyplýva, že najlepšie výsledky sa po dlhodobej a systematickej výchove dosiahli na ploche so Štefančíkovou úrovňovou voľnou prebierkou. Na základe týchto výsledkov možno konštatovať, že z pohľadu lesníckej praxe je potrebná systematická výchova, ktorá sa zameria na kvalitatívnu produkciu. Tá je v bukových porastoch prioritná v porovnaní s kvantitatívnou produkciou.

Podakovanie

Tento článok vznikol vďaka podpore projektu FOMON financovaného EÚ a štátnym rozpočtom SR, ďalej projektu EPRIBLES (2022-2026) financovanom z rozpočtovej kapitoly MPRV SR a z Agentúry na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-15-0032 a č. APVV-17-0416.

Literatúra

- ABETZ, P., 1979: Brauchen wir Durchforstungshilfen? Schweiz. Z. für Forstwesen, 130, 11: 945–963.
- ABETZ, P., OHNEMUS, K., 1999: Überprüfung von Z-baum-Normen für Buche anhand einer Versuchsfäche. Allg. Forst- u. J.-Ztg., 170, 9: 157–165.
- ALTHERR, E., 1971: Wege zur Buchenstarkholzproduktion. Festschrift zur 15. Hauptversammlung des Bad. – Württ. Forstvereins und 100-Jahr-Feier der Bad. – Württ. Forstl. Vers. – Anst., Feiburg, s. 123–127.
- ALTHERR, E., 1981: Erfahrungen bei der Anwendung quantifizierter Durchforstungshilfen in Buchenbeständen. Allgemeine Forstz., 36, 22: 552–554.
- GÖMÖRY, D., PAULE, L., 2011: Trade-off between height growth and spring flushing in common beech (*Fagus sylvatica* L.). Annals of Forest Science, 68: 975–984.
- GÖMÖRY, D., COMPS, B., PAULE, L., VON WÜHLISCH, G., 2013: Allozyme and phenotypic variation in beech (*Fagus sylvatica* L.): are there any links? Plant Biosystems, 147: 265–271.
- GUERICKE, M., 2002: Untersuchungen zur Wuchsdynamik der Buche. Forst und Holz, 57, 11: 331–337.
- HEIN, S., LENK, E., KLÄDTKE, J., KOHNLE, U., 2007: Effect of crop tree selective thinning on beech (*Fagus sylvatica* L.) Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 178: 8–20.
- JULLIEN, D., WIDMANN, R., LOUP, C., THIBAUT, B., 2013: Relationship between tree morphology and growth stress in mature European beech stands. Annals of Forest Science, 70: 133–142.
- KATÓ, F., MÜLDER, D., 1983: Qualitative Gruppendurchforstung der Buche. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 154: 139–145.
- KLÄDTKE, J., 2002: Growth of beeches with large crowns and consequences for silviculture (in German). Forstarchiv, 73, 6: 211–217.
- KNOKE, T., WENDEROTH, S. S., 2001: Ein Ansatz zur Beschreibung von Wahrscheinlichkeit und Ausmaß der Farbkernbildung bei Buche (*Fagus sylvatica* L.). Forstwissenschaftliches Centralblatt, 120: 154–172.
- KUPKA, K., 2013: QC.Expert 3.1. User's manual. Pardubice, TryloByte, Ltd., 266 s.
- KURT, A., 1982: Ziel, Voraussage und Kontrolle von Nutzungen im Forstbetrieb. Schweiz. Z. für Forstwesen, 133, 2: 93–114.
- MLINŠEK, D., BAKKER, A., 1990: Jugendwachstum und Holzqualität bei der Buche. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 109: 242–248.
- POLENO, Z., VACEK, S. et al., 2009: Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec n. Č. lesy, Lesnická práce, 952 s.

- PODRAZSKÝ, V., REMEŠ, J., 2007: Změny kvality a množství nadložního humusu při přirozeném zmlazení bukových porostů na území Školního lesního podniku Kostelec nad Černými lesy. Zprávy lesnického výzkumu, 52, 2: 118–122.
- ŠTEFANČÍK, I., BOŠELA, M., PETRÁŠ, R., 2018: Effect of different management on quality and value production of pure beech stands in Slovakia. Central European Forestry Journal, 64(1): 24–32.
- ŠTEFANČÍK, L., 1974.: Prebierky bukových zrdovín. Lesnícke štúdie č. 18. Bratislava, Príroda, 141 s.
- ŠTEFANČÍK, L., 1984: Úrovňová voľná prebierka – metóda biologickej intenzifikácie a racionalizácie selekčnej výchovy bukových porastov. Vedecké práce VÚLH vo Zvolene, 34: 69–112.
- UTSCHIG, H., KÜSTERS, E., 2003: Growth reactions of common beech (*Fagus sylvatica* L.) related to thinning – 130 years observation of the thinning experiment Elmstein 20. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 122: 389–409.
- VACEK, S., CHROUST, L., SOUČEK, J., 1996: Produkční analýza autochtonních bučin. Lesnictví, 43: 54–66.
- VACEK, S., HEJCMAN, M., 2012: Natural layering, foliation, fertility and plant species composition of a *Fagus sylvatica* stand above the alpine timberline in the Giant (Krkonoše) Mts., Czech Republic. European Journal of Forest Research, 131: 799–810.
- VACEK, S., VACEK, Z., PODRAZSKÝ, V., BÍLEK, L., BULUŠEK, D., ŠTEFANČÍK, I., REMEŠ, J., ŠTICHA, V., AMBROŽ, R., 2014.: Structural Diversity of Autochthonous Beech Forests in Broumovské Stěny National Nature Reserve, Czech Republic. Austrian Journal of Forest Science, 131: 191–214.

DYNAMIKA PŘÍRŮSTU KRUHOVÉ VÝČETNÍ ZÁKLADNY POROSTŮ BOROVICE LESNÍ S RŮZNÝM REŽIMEM VÝCHOVY NA PŘIROZENÝCH BOROVÝCH STANOVIŠTÍCH

Dynamic of basal area increment of Scots pine growing under different
tending treatments on pine natural sites

Zbranková Kateřina¹ • Černý Jakub^{1, 2}✉

¹ Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Zemědělská 3, CZ – 613 00 Brno

² Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, CZ – 517 73 Opočno,
e-mail: cerny@vulhmop.cz

Abstract: *The radial increment is the main point from the economic viewpoint for all tree species within forest management based on sales of produced wood. It is a stem volume change during tree development. Thus, the main effort in forest management is to maximise the radial increment, which can be influenced by tending treatments. The study aimed to evaluate the development of pure Scots pine stands with different silvicultural treatments in Strážnice region. This study evaluates the stand basal area development at long-term silviculture experiments established in 1962 and regularly measured in five-year intervals. The silvicultural experiment was performed at five sample plots (50 × 50 m). The first one was used as a control plot without silvicultural treatments. The remaining four plots with different commercial thinning applications were used (thinning from above and below). No significant differences among observed experimental silvicultural treatments were found based on the results.*

Key words: *Thinning from above; thinning from below; radial increment*

Abstrakt: Tloušťkový přírůst všech lesních dřevin je z ekonomického hlediska podstatou lesního hospodářství, které je založeno na prodeji vypěstované dřevní hmoty. Jedná se o změnu objemu kmene v jeho letitém vývoji. V lesním hospodářství je tedy snahou maximalizace tloušťkového přírůstu, který lze ovlivnit provedenými výchovnými zásahy. Cílem studie bylo vyhodnocení vývoje borových porostů s různou formou pěstební výchovy v oblasti Strážnice. V práci je vyhodnocen vývoj kruhové výčetní základny na dlouhodobých pěstebních experimentech, kde probíhalo měření od roku 1962 v pravidelných pětiletých intervalech. Porovnávány způsoby výchovy vykonané na zkušných plochách o výměře 50 × 50 m zahrnovali kromě kontrolní varianty (bez zásahu, K) varianty pěstebně usměrňované podúrovňovou (P) a úrovňovou (Ú) probírkou. Během provedení šetření nebyl z pohledu kruhové výčetní základny prokázán signifikantní rozdíl mezi sledovanými pěstebními variantami.

Klíčová slova: úrovňová probírka; podúrovňová probírka; tloušťkový přírůst

Úvod

Borovice lesní je jednou z dřevin, která má největší rozšíření na světě. Hlavním těžištěm jejího rozšíření je boreální klimatické pásmo, v severní Evropě a Asii dosahuje až na polární

hranici lesa (AUTY et al. 2014). V ČR má borovice zastoupení 16,1 % (MZE 2021). Jako většina druhů dřevin vykazuje nejlepší přírůst na stanovištích s optimální zásobou vody i živin (STRAND et al. 2006; CZYZYK 2021). Borovice je výrazně světlomilná dřevina, které se nejlépe daří na volných plochách. Příliš jí nesvědčí růst v semknutých porostech. Protože patří mezi pionýrské dřeviny, je spíše vysazována na holinách a nezalesněných plochách (ÚRADNÍČEK et al. 2009).

Probírky patří mezi hlavní pěstební opatření, při kterých je odstraňována část stromového inventáře za účelem snížení konkurence mezi ponechanými jedinci, zvýšení jejich objemového přírůstu, zvýšení stability a zlepšení zdravotního stavu (SMITH et al. 1997; BIANCHI et al. 2022). Probírky jsou rovněž doporučovány k tlumení negativního vlivu klimatické změny na růst, a to zvýšením dostupnosti vody i efektivity jejího využití (tzv. water use efficiency) ponechanými jedinci (D'AMATO et al. 2013). Stromy rostoucí v podmínkách snížené konkurence o zdroje jsou méně náchylné vůči stagnaci růstu i přísuškům, které jsou predikovány v rámci klimatických scénářů (MARTÍNEZ-VILALTA et al. 2012; POTOPOVA et al. 2018). Z tohoto důvodu regulace hustoty porostu pěstebními zásahy, a tím i snížení konkurence mezi ponechanými jedinci, představuje vhodné adaptační opatření vůči suchu, což může minimalizovat i potenciální nepříznivé ekologické a socioekonomické vlivy klimatické změny (HANEWINKEL et al. 2012; ANDREWS et al. 2020).

Při podúrovňové probírce je průměrná hmotnatost odstraněných stromů nižší než hmotnatost ponechaných jedinců, protože jsou hlavně vytěženy stromy potlačené a podúrovňové. Naopak při úrovňových probírkách jsou zásahy primárně umístěny do horní korunové vrstvy porostu (ERIKSSON 2006). V České republice jsou pro výchovu borových porostů doporučovány podúrovňové zásahy. Intenzita pěstebního zásahu by ovšem měla reflektovat modely výchovy zpracované pro borovici lesní (SLODIČÁK et al. 2013), protože velmi (extrémně) silné zásahy mohou jednak výraznou měrou snížit celkový objemový přírůst v rámci doby obmýti (DEL RIO et al. 2017), ale také zvýšit riziko poškození porostů abiotickými a sekundárními biotickými činiteli v prvních letech po provedení výchovného zásahu (JACTEL et al. 2009).

Pro charakteristiku přírůstu jak na úrovni celého porostu, tak i jednotlivých stromů, se v lesnické praxi běžně využívá kruhové výčetní základny, která je definována jako plocha příčného průřezu kmene 1,3 m od paty kmene.

Cílem studie je zhodnocení dlouhodobých dat z pohledu dynamiky tloušťkového přírůstu nesmíšených porostů borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) ve vazbě na odlišný management pěstební výchovy na přirozených borových stanovištích v oblasti Strážnice.

Materiál a metodika

Popis lokality

Série výzkumných ploch hodnocených v předložené studii byla založena v roce 1962 v 33 letém porostu. Nachází se v katastrálním území Vracov (48°56'38.959" S; 17°12'10.631" V) v okrese Hodonín na majetku Lesů České republiky s. p., LS Strážnice. Spadá do PLO 35 – Jihomoravské úvaly. V rámci série ploch je 5 srovnávacích ploch čtvercového tvaru s výměrou 2 500 m² (50 × 50 m) opatřených 10 m širokým ochranným pásmem, aby se zabránilo okrajovému efektu. Plochy se nachází v nadmořské výšce 207 m, což odpovídá 1. LVS, zejména souboru lesních typů 1M a cílovému hospodářskému souboru 13. Terén výzkumných ploch je převážně rovinatý, v geologickém podloží se nachází hlavně váte písků, na kterých se vyvinuly kambizemě, konkrétně půdní subtyp arenická podzolová.

Série výzkumných ploch byla založena za účelem sledování vlivu porostní výchovy na růst a vývoj borových porostů. Jak je uvedeno výše, výzkumná série je tvořena pěti srov-

návacími plochami. První srovnávací plocha je kontrolní, která je bez porostní výchovy. Odstraňují se zde pouze souše v rámci nahodilé těžby. Druhou variantu, která má dvě opakování, tvoří porosty, kde byla v rámci výchovných zásahů použita úrovněová probírka s pozitivním výběrem. Na poslední třetí variantě opět se dvěma opakováními byl vždy proveden podúrovněový zásah s negativním výběrem.

Na plochách byly při založení vzestupně číslovány všechny stromy na ploše a před započítáním experimentu byly všechny srovnávací plochy vysvěrkovány s přesností 0,1 cm obvyklým taxačním způsobem. Detailní popis založení ploch a designu experimentu je uveden v SLODIČÁK & NOVÁK (2007a).

Pěstební historie sledovaných porostů

První výchovný zásah byl na plochách proveden ve věku 33 let a bylo odstraněno 10 % (úrovněovou) a 30 % jedinců (podúrovněovou probírkou). Úrovněová probírka měla za cíl, aby bylo pozitivním výběrem uvolněno 500 nadějných jedinců. Druhý výchovný zásah byl proveden o pět let později kvůli poškození sněhem a bylo odstraněno 20 % (úrovněovým) a 22 % jedinců (podúrovněovým zásahem). Poslední silný výchovný zásah byl proveden ve 43 letech, který byl kombinovaný i s nahodilou těžbou. V rámci tohoto zásahu bylo odstraněno 50 % (úrovněová) a 41 % jedinců (podúrovněová probírka) na ploše. Nadále tak bylo od silných výchovných zásahů upuštěno a docházelo pouze k odstraňování souší, vývrátů a zlomů v rámci nahodilé těžby (DUŠEK et al. 2011). V době založení experimentu (rok 1962) byl počáteční stav počtu jedinců 3384 stromů/ha na kontrolní ploše (K), 3544 stromů/ha na ploše s úrovněovým managementem výchovy (Ú) a 3496 stromů/ha na variantě podúrovně (P). V posledním hodnoceném roce 2017 byl počet živých jedinců 468 ks, 496 ks a 522 ks na K, Ú a P.

Inventarizace porostů a výpočet kruhové výčetní základny

V pravidelných pětiletých intervalech byly od roku 1962 u všech stromů přítomných na ploše měřeny výčetní tloušťky průměrkou ve dvou na sebe kolmých směrech na přesně vyznačeném měřišti 1,3 m od paty kmene s přesností 0,1 cm.

Následně byly vypočítány kruhové výčetní základny jednotlivých stromů ($g_{1,3}$) podle rovnice, kde $g_{1,3}$ byly převedeny z cm^2 na m^2 :

$$g_{1,3} = (\pi d_{1,3}^2)/4 \quad [1]$$

Poté byla vypočítána kruhová výčetní základna celého porostu (G) přepočítaná na 1 ha plochy:

$$G = \sum g_i \quad (i=1) \quad [2]$$

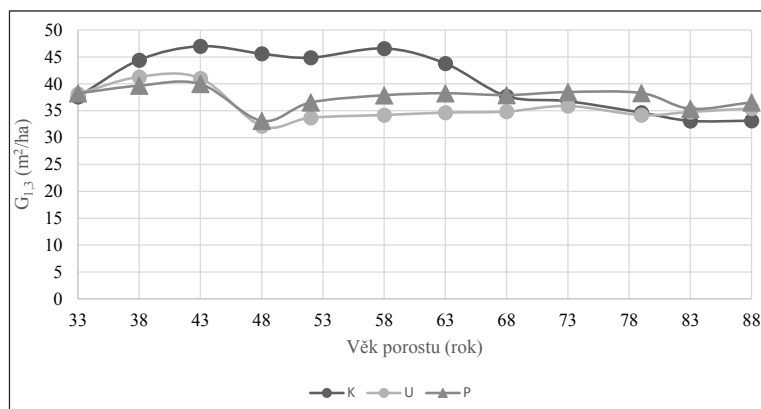
kde g_i – kruhová výčetní základna jednotlivých stromů na ploše.

Zpracování dat

Data z porostní inventarizace byla digitalizována a hodnocena v programu MS Excel, kde byly provedeny i základní grafické výstupy. Statistická analýza dat (ANOVA) byla provedena v softwaru SigmaPlot®, verze 13 (Systat Software Inc., USA) na hladině významnosti 95 %.

Výsledky

Největší kruhová výčetní základna porostu byla zaznamenána na kontrolní ploše (K; tj. varianta bez výchovných zásahů). To je ovšem zapříčiněno největším počtem jedinců ponechaných na ploše. Největší výkyv hodnot nastal v roce 1977 u ploch s probírkami (P, Ů), jelikož zde byl v tomto roce umístěn výchovný zásah. Naproti tomu kruhová výčetní základna porostu na kontrolní ploše stagnovala a měla mírný nárůst. Zlom nastal v roce 1992, kdy kruhová výčetní základna na ploše K začala klesat. Z obrázku 1 je zřejmé, že pozitivní vliv podúrovňové probírky na kruhovou výčetní základnu borových porostů byl zaznamenán v posledním roce měření (2017).



Obr. 1: Porovnání vývoje kruhové výčetní základny porostu na sledovaných pěstebních variantách v období 1962 – 2017. $G_{1,3}$ – kruhová výčetní základna porostu v prsní výšce (1,3 m nad zemí); K – kontrolní varianta bez pěstebního zásahu; U – varianta s úrovňovými pěstebními zásahy; P – varianta s podúrovňovými pěstebními zásahy

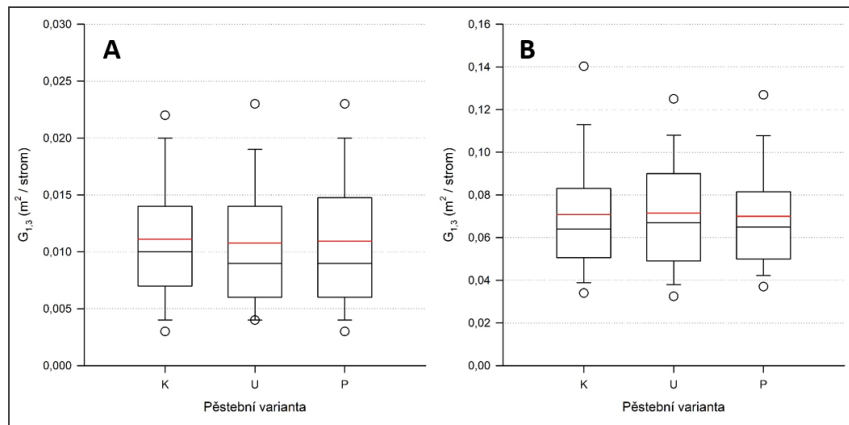
Fig. 1: Comparison of stand basal area development on experimental silvicultural treatments in the 1962-2017 period. $G_{1,3}$ – stand basal area at 1.3 m above the ground; K – control without any silvicultural interventions; U – stands thinned from above; P – stands thinned from below

Mezi pěstebními variantami nebyly v době založení experimentu (rok 1962; obr. 2A) ani v posledním roce měření (rok 2017; obr. 2B) zjištěny žádné statisticky významné rozdíly kruhové výčetní základny mezi sledovanými pěstebními variantami (viz tab. 1).

Table 1: Statistické porovnání kruhové výčetní základny jednotlivých stromů na sledovaných pěstebních variantách na začátku (rok 1962) a v posledním roce (2017) experimentu. K – kontrolní varianta bez pěstebního zásahu; U – varianta s úrovňovými pěstebními zásahy; P – varianta s podúrovňovými pěstebními zásahy

Table 1: Statistical comparison of basal areas at tree level on experimental silvicultural treatments in 1962 (beginning of the experiment) and 2017 (last measured year). K – control without any silvicultural interventions; U – stands thinned from above; P – stands thinned from below

Plocha	1962			2017		
	K	Ů	P	K	Ů	P
K	x	0,186	0,190	x	0,615	0,865
Ů	0,186	x	0,899	0,615	x	0,488
P	0,190	0,899	x	0,865	0,488	x



Obr. 2: Porovnání kruhové výčetní základny jednotlivých stromů na sledovaných pěstebních variant na začátku (rok 1962) a v posledním roce (2017) experimentu. K – kontrolní varianta bez pěstebního zásahu; U – varianta s úrovnovými pěstebními zásahy; P – varianta s podúrovnovými pěstebními zásahy. Horní čára uvnitř krabicového grafu označuje průměrné hodnoty

Fig. 2: Comparison of basal areas at the tree level on experimental silvicultural treatments in 1962 (beginning of the experiment) and 2017 (last measured year). K – control without any silvicultural interventions; U – stands thinned from above; P – stands thinned from below. Upper-line within the boxplot signifies mean values

Diskuze

Prezentovaný výzkum byl založen za účelem zjištění vhodného způsobu výchovy, tak aby se zvyšovala produkce porost. Podobným výzkumem se zabýval i DUŠEK et al. (2012). Celý experiment byl zaměřen na sledování vlivu výchovných zásahů v borových porostech středního věku oproti zásahům v porostech do 20 let. Tyto výzkumné plochy však byly založeny na chudých stanovištích ovlivněných vodou (lesní typ 1Q1). Věk porostů, kdy byly plochy založeny, je stejný s námi sledovanými plochami. DUŠEK et al. (2012) zaznamenal podobné hodnoty kruhové výčetní základny jako v prezentované studii a rovněž neprokazuje významný vliv výchovných zásahů na vyšší tloušťkový přírůst v borových porostech středního věku.

Další experiment s porostní výchovou borovice lesní byl založen ve stejný rok poblíž Bzence, avšak v mladším porostu než v naší studii (DUŠEK et al. 2010). V tomto experimentu ovšem byly zahrnuty pouze dvě pěstební varianty (výzkumné plochy), a to kontrolní a s úrovnovou probírkou. DUŠEK et al. (2010) zjistil, že s přibývajícím věkem narůstá kruhová výčetní základna porostu na plochách s úrovnovou probírkou, jelikož mladší borové porosty na výchovné zásahy reagují výrazně rychleji než porosty starší, což odpovídá výsledkům této práce. Naproti tomu na kontrolní ploše kruhová výčetní základna poklesla z důvodu provedení nahodilé těžby. Jediný rozdíl mezi oběma studiemi byl v roce posledního výchovného zásahu. V případě DUŠKA et al. (2010) to bylo v 35 letech a poté byly prováděny pouze nahodilé těžby, zatímco v naší studii byl poslední zásah umístěn v porostu v jeho 53 letech věku. Tento rozdíl je pravděpodobně způsoben tím, že výzkumná série Strážnice II (DUŠEK et al. 2010) byla založena v mladších (25 let), zatímco série Strážnice I sledovaná v této práci o osm let starších porostech (33 let).

DUŠEK et al. (2011) prezentuje výsledky experimentu výchovy borovice lesní na výzkumných plochách na Jižní Moravě, kde porovnává dvě série pěstebních experimentů

Strážnice I a Strážnice III. Plochy série Strážnice I byly použity i pro účely této studie, pouze s 11letým odstupem. Proto lze jednoduše porovnat, jak probíhal vývoj kruhové výčetní základny porostu. DUŠEK et al. (2011) uvádí na konci jimi sledovaného období hodnotu kruhové výčetní základny v rozmezí 34–39 m²·ha⁻¹ a na podúrovňové variantě byla G_{1,3} o 12% vyšší než u kontrolní plochy. V předložené studii se naměřené hodnoty kruhové výčetní základny pohybovaly v roce 2017 od 33 do 37 m²·ha⁻¹ a opět nejvyšší hodnotu měla podúrovňová plocha. Tyto hodnoty jsou ovšem o něco menší než u DUŠKA et al. (2011), což může být zapříčiněno tím, že byla provedena nahodilá těžba, která snížila kruhovou výčetní základnu.

Výzkumem výchovy borovice lesní se zabýval i CHROUST (2001) ve východních Čechách. Jeho experiment spočíval v tom, zda je úrovňová výchova lepší pro výchovu porostů borovice lesní než podúrovňová. Výzkum založil na chudých písčitých stanovištích v 27leté borové tyčovině. Celý experiment byl metodicky identický jako v předložené studii, jediným rozdílem byl věk založení sledovaného porostu. CHROUST (2001) konstatuje, že úrovňová výchova není lepší než podúrovňová a zásahy do starších porostů v podúrovňovi mohou vést k přírůstovým ztrátám. V porovnání s výsledky naší studie nelze obecně říci, zda by docházelo k přírůstovým ztrátám či naopak.

NOVÁK et al. (2011) sledovali v rámci hodnocení 40letého výzkumu probírkový efekt v porostech borovice lesní na dynamiku tloušťkového přírůstu, kde mezi sebou porovnával čtyři lokality v České republice a zahrnoval rovněž výzkumnou sérii Strážnice. Na začátku výzkumu měla kontrolní i úrovňová plocha hodnotu kruhové výčetní základny 38 m²·ha⁻¹. Po 10 letech a třech probírkových zásazích byly zjištěny první rozdíly. Na konci výzkumu však byla hodnota G_{1,3} na obou plochách přibližně stejná, což je v souladu s výsledky prezentované studie (obr. 1; rok 2017), kde na začátku experimentu byla zaznamenána téměř identická kruhová výčetní základna. Ta se po 15 letech, kdy byly provedeny pěstební zásahy, začala lišit mezi jednotlivými pěstebními variantami, nicméně na konci sledovaného období (rok 2017) byly opět zjištěny velice podobné hodnoty G_{1,3} pro všechny studované pěstební varianty.

Borovice lesní se pěstební výchovou podobá spíše listnáčům než jehličnatým dřevinám (SLODIČÁK & NOVÁK 2007b). Patří mezi typicky slunné dřeviny s brzkým objemovým přírůstem a již okolo 20 let věku je již známo, jak kvalitní bude celý porost během následného vývoje. Proto je důležité výchovné zásahy umísťovat do mladších porostů z důvodu pomalé reakce na zásahy ve starších porostech a pro budoucí stabilitu porostu vůči abiotickým vlivům (LLORENS et al. 1997; SLODIČÁK et al. 2011). Z tohoto lze usuzovat, že, kdyby byly výzkumné plochy založeny v mladším věku, mohly by být zjištěny jiné hodnoty, které by byly vyšší, a porost by byl ještě stabilnější. Problém nastává v momentu, kdy jsou zásahy velké intenzity, jelikož může docházet k poklesu přírůstu, anebo jeho úplným ztrátám (DEL RIO et al. 2007) či poškození abiotickými a následně biotickými činiteli (JACTEL et al. 2009). V případě velkého uvolnění borovice v mladém věku dochází ke vzniku tlustých větví a košaté koruny, která později znehodnocuje daný porost (SLODIČÁK et al. 2013).

Závěr

Cílem studie bylo zjistit nejhodnější výchovné zásahy pro přirozené borové porosty v oblasti Strážnice ve vztahu ke kruhové výčetní základně. Data byla měřena na 5 zkusných plochách. Použita byla kontrolní plocha bez zásahu, dvě plochy s úrovňovým a dvě plochy s podúrovňovým zásahem. V rámci studie nebyly zjištěny žádné signifikantní rozdíly kruhové výčetní základny mezi sledovanými pěstebními variantami. U kruhové výčetní základny oba zásahy přispívají k jejímu kladnému vývoji, naopak na kontrolní ploše docházelo ke snížení G_{1,3}. Protože nebyly prokázány žádné statisticky významné rozdíly, nelze

z pohledu tloušťkového přírůstu jednoznačně prohlásit, která varianta pěstebního managementu je neefektivnější. Závěrem lze konstatovat, že je možné použití obou výchovných metod (podúrovňový i úrovňový zásah) stejně efektivně a oba druhy výchovy jsou pro borovici lesní přijatelné. Obecně však u výchovy borovice lesní záleží i na dalších aspektech, jako např. půdním prostředí, nebo kategorizaci lesa; tedy, zda se jedná o les hospodářský, kde je primárním cílem co největší přírůst a následné ekonomické zhodnocení vytěžených sortimentů, anebo o les zvláštního určení.

Poděkování

Výsledek vznikl za finanční podpory projektů Národní agentury zemědělských věd (NAZV) č. QK22020008, Interní grantové agentury LDF Mendelu v Brně č. IGA-LDF-22-TP-102 a za podpory Ministerstva zemědělství ČR, institucionální podpora MZE-RO0118.

Literatura

- ANDREWS C. M., D'AMATO A. W., FRAVER S., PALIK B. J., BATTAGLIA M. A., BRADFORD J. B. 2020. Low stand density moderates growth declines during hot droughts in semi-arid forests. *Journal of Applied Ecology*, 57(6): 1089–1102.
- AUTY D., ACHIM A., MACDONALD E., CAMERON A. D., GARDINER B. A. 2014. Models for predicting wood density variation in Scots pine. *Forestry*, 87(3): 449–458.
- BIANCHI S., HUUSKONEN S., HYNYNEN J., SIIPILEHTO J., NIEMISTÖ P. 2022. Tree-level differences in Norway spruce and Scots pine growth after extreme thinning treatments. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 37(2): 109–118.
- CZYZYK K. 2021. Radial growth response of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) after increasing the availability of water resources. *Forests*, 12(8): 1053.
- D'AMATO A. W., BRADFORD J. B., FRAVER S., PALIK B. J. 2013. Effects of thinning on drought vulnerability and climate response in north temperate forests ecosystems. *Ecological Applications*, 23(8): 1735–1742.
- DEL RÍO M., BRAVO-OVIEDO A., PRETZSCH H., LÖF M., RUIZ-PEINADO R. 2017. A review of thinning effect on Scots pine stands: from growth and yield to new challenges under global change. *Forest Systems*, 26: eR03S.
- DUŠEK D., NOVÁK J., SLODIČÁK M. 2011. Experimenty s výchovou borovice lesní na jižní Moravě – Strážnice I a Strážnice III. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56(4): 283–290.
- DUŠEK D., NOVÁK J., SLODIČÁK M. 2012. Výchova borových porostů ve středním věku – experiment Kersko. *Zprávy lesnického výzkumu*, 57(4): 297–303.
- DUŠEK D., SLODIČÁK M., NOVÁK J. 2010. Experiment s výchovou borovice lesní – Strážnice II (1962). *Zprávy lesnického výzkumu*, 55(2): 78–84.
- ERIKSSON E. 2006. Thinning operations and their impact on biomass production in stands of Norway spruce and Scots pine. *Biomass and Bioenergy*, 30: 848–854.
- HANEWINKEL M., CULLMANN D. A., SCHELHAAS M.-J., NABUURS G.-J., ZIMMERMANN N. E. 2012. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change*, 3: 203–207.
- CHROUST L. 2001. Thinning experiment in a Scots pine forest stand after 40-year investigations. *Journal of Forest Science*, 47: 356–365.
- JACTEL H., NICOLL B. C., BRANCO M., et al. 2009. The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. *Annals of Forest Science*, 66: 701.

- LLORENS P., POCH R., LATRON J., GALLART F. 1997. Rainfall interception by a *Pinus sylvestris* forest patch overgrown in a Mediterranean mountainous abandoned area. I. Monitoring design and results down to the event scale. *Journal of Hydrology*, 199: 331–345.
- MARTÍNEZ-VILALTA J., LÓPEZ B. C., LOEPFE L., LLORET F. 2012. Stand- and tree-level determinants of the drought response of Scots pine radial growth. *Oecologia*, 168: 877–888.
- MZE 2021. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2020. Praha, MZe, 128 s.
- NOVÁK J., SLODIČÁK M., DUŠEK D. 2011. Thinning effects on forest productivity and site characteristics in stands of *Pinus sylvestris* in the Czech Republic. *Forest Systems*, 20(3): 464–474.
- POTOPOVA V., ŠTĚPÁNEK P., ZAHRADNÍČEK P., FARDA A., TURKOTT L., SOUKUP J. 2018. Projected changes in the evolution of drought on various timescales over the Czech Republic according to Euro-CORDEX models. *International Journal of Climatology*, 38: E939–E954.
- SLODIČÁK M., NOVÁK J. 2007a. Růst, struktura a statická stabilita smrkových porostů s různým režimem výchovy – nové výsledky z dlouhodobých experimentů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, 145 s.
- SLODIČÁK M., NOVÁK J. 2007b. Výchova lesních porostů hlavních hospodářských dřevin. Strnady, VÚLHM Lesnický průvodce 4/2007: 46 s.
- SLODIČÁK M., NOVÁK J., DUŠEK D. 2011. Canopy reduction as a possible measure for adaptation of young Scots pine stand to insufficient precipitation in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 262: 1913–1918.
- SLODIČÁK M., NOVÁK J., DUŠEK D. 2013. Výchova porostů borovice lesní. Strnady, VÚLHM Lesnický průvodce 5/2013: 23 s.
- SMITH D. M., LARSON B. C., KELTY M. J., ASHTON P. N. S. 1997. *The practice of silviculture*. New York, John Wiley & Sons Inc., 537 s.
- STRAND M., LOFVENIUS M. O., BERGSTEN U., LUNDMARK T., ROSVALL O. 2006. Height growth of planted conifer seedlings in relation to solar radiation and position in Scots pine shelterwood. *Forest Ecology and Management*, 224(3): 258–265.
- ÚRADNÍČEK L., MADĚRA P., TICHÁ S., KOBLÍZEK J. 2009. *Dřeviny České republiky*. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, 367 s.

VÝVOJ POROSTU JEDLE VE SROVNÁNÍ SE SMÍŠENÝM POROSTEM MODŘÍNU S JEDLÍ A VLASTNOSTI SVRŠKU PŮDY BÝVALÉ LOUKY DVACET LET PO ZALESNĚNÍ

Performance of fir stand compared to mixed larch-fir stand and properties of former-meadow topsoil twenty years following afforestation

Jan Bartoš✉ • Dušan Kacálek • Jan Leugner

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i. Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, CZ – 517 73 Opočno, e-mail: bartos@vulhmop.cz

Abstract: *Afforestation changes both above-ground and below-ground environment conditions. This study compared performance of monospecific fir and fir mixed with larch non-replicated treatments growing over ca 20 years on former meadow. The mixture fir growth was suppressed by larch. However, the mixture basal area (including the removed larches when thinned) exceeded the pure fir more than four times and more than two times after 10 and 20 years of development, respectively. Mixture with larch acidified more both the forest floor and topsoil. On the other hand, both forest floor and topsoil of the mixed treatment were higher in plant-available Mg compared to the monospecific fir. Plant-available P concentrations were higher in the forest floor and lower in the topsoil below the mixed treatment. Both layers showed comparable oxidizable carbon contents.*

Key words: *afforestation; silver fir; European larch; mixture*

Abstrakt: Zalesnění mění nadzemní i podzemní podmínky prostředí. Tato studie srovnává prosperitu čisté jedle a směsi jedle s modřínem v neopakovaných variantách rostoucích ca 20 let na bývalé louce. Růst jedle ve směsi byl modřínem potlačován. Nicméně výčetní kruhová základna směsi (včetně modřínů vytěžených při výchově) převyšovala čistou jedli více než čtyřikrát po 10 letech a více než dvakrát po 20 letech vývoje. Směs s modřínem více acidifikovala jak, humus tak svršek půdy. Na druhou stranu měla vyšší koncentrace rostlinám přístupného Mg ve srovnání s čistou jedlí. Koncentrace rostlinám přístupného P byly nižší v humusu, ale vyšší v minerálním svršku půdy smíšené varianty. Obsahy oxidovatelného C byly v obou variantách srovnatelné.

Klíčová slova: zalesňování; jedle bělokora; modřín opadavý; smíšení

Úvod

Volba dřevin je jedním z nejvýznamnějších opatření k ochraně lesní půdy (WILPERT 2022). Odklon od zakládání monokulturních lesů je nezbytný (např. BERGER et al. 2010). Snahy o zakládání smíšených porostů se týkají také výsadby nových lesů na zemědělsky využívaných půdách. Spolu s otázkami produkce a péstebních opatření ve smích dřevin vystávají také otázky vlivu směsi na půdu (viz DHIEDT et al. 2021) nebo porostní mikroklima (ZHANG et al. 2022). Zalesnění např. zvyšuje obsah půdního uhlíku ve svrchní vrstvě půdy

bývalé pastviny (PAUL et al. 2002) a navíc půdy smíšených nebo autochtonních porostů mají více rozpustného organicky vázaného uhlíku než půdy porostů monokulturních a nepůvodních (HORVÁTH et al. 2022). Nicméně významné zvyšování obsahu SOC pod monokulturou smrku bylo také nalezeno v souvislosti s věkem porostů (ČUKOR et al. 2017). Vznikem nových porostů, tam kde předtím nebyly, je také dosahováno zvýšeného ukládání uhlíku; RITTER (2007) reportovala významné zvýšení půdního uhlíku pod *Larix sibirica* na Islandu v porostech starších 30 let než pod vřesem nebo mladšími porosty. Na významnou roli modřinu opadavého na zalesněných zemědělských půdách poukázali např. PODRÁZSKÝ, ŠTĚPÁNIK (2002); PODRÁZSKÝ, ULBRICHOVÁ (2004); BARTOŠ, KACÁLEK (2011) nebo nejnověji ZEIDLER et al. (2022). V tomto příspěvku jsme se zaměřili na srovnání produkčních charakteristik variant nesmíšené jedle a směsi jedle s modřínem doplněné o srovnání jejich melioračního potenciálu ve vztahu k nadložnímu humusu a svrchní půdě.

Metodika

Prosperita jedle v řadovém smíšení s modřínem je sledována na výzkumné ploše (VP) Bystré (viz tab. 1), která se nachází v PLO 26 – Předhoří Orlických hor na svěží bučiny. VP vznikla v roce 2001 v katastru obce Bystré v Orlických horách zalesněním svažité louky se severozápadní expozicí a střední nadmořskou výškou 510 m. Geologické podloží je tvořeno fylity a zelenými břidlicemi novoměstské série orlicko-kladské klenby (OPLETAL & DOMEČKA 1983). Zájmová lokalita 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. Do naorané půdy byla jedle vysázena v řadovém smíšení s modřínem, aby jí poskytovala bočním krytem korun ochranu před plným osluněním, případně i mrazovými škodami. Nesmíšená jedle byla vysázena na jaře 2001 na dvou ploškách o celkové výměře 2 arů v hektarovém počtu 3,5 tisíce jedinců ve čtvercovém sponu 1,6 m. Pravidelně se střídající řady jedle a modřinu byly vysázeny o rok později (jaro 2002) na plošku o velikosti 2,6 arů v průměrném hektarovém počtu 5,2 tisíc jedinců (výsadbový spon ca 1,2 × 1,4 m). Celá zalesněná část louky byla oplocena; plot byl odstraněn v roce 2012. V roce 2009 až 2020 bylo na VP Bystré při výchovném zásahu odebráno celkem 33 vzorníků jedle a 27 vzorníků modřinu. U vzorníků byla po metrových sekcích změřena tloušťka kmene pro výpočet objemu. Výchovný zásah provedený ve smíšené variantě cílil na odstranění modřinů konkurujícím cílovým jedlím. V nesmíšené variantě byly odstraněny jedle konkurující cílovým stromům, které měly obdobné dimenze tak, aby došlo k diferenciaci porostu. Srovnávaný pár ploch nemá v rámci VP Bystré opakování.

Na podzim v roce 2021 byly odebrány vzorky opadu a svrchního minerálního horizontu na VP Bystré pod jedlí v řadovém smíšení s modřínem (varianta JD v MD) a pod nesmíšenou jedlí (varianta JD). Vzorky povrchového humusu (horizonty L, F, H) byly odebrány jako smíšený vzorek pomocí kovového rámečku 25 × 25 cm za účelem kvantifikace. Z každé varianty bylo odebráno vždy 5 vzorků.

Tabulka 1: Charakteristika výzkumné plochy

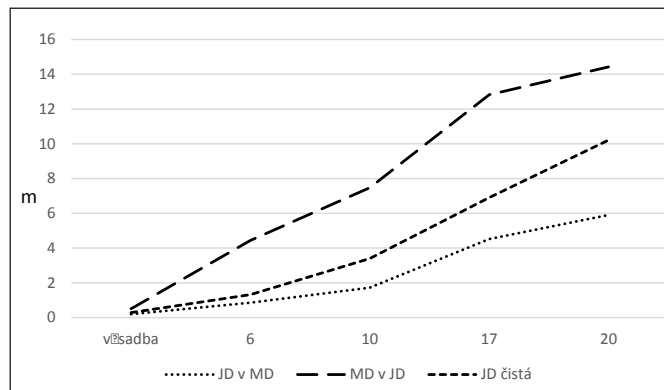
Table 1: Study site attributes

Název VP ¹	Poloha ²	Rok výsadby ³	Nadmořská výška / Expozice ⁴	Stanoviště ⁵	Matečná hornina ⁶
Bystré	50.3279181N, 16.2485025E	2001, 2002	510 m / SZ (NW)	4S	fyllit, zelená břidlice

Captions: ¹research plot; ²coordinates; ³planting years for fir (2001) and fir with larch (2002); ⁴altitude/aspect; ⁵nutrient-medium beech site; ⁶bedrocks are phyllites and green schist

Výsledky

Z výsledků porovnání výškového růstu sledovaných výsadeb se potvrdil rychlý růst modřínu v prvních letech po výsadbě (obr. 1). Na relativně příznivém stanovišti VP Bystré dosahoval průměrné výšky 120 cm na přelomu 2. a 3. roku po výsadbě. Tímto lze považovat dřevinu na zajištěnou. Výbornou růstovou dynamiku si modřín udržel po celou dobu sledování a po 20 letech dosahuje průměrné výšky necelých 15 m. Jedle odrůstala na obou sledovaných variantách (v řadovém smíšení s modřínem a čistá jedle) relativně s nízkými ztrátami. Ve výškovém růstu byla v prvních letech nejvíce poškozována pozdními mrazy. V prvních pěti letech odrůstaly obě varianty obdobně, poté se začala projevovat konkurence přimíšeného modřínu. Po deseti letech tak dosahuje čistá jedle o 98 % větší průměrné výšky než jedle ve směsi s modřínem. V důsledku odstranění části konkurujících modřínů se tento rozdíl po 20 letech zmenšil na 73 %. Zatím co průměrná výška všech jedinců varianty čistá JD dosahuje 5,9 m průměrná výška 20 % nejvyšších jedinců (potencionálně cíloví jedinci) přesahuje 9 m.

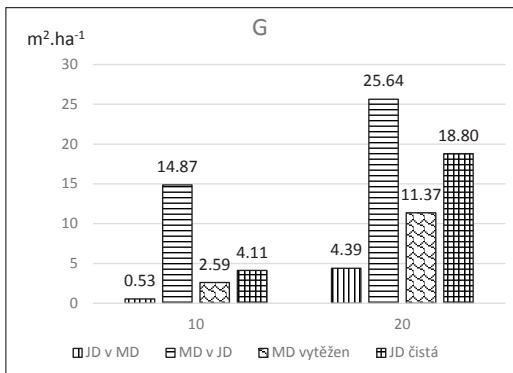


Obr. 1: Porovnání výškového růstu nesmíšené jedle a jedle ve smíšení s modřínem opadavým
Fig. 1: Comparison of height growth of monospecific fir and fir mixed with European larch

Vývoj výčetní kruhové základny zachycuje obrázku 2. I na tomto parametru je vidět velká růstová dynamika modřínu v prvních letech po výsadbě. Po 10 letech dosahuje modřín o 262 % větší G oproti čisté jedli. Po 20 letech tento rozdíl činí už pouze 36 %. Také rozdíly mezi sledovanými variantami jedle se zmenšují. Po 10 letech zaujímal jedle v modřínu pouze 13 % G čisté jedle. Po 20 letech už tento podíl tvoří 23 %.

Smíšená varianta byla založena v hustotě 5192 na hektar (z toho JD 2423 a MD 2769). Nesmíšená varianta byla vysazena v hektarovém počtu 3500. Po dvaceti letech a ve směsi přežívá 1962 JD/ha, tzn. 81 % původně vysazených. Hektarový počet modřínů byl snížen na 1077, tzn. na 39% z původně vysazených.

Ve smíšené variantě dosahuje po 20 letech zásoba modřínu ca 207 m³/ha. Na základě vytěžených vzorníků lze odhadnout zásobu modřínu vytěženého při provedených výchovných zásazích na 85 m³/ha. Zásoba varianty čistá jedle činí po 20 letech 82 m³/ha.

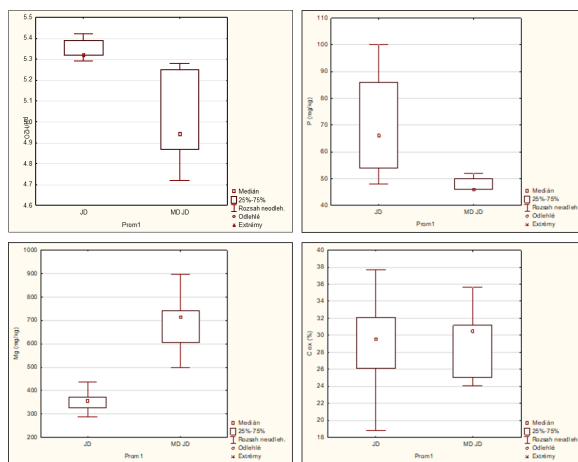


Obr. 2: Porovnání vývoje G nesmíšené jedle a jedle ve smíšení s modřínem opadavým

Fig. 2: Comparison of development of basal area in monospecific fir and fir mixed with European larch

Humusová vrstva

Z výsledků porovnání humusové vrstvy po 20 letech pod porostem jedle a jedle v modřínu vyplývá, že nesmíšená jedle měla významně vyšší pH/H₂O oproti smíšené jedli s modřínem (obr. 3). Také obsah P byl v humusové vrstvě vyšší v nesmíšené jedli oproti směsi. Výrazný rozdíl byl zaznamenán v koncentraci Mg v humusové vrstvě, kdy směs převyšuje o 94 % nesmíšenou jedli. V obsahu oxidovatelného C v humusové vrstvě se porovnávané varianty neliší.



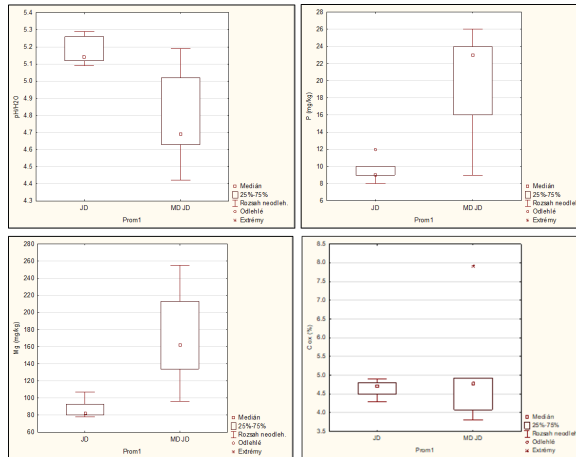
Obr. 3: Porovnání humusové vrstvy pod 20 let starými porosty nesmíšené jedle s jedlí založenou v řadovém smíšení s modřínem opadavým

Fig. 3: Forest-floor properties below 20-year-old stands of monospecific fir and fir intimately mixed in alternating rows with larch

Minerální vrstva

Stejně jako v humusové vrstvě byly také v minerální vrstvě půdy zaznamenány vyšší hodnoty pH/H₂O v porostu nesmíšené jedle (obr. 4). Na rozdíl od humusu byl v minerální půdě nalezen vyšší obsah fosforu pod smíšenou variantou. Významný rozdíl byl zaznamenán u Mg, kde smíšená varianta obsahuje v průměru o 95 % větší koncentraci tohoto prvku oproti čisté jedli. Stejně jako v humusové vrstvě se koncentrace oxidovatelného C mezi

oběma variantami nelišila. Minerální vrstva obsahuje v průměru pouze 17% oxidovatelného C humusové vrstvy.



Obr. 4: Porovnání minerální vrstvy pod 20 let starými porosty nesmíšené jedle s jedlí založenou v řadovém smíšení s modřínem opadavým

Fig. 4: Topsoil properties below 20-year-old stands of monospecific fir and fir intimately mixed in alternating rows with larch

Diskuse a závěr

Růst jedle je v podmínkách zalesněné louky pomalejší ve srovnání se smrkem, jehož růst je zase pomalejší než u modřinu (BARTOŠ & KACÁLEK 2010). Dominantní modřín ve směsi potlačuje růst jedle; jeho dominance trvá v podmínkách výzkumné plochy Bystré již od stadia zajištěné kultury (BARTOŠ & KACÁLEK 2010; 2011). Meliorační vliv jedle na půdu je se smrkem srovnatelný (TŘEŠTÍK & PODRÁZSKÝ 2017) a také schopnost nárůstů smrku a jedle přijímat živiny ve srovnatelných podmínkách se liší méně, než jsme dříve předpokládali (DUŠEK et al. 2020). Vzorky nadložního humusu odebrané pod 10letými variantami na stejné ploše ukázaly zvýšený význam opadavých dřevin (modřín, javor klen) pro zvýšené koncentrace bazických živin a fosforu ve srovnání s neopadavými smrkem a douglaskou (KACÁLEK et al. 2013). To v našem případě u 20letých porostů platí pro hořčík pod směsí jedle s modřínem. Trend vyššího pH H_2O a koncentrace hořčíku pod čistou jedlí a podobného obsahu oxidovatelného uhlíku byly shodné jak v nadložním humusu, tak ve svrchní minerální půdě. Modřín jako více acidifikující dřevina ve srovnání s břízou, dubem červeným a smrkem byl již dříve popsán PODRÁZSKÝM & ŠTĚPÁNIKEM (2002). Na naší studijní ploše byla koncentrace fosforu vyšší v humusu pod čistou jedlí a pod smíšenou variantou s modřínem v minerálním svršku půdy. Tento opačný trend může být důsledkem většího příjmu fosforu vegetací v jedlové variantě. Podobně jako náš domácí modřín (viz PODRÁZSKÝ & ŠTĚPÁNÍK 2002 nebo PODRÁZSKÝ & ULBRICHOVÁ 2004), také exotické druhy modřinu jako např. *Larix olgensis* nebo *Larix gmelinii* mohou být jako monokulturní sekundární lesy shledány jako půdu degradující, jak doložili GAO et al. (2022) nebo YANG et al. (2022). Modřín má přesto významnou pionýrskou funkci a fungujícím biologickým melioračním opatřením se u obou asijských exotů ukázala prosadba modřinu s *Aralia elata* (GAO et al. 2022) nebo společná výsadba modřinu s *Fraxinus mandshurica* (YANG et al. 2022). To je ve shodě s melioračním významem domácích opadavých druhů, který byl doložen již dříve (PODRÁZSKÝ

& ŠTĚPÁNÍK 2002; KACÁLEK et al. 2013). Pěstebním řešením značného potlačení růstu jedle modřínem by mohla být výsadba s více řadami obou dřevin; pestrá směs střídajících se řady jedlí a řady modřínů je pro jedlí méně vhodná.

Poděkování

Príspevek vznikl za podpory Ministerstva zemědělství České republiky z poskytnuté institucionální podpory MZE-RO0118 a projektu NAZV QK22020008.

Literatura

- BARTOŠ, J., KACÁLEK, D., 2010: Prosperita juvenilních porostů první generace lesa. Zprávy lesnického výzkumu, 55(2): 85–91.
- BARTOŠ, J., KACÁLEK, D., 2011: Modřín opadavý – dřevina vhodná pro zalesňování zemědělských půd. In: D. Kacálek et al. (ed.): Stabilizace funkcí lesa v antropogenně narušených a měnících se podmínkách prostředí. 12. Mezinárodní symposium věnované diskuzi otázek pěstování lesů. Opočno 28. – 29. 6. 2011. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti – Výzkumná stanice Opočno 2011, s. 113 – 118.
- BERGER, T. W., INSELSBACHER, E., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S., 2010: Carbon dioxide emissions of soils under pure and mixed stands of beech and spruce, affected by decomposing foliage litter mixtures. *Soil Biology & Biochemistry*, 42: 986–997; doi:10.1016/j.soilbio.2010.02.020
- ČUKOR, J., VACEK, Z., LINDA, R., BÍLEK, L., 2017: Carbon sequestration in soil following afforestation of former agricultural land in the Czech Republic. *Central European Forestry Journal*, 63: 97–104.
- DHIEDT, E., VERHEYEN, K., DE SMEDT, P., PONETTE, Q., BAETEN, L., 2021: Early Tree Diversity and Composition Effects on Topsoil Chemistry in Young Forest Plantations Depend on Site Context. *Ecosystems*, 24: 1638–1653; doi:10.1007/s10021-021-00605-z
- DUŠEK, D., KACÁLEK, D., NOVÁK, J., SLODIČÁK, M., 2020: Obsah živin ve dvou nejmladších ročních jehlic smrku ztepilého a jedle bělokoré původem z přirozené obnovy. Zprávy lesnického výzkumu, 65(3): 146–152.
- GAO, P., ZHU, J., YANG, K., YAN, Q., ZHANG, J., YU, L., DIAO, M., XU, S., 2022: Can larch-*Alaria elata* agroforestry systems improve the soil chemical and microbial properties of larch plantations? *Agroforestry Systems*; doi:10.1007/s10457-022-00748-5
- HORVÁTH, M., HANÁKOVÁ BEČVÁŘOVÁ, P., ŠARAPATKA, B., ZOUHAR, V., 2022: The impact of forest naturalness and tree species composition on soil organic carbon content in areas with unnatural occurrence of Norway spruce in the Czech Republic. *Soil and Water Research*, 17, 3: 139–148; doi: 10.17221/19/2022-SWR
- KACÁLEK, D., DUŠEK, D., NOVÁK, J., BARTOŠ, J., 2013: The impact of juvenile tree species canopy on properties of new forest floor. *Journal of Forest Science*, 59(6): 230–237.
- OPLETAL, M., DOMEČKA, K. (eds.), 1983: Synoptic geological map of the Orlické hory Mts. Czech Geological Office – Geological Survey, Prague.
- PAUL, K. I., POLGLASE, P. J., NYAKUENGAMA, J. G., KHANNA, P. K., 2002: Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management* 168: 241–257.
- PODRÁZSKÝ, V., ŠTĚPÁNÍK, R., 2002: Vývoj půd na zalesněných zemědělských plochách – oblast LS Český Rudolec. Zprávy lesnického výzkumu, 47(2): 57–60.
- PODRÁZSKÝ, V., ULBRICHOVÁ, I., 2004: Restoration of forest soils on reforested abandoned agricultural lands. *Journal of Forest Science*, 50(6): 249–255.

- RITTER, E., 2007: Carbon, nitrogen and phosphorus in volcanic soils following afforestation with native birch (*Betula pubescens*) and introduced larch (*Larix sibirica*) in Iceland. *Plant and Soil*, 295:239–251; doi: 10.1007/s11104-007-9279-4
- TŘEŠTÍK, M., PODRÁZSKÝ, V., 2017: Meliorační funkce jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.): případová studie. *Zprávy lesnického výzkumu*, 62(3): 182–188.
- VON WILPERT, K., 2022: Forest Soils—What’s Their Peculiarity? *Soil Systems*, 6, 5; doi: org/10.3390/soilsystems6010005
- YANG, K., ZHU, J., ZHANG, W., GU, J., WANG, Z., XU, S., 2022: Comparison of soil chemical and microbial properties in monoculture larch and mixed plantations in a temperate forest ecosystem in Northeast China. *Ecological Processes*, 11:12; doi: 10.1186/s13717-022-00358-0
- ZHANG, S., LANDUYT, D., VERHEYEN, K., DE FRENNE, P., 2022: Tree species mixing can amplify microclimate offsets in young forest plantations. *Journal of Applied Ecology*, 59: 1428–1439; doi: 10.1111/1365-2664.14158
- ZEIDLER, A., VACEK, Z., CUKOR, J., BORŮVKA, V., VACEK, S., PROKŮPKOVÁ, A., LINDA, R., VACEK O. 2022. Is European larch (*Larix decidua* Mill.) a suitable substitute for Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) for agricultural land afforestation? *Forest Ecology and Management*, 517: 120257; doi: 10.1016/j.foreco.2022.120257

VÝVOJ BUKOVÝCH POROSTŮ POD TLAKEM ZVĚŘE S OHLEDEM NA RŮZNÉ ZPŮSOBY HOSPODAŘENÍ V KRUŠNÝCH HORÁCH

Dynamics of beech stands under game pressure with respect to different management practices in the Krušné hory Mts.

Zdeněk Fuchs¹ • Zdeněk Vacek¹✉ • Stanislav Vacek¹
• Jan Cukor^{1, 2} • Pavel Brabec¹ • Josef Gallo¹

¹ Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýčká 129, CZ – 165 00 Praha 6

² Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Útvar myslivosti, Strnady 136, CZ – 252 02 Jíloviště
e-mail: vacekz@fld.czu.cz

Abstract: *The aim of the contribution was to obtain knowledge about the condition of beech stands according to different methods of management in the context of natural regeneration and damage caused by ungulates. The study of structure and natural regeneration of beech stands took place on 6 permanent research plots (PRP) of size 25 × 25 m in the Krušné hory Mts. The results show that the selective variant was structurally highly differentiated with sufficient stand volume (704 m³ ha⁻¹). In the shelterwood variant, the fewest damaged individuals of natural regeneration were recorded (30% of individuals). The clear-cutting variant had the largest stand volume (804 m³ ha⁻¹), but the smallest representation of natural regeneration (on average 58,100 pcs ha⁻¹). The natural regeneration was dominated by European beech (*Fagus sylvatica* L.; 91%) with admixture of other tree species. The number of natural regeneration on PRP ranged from 36,300 to 133,100 pcs ha⁻¹. Game damage significantly influenced the height of natural regeneration. On average, 60% of the regeneration individuals were damaged by browsing, of which the rowan (*Sorbus aucuparia* L.; 100%) and the European ash (*Fraxinus excelsior* L.; 88%) were the most damaged. The results show the necessity of maintaining game population in ecologically sustainable conditions and supporting close-to-nature management with the greatest possible share of natural regeneration.*

Key words: *Fagus sylvatica; browsing; selection forest; shelterwood; clear cut*

Abstrakt: Cílem příspěvku bylo získat poznatky o stavu bukových porostů dle různého způsobu hospodaření v kontextu přirozené obnovy a škod spárkatou zvěří. Studium struktury a přirozené obnovy v bukových porostů probíhalo na 6 trvalých výzkumných plochách (TVP) o velikosti 25 × 25 m v oblasti Krušných hor. Z výsledků vyplývá, že výběrná varianta byla strukturálně velice diferencovaná s dostatečnou zásobou (704 m³.ha⁻¹). U podrostní varianty bylo zaznamenáno nejméně poškozených jedinců přirozené obnovy (30 % jedinců). Holosečná varianta měla největší zásobu (804 m³.ha⁻¹), avšak nejmenší zastoupení přirozené obnovy (v průměru 58 100 ks.ha⁻¹). V přirozené obnově převažoval buk lesní (*Fagus sylvatica* L.; 91 %) s příměsí dalších dřevin. Počet přirozené obnovy na TVP se pohyboval v rozmezí od 36 300 do 133 100 ks.ha⁻¹. Škody zvěří významně ovlivňovali výšku přirozené obnovy. V průměru bylo okusem poškozeno 60 % jedinců obnovy, z toho nejvíce byl poškozován jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.; 100 %) a jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior* L.; 88 %). Z výsledků vyplývá nezbytnost udržování zvěře v ekologicko-

ky únosných stavech a podporování přírodě blízkého managementu s co možná největším podílem přirozené obnovy.

Klíčová slova: *Fagus sylvatica*; okus; výběrný les; podrostní způsob; holoseč

Úvod a problematika

Vývoj přirozených bukových porostů je spjat s jeho přirozenou obnovou (WAGNER et al. 2010). Ta bývá často omezována již při opadu semen zejména spárkatou zvěří, ale i hlodavci a ptáky (AMBROZ et al. 2015). Po vyklíčení a počátku odrůstání dochází k intenzitní redukci mladých semenáčků spárkatou zvěří, a to zejména terminálním a bočním okusem (VACEK et al. 2014). Toto poškození ovlivňuje výšku přirozené obnovy a její zdravotní stav (VACEK et al. 2015). Škodám zvěří se dá předcházet oplocenkami, chemickými repelenty či dodržováním normovaného stavu zvěře. I přes vysoký tlak zvěře se daří buku prosperovat na místech, kde se přirozená obnova vyskytuje ve vysoké míře, a kde je minimální konkurence schopnost dalších hospodářských dřevin (VACEK et al. 2009; FUCHS et al. 2021). Konkurenceschopnost buku spočívá v jeho stínomilnosti až do pozdního věku a poměrně široké ekologické plastičnosti.

Svémi ekologickými nároky je hospodaření s bukem předurčené využívat zejména takové hospodářské způsoby, kde by se mohla dobře uchytit a vyvíjet jeho přirozená obnova, tzn. hospodářské způsoby zejména podrostní, násečné či výběrné (POLENO et al. 2009). Mateřský porost vytváří specifické klimatické a světelné podmínky, které zvyšují ochranu nově vznikajícího porostu (KORPEL 1978). Při holosečném způsobu hospodaření je třeba buk lesní (*Fagus sylvatica* L.), při jeho obnově, chránit přípravnými dřevinami a využívat umělou obnovu.

Cílem toho příspěvku bylo posouzení jednotlivých způsobů hospodaření v bukových porostech s ohledem na přirozenou obnovu buku lesního a tlak spárkaté zvěře v centrální části Krušných hor s následným doporučením pěstebních opatření k omezení těchto škod. Konkrétními cíli bylo i) zhodnocení kvantity, pěstební kvality a struktury přirozené obnovy na 6 výzkumných plochách, ii) porovnání druhového složení a diverzity přirozené obnovy a stromového patra, iii) určení vlivu poškození okusem na dynamiku a druhové složení přirozené obnovy a iv) posouzení interakcí mezi přirozenou obnovou, mateřským porostem a vlivem zvěře.

Materiál a metodika

Sběr dat byl cíleně situován do centrální části Krušných hor. V rámci studie bylo založeno 6 trvalých výzkumných ploch (TVP) o rozměrech 25 × 25 m, s obdobnými stanovištními podmínkami a s dominantním zastoupením buku lesního v mateřském porostu. Tyto plochy byly rozděleny podle jednotlivých variant hospodaření (podrostní, holosečné a výběrné), a to vždy dvě plochy pro každou variantu. Nadmořská výška zkoumaných porostů se pohybovala v rozmezí od 501 do 730 m n. m. a sklon v rozmezí 10 až 17°. Mateřské porosty byly vybrány tak, aby splňovaly diferenciaci hospodaření dle místních lesních hospodářů. Porosty dosahovaly průměrné zásoby od 603 do 804 m³.ha⁻¹.

U stromového patra byly zjišťovány následující informace o mateřském porostu: druhové složení, výčetní tloušťka, výška, nasazení zelené koruny a rozmístění stromů. Na jednotlivých trvalých výzkumných plochách byly vytvořeny 4 zkusné plochy o rozměrech 2 × 2 m pro inventarizaci přirozené obnovy. U přirozené obnovy se zjišťovali následující charakteristiky: druh dřeviny, výška s přesností na 1 cm, kvalita (vyhodnocována jen u jedinců nad 1 m ve škále 1 – 4), stav okusu (starý, nový, opakovaný, bez poškození) a typ okusu

(terminální, boční, obojí, bez poškození). Hodnocení pěstební kvality proběhlo podle následující stupnice: 1 (rovný, vitální jedinec, nerozvětvený), 2 (lehce křivý jedinec s mírným rozvětvením), 3 (křivý jedinec, pěstebně nevhodný, nepřirůstavý) a 4 (silně deformovaný jedinec, nepřirůstavý či odumírající).

Produkční parametry stromového patra byly vypočteny v programu Sibyla (FABRIKA, ĎURSKÝ 2005). Statistické vyhodnocení rozdílů ve výšce přirozené obnovy mezi variantami poškození zvěří bylo provedeno Kruskal-Wallisovým testem v programu Statistica (Stat-Soft, Tulsa). Chybové úsečky znázorňují střední chybu průměru.

Výsledky

Struktura a produkční potenciál mateřského porostu

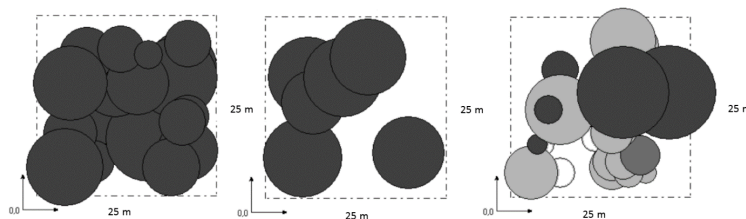
Největší množství stromů se nacházelo ve výběrné variantě hospodaření (347 ks.ha⁻¹), dále pak ve holosečné (149 ks.ha⁻¹) a nejméně ve variantě podrostití (80 ks.ha⁻¹; tab. 1). V druhovém zastoupení dominoval buk lesní (79 %), následně javor klen (13 %), ostatní dřeviny dosahovali zastoupení <4 %. Největší průměrná výčetní tloušťka byla zaznamenána u podrostitního způsobu (63 cm), dále pak u holosečného způsobu (53 cm) a nejmenší u výběrného způsobu (33 cm). Obdobně, největší průměrné výšky byly zjištěny u holosečného způsobu (30 m), dále pak u podrostitního způsobu (29 m) a nejméně pak u výběrného způsobu (16 m). Kruhová základna se pohybovala v rozmezí od 41 m².ha⁻¹ u podrostitní varianty do 64 m².ha⁻¹ u varianty výběrné. Největších průměrných porostních zásob bylo dosaženo v holosečné variantě (804 m³.ha⁻¹) a dále pak u varianty výběrné (704 m³.ha⁻¹). Nejmenší průměrná zásoba se nacházela ve variantě podrostitní (603 m³.ha⁻¹). Štíhlostní kvocient měl nejvyšší hodnotu u holosečné varianty (53), následně u podrostitní varianty (46) a nejméně u výběrné varianty (43). Horizontální struktura stromového patra dle jednotlivých variant je znázorněna na obrázku 1.

Tabulka 1: Strukturální a produkční charakteristiky porostů na TVP 1–6 v roce 2022

Table 1: Structural and production characteristic of stand on PRPs 1–6 in 2022

TVP/PRP var.	dbh [cm]	h [m]	f	v [m ³]	N [trees ha ⁻¹]	G [m ² ha ⁻¹]	V [m ³ ha ⁻¹]	HDR
1–2 clearcutting	55,9	29,57	0,490	3,54	224	54,3	804	53,0
3–4 shelterwood	67,4	29,30	0,492	5,58	120	41,0	603	45,9
5–6 selection	38,9	16,50	0,662	1,30	520	64,4	704	42,6

Vysvětlivky – Captions: dbh – průměrná výčetní tloušťka – mean quadratic breast height diameter; h – průměrná výška – mean height; f – výtvarnice – form factor; v – průměrný objem stromů – average tree volume; N – počet stromů – number of trees per hectare; G – kruhová základna – basal area; V – zásoba porostu – stand volume; HDR – štíhlostní kvocient – slenderness quotient

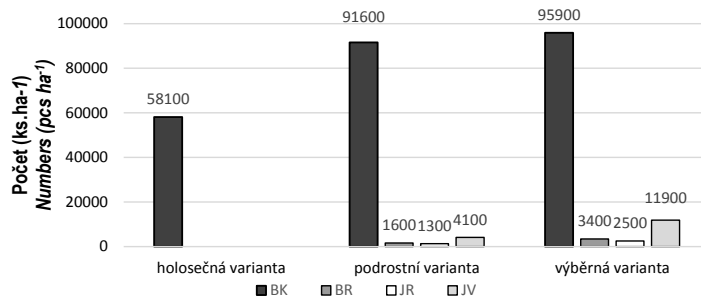


Obr. 1: Horizontální struktura porostů na TVP 1 (holosečná varianta), TVP 3 (podrostitní varianta) a TVP 6 (výběrná varianta); tmavě šedá barva značí – buk lesní, středně šedá – bříza bělokorá, světle šedá – javor klen, bílá – jeřáb ptačí

Fig. 1: Horizontal structure of forest stands on PRP 1 (clearcutting variant), PRP 3 (shelterwood variant), PRP 6 (selection variant); dark gray color indicates – European beech, medium gray – silver birch, light gray – sycamore maple, white – rowan

Druhové složení a denzita obnovy

S ohledem na umístění TVP v bukových porostech v obnově převažuje buk lesní s příměsí dalších dřevin. Průměrné zastoupení buku v přirozené obnově na všech TVP v průměru činilo 91 %, přičemž jeho zastoupení v mateřském porostu dosahuje 79 %. Z ostatních vtroušených dřevin byl zjištěn úbytek zastoupení v přirozené obnově oproti mateřskému porostu, a to zejména u javoru kleny (13 % v mateřském porostu, v přirozené obnově 6 %). Hustota přirozené obnovy se na jednotlivých TVP pohybovala od 36 300 do 133 100 ks.ha⁻¹. Průměrné zastoupení buku na všech TVP bylo 81 900 ks.ha⁻¹. Největší zastoupení přirozené obnovy dle variant hospodaření se nachází ve výběrné variantě (buk lesní 95 900 ks.ha⁻¹, javor klen 11 900 ks.ha⁻¹, bříza bělokorá 3 400 ks.ha⁻¹, jeřáb ptačí 2 500 ks.ha⁻¹), následně pak v podroštní variantě (buk lesní 91 600 ks.ha⁻¹, javor klen 4 100 ks.ha⁻¹, bříza bělokorá 1 600 ks.ha⁻¹, jeřáb ptačí 1 300 ks.ha⁻¹) a nejméně ve variantě holosečné (pouze buk lesní 58 100 ks.ha⁻¹).



Obr. 2: Zastoupení přirozené obnovy dle jednotlivých variant hospodaření

Fig. 2: Representation of natural regeneration according to individual management options

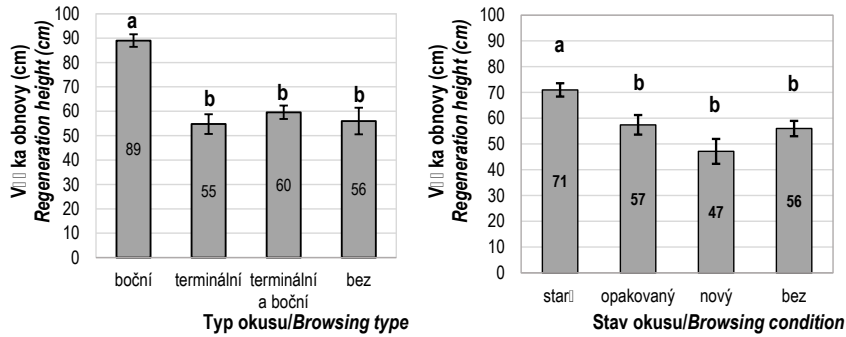
Captions: holosečná varianta – clearcutting var., podroštní varianta – shelterwood var., výběrná varianta – selection var.; BK – beech, BR – birch, JR – rowan, JV – sycamore

Škody zvěří

Na sledovaných TVP bylo v průměru poškozeno okusem 60 % přirozené obnovy. Největší podíl poškození byl u výběrné varianty (90 %), následně u holosečné varianty (52 %) a u podroštní varianty bylo celkem poškozeno pouze 30 % jedinců přirozené obnovy. Největšího poškození bylo dosaženo na TVP 6 a to 91 %, dále pak na TVP 5 (89 %) a na TVP 2 (88 %). Naopak nejmenší poškození bylo registrováno na TVP 4 (29 %) a na TVP 3 (32 %). Nejvíce atraktivní dřevinou pro zvěř byl jeřáb ptačí (100 % poškození) a jasan ztepilý (88 %), naopak nejmenší poškození bylo zaznamenáno u břízy bělokoré (0 % – bez poškození). Buk lesní byl poškozen okusem z 59 %.

Typ i stav okusu měl signifikantní ($p < 0,01$) vliv na výšku přirozené obnovy (obr. 3). Průměrná výška obnovy je ovlivněna okusem, přičemž zmlazení bez poškození nemá signifikantně vyšší průměrnou výšku oproti terminálnímu a bočnímu okusu. Boční okus (89 cm) naznačuje odrůstání obnovy a neomezování výškového přírůstu přirozené obnovy. Ostatní průměrné výšky, ať již s okusem terminálním (55 cm) či terminálním a bočním (60 cm) a bez poškození (56 cm), nikterak výrazněji nepotvrzují negativní vliv na výškový přírůstek přirozené obnovy. Jedinci se starým okusem (v průměru 71 cm) potvrzují odrůstání přirozené obnovy. Obnova s novým okusem má nejnižší průměrnou výšku (47 cm), a to z důvodu poškození mladého a nízkého zmlazení. Opakovaný okus a jedinci bez okusu měli průměrnou výšku 57 a 56 cm. Jako nejčastější typ poškození přirozeného zmlaze-

ni byl registrován okus terminální a boční (35 %), nejčastějším poškozením byl starý okus (30 %).



Obr. 3. Vliv poškození okusem (typ a stav) na výšku přirozené obnovy; signifikantní rozdíly ($p < 0,05$) jsou značeny rozdílnými písmeny

Fig. 3. Effect of damage by browsing (type and condition) on the height of natural regeneration; significant differences ($p < 0.05$) are indicated by different letters

Diskuze

Druhové složení, jakožto i struktura mateřských porostů je nejvariabilnější u výběrné varianty. Tato varianta má také největší kruhovou základnu ($64 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) a množství stromů na hektar ($520 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$). Tyto aspekty mají za výsledek i nadprůměrnou zásobu porostu ($704 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$). S ohledem na druhovou pestrost, zásobu, složitou vertikální a horizontální strukturu je výběrná varianta lépe odolná a stabilnější vůči dynamickým klimatickým změnám, které mohou v blízké budoucnosti nastat. Podroštní varianta s největší průměrnou tloušťkou (63 cm) naznačuje na zvýšený přírůst dospělých porostů po uvolnění. Menší kruhová základna ($41 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) a zásoba porostu ($603 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) naznačuje na silné proředění porostů, které má za následek vznik a lepší ujmavost přirozené obnovy pod porosty. Holosečná varianta má průměrnou tloušťku (53 cm), větší kruhovou základnu ($54 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) a největší zásobu porostu ($804 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) oproti ostatním variantám. Podobné výsledky uvádějí JAWORSKI (2002); BÍLEK et al. (2014); VACEK et al. (2015); VACEK (2017) a SLANAŘ et al. (2017).

Druhové složení přirozené obnovy je podmíněno zejména mateřským porostem. S ohledem na lokalizaci jednotlivých TVP do bukových porostů, buk lesní v zastoupení dominuje (91 %). Přimíšenými dřevinami jsou javor klen, jeřáb ptačí, břiza bělokorá, jasan ztepilý, a to vždy maximálně v jednotkách %. Zastoupení obnovy se v průměru pohybuje od $58\,000 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$ u holosečné varianty do $113\,700 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$ u varianty výběrné. Vysokou početnost přirozené obnovy v dominantních bukových porostech dokládají i další práce z České republiky a zahraničí, např. v Orlických horách, kde se jeho zastoupení pohybuje okolo $37 \text{ tis. ks} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Vacek et al. 2014), v Jizerských horách – $42 \text{ tis. ks} \cdot \text{ha}^{-1}$ (SLANAŘ et al. 2017), na Broumovsku – $100 \text{ tis. ks} \cdot \text{ha}^{-1}$ (HÁJEK et al. 2020) nebo v polském Tworzyłczyku – $25 \text{ tis. ks} \cdot \text{ha}^{-1}$ (JAWORSKI & KOŁODZIEJ 2002).

Z celkového množství přirozené obnovy bylo poškozeno 60 % všech jedinců. Druhová preference zvěře byla cílena na přimíšené dřeviny, zejména pak na jeřáb ptačí (100 %) a jasan ztepilý (88 %). K obdobnému závěru dochází i VACEK (2017) v Orlických horách, kde bylo zaznamenáno poškození jedle (100 %), jeřábu (94 %), buku (56 %) a nejméně smrku (18 %). Obdobně také tento fakt uvádějí ve svých zahraničních pracích i AMMER (1996) a MOTTA (2003). Na odrůstání přirozené obnovy měl signifikantní vliv typ a stav poškoze-

ní okusem. Průměrná výška přirozené obnovy bez poškození činila 56 cm. Boční okus neomezuje dřeviny ve výškovém růstu (\varnothing 89 cm). Oproti tomu FUCHS et al. (2021) v obdobných porostech v Krušných horách dochází k závěru, že poškození je intenzivní (celkově bylo poškozeno 78 % jedinců). Rozdílnost v intenzitě poškození je dána lokalizací jednotlivých porostů, způsobem hospodaření, prací s přirozenou obnovou a množstvím zvěře.

Závěr

Množství přirozené obnovy ve zkoumaných bukových porostech v Krušných horách je s přihlédnutím k mateřskému porostu a škodám zvěří dostačující. Z výsledků vyplývá, že tlak zvěře je v zájmovém území vysoký (60 % poškozených jedinců), ale neohrožuje lesnické hospodaření, pokud je přirozené obnovy dostatečné množství. Míru působení zvěře na přirozenou obnovu lze utlumit snižováním její početnosti na ekologicky únosnou mez, mechanickou ochranou přirozené obnovy či přirozenými nepřáteli. S ohledem na strukturu jednotlivých variant s akcentem na přirozenou obnovu v bukových porostech v Krušných horách je snaha podporovat výběrnou a podrostní variantu hospodaření.

Poděkování

Príspevek vznikl za podpory Fakulty lesnické a dřevařské České zemědělské univerzity v Praze (IGA č. A_21_20).

Literatura

- AMBROŽ, R., VACEK, S., VACEK, Z., KRÁL, J., ŠTEFANČÍK, I., 2015: Current and simulated structure, growth parameters and regeneration of beech forests with different game management in the Lány Game Enclosure. *Lesnický časopis – Forestry Journal*, 61: 78–88.
- AMMER, C., 1996: Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management*, 88 (1–2): 43–53.
- BÍLEK, L., REMEŠ, J., PODRAZSKÝ, V., ROZENBERGAR, D., DIACI, J., ZAHRADNÍK, D., 2014: Gap regeneration in near-natural European beech forest stands in Central Bohemia – the role of heterogeneity and micro-habitat factors. *Dendrobiology*, 71: 59–71.
- FABRIKA, M., ĎURSKÝ, J., 2005: Stromové rastové simulátory. Zvolen, EFRA, 112 s.
- 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.
- HÁJEK, V., VACEK, Z., VACEK, S., BÍLEK, L., PRAUSOVÁ, R., LINDA, R., BULUŠEK, D., KRÁLÍČEK, I., 2020: Changes in diversity of protected scree and herb-rich beech forest ecosystems over 55 years. *Central European Forestry Journal*, 66(4): 202–217.
- JAWORSKI, A., KOŁODZIEJ, Z., 2002: Natural loss of trees, recruitment and increment in stands of primeval character in selected areas of the Bieszczady Mountains National Park (South-Eastern Poland). *Journal of Forest Science*, 48(4): 141–149.
- KORPEL, Š., 1978: Začiatkové fázy prirodzenej obnovy bukových porastov. *Vedecké práce VÚLH*, 23, Pestovanie a produkcia buka. Bratislava, Príroda, s. 109–141.
- MOTTA, R., 2003: Ungulate impact on rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps. *Forest Ecology and Management*, 181: 139–150.

- POLENO, Z., VACEK, S., PODRÁZSKÝ, V., REMEŠ, J., ŠTEFANČÍK, I., MIKESKA, M., KOBLIHA, J., KUPKA, I., MALÍK, V., TURČÁNI, M., DVORÁK, J., ZATLOUKAL, V., BÍLEK, L., BALÁŠ, M., SIMON, J., 2009: Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, 952 s.
- SLANAŘ, J., VACEK, Z., VACEK, S., BULUŠEK, D., CUKOR, J., ŠTEFANČÍK, I., BÍLEK, L., KRÁL, J., 2017: Long-term transformation of submontane spruce-beech forests in the Jizerské hory Mts.: dynamics of natural regeneration. *Central European Forestry Journal*, 63: 213–225.
- VACEK, S., PROKŮPKOVÁ, A., VACEK, Z., BULUŠEK, D., ŠIMŮNEK, V., KRÁLÍČEK, I., PRAUSOVÁ, R., HÁJEK, V., 2019: Growth response of mixed beech forests to climate change, various management and game pressure in Central Europe. *Journal of Forest Science*, 65(9): 331–345.
- VACEK, S., VACEK, Z., SCHWARZ, O., RAJ, A., NOSKOVÁ, I., BALCAR, Z., BULUŠEK, D., BARTOŠÍK, Z., ROLÍNKOVÁ, V., HIRSCHOVÁ, E., ZAHRADNÍK, D., MIKESKA, M., HYNEK, V., BALÁŠ, M., BÍLEK, L., MALÍK, V., ŠOLC, R., BEDNAŘÍK, J., 2009: Obnova lesních porostů na výzkumných plochách v národních parcích Krkonoš. *Lesnická práce*, Kostelec nad Černými lesy, 288 s.
- VACEK, Z., 2017: Structure and dynamics of spruce-beech-fir forests in Nature Reserves of the Orlické hory Mts. in relation to ungulate game. *Central European Forestry Journal*, 63(1): 23–34.
- VACEK, Z., VACEK, S., BÍLEK, L., KRÁL, J., REMEŠ, J., BULUŠEK, D., KRÁLÍČEK, I., 2014: Ungulate Impact on Natural Regeneration in Spruce-Beech-Fir Stands in Černý důl Nature Reserve in the Orlické Hory Mountains, Case Study from Central Sudetes. *Forests*, 5(11): 2929–2946.
- VACEK, Z., VACEK, S., PODRÁZSKÝ, V., BÍLEK, L., ŠTEFANČÍK, I., MOSER, W. K., BULUŠEK, D., KRÁL, J., REMEŠ, J., KRÁLÍČEK, I., 2015: Effect of tree layer and microsite on the variability of natural regeneration in autochthonous beech forests. *Polish Journal of Ecology*, 63(2): 233–246.
- WAGNER, S., COLLET, C., MADSEN, P., NAKASHIZUKA, T., NYLAND, R. D., SAGHEB-TALEBI, K., 2010: Beech regeneration research: from ecological to silvicultural aspects. *Forest Ecology and Management*, 259: 2172–2182.

SROVNÁNÍ POTENCIÁLU ROZKLADU CELULÓZY V HUMUSOVÝCH FORMÁCH POROSTNÍCH SKUPIN SMRKU A JEDLE

Comparizon of the cellulolytic potential of humus forms in the stand groups of Silver fir and Norway spruce

Vilém Podrázský ✉ • Ivo Kupka • Stanislav Novotný
• Jitka Staňová • Josef Gallo

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýčká 129, CZ – 165 00 Praha 6 – Suchdol,
e-mail: podrazsky@fd.czu.cz

Abstract: *The presented study compares cellulolytic potential in the holorganic layers (horizons F+H) and organomineral horizons (Ah) of the stand groups formed by Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) at the territory of University Forest Kostelec nad Černými lesy. The site is characterized as 4P1 – acid oak-fir site with *Luzula nemorosa*, the geological bedrock is formed by cretaceous sandstone with loess overlays, the soils are characterized as Luvisols, terrain is flat in the altitude 420 – 440 m a.s.l.. The cellulolytic activity was studied in the laboratory experiment: the mixed samples were taken in 5 replications, the bulk sample was formed, three replicates were formed and incubated in laboratory conditions in plastic hermetically closed boxes. The temperature was between 20 – 23 °C, full humidity, incubation from Jul 24th (sampling day) to Dec 12th 2022. The cellulose strips 10 × 1 cm in number 10 were located at the surface of the soil substrate in individual boxes. In defined terms, the coloring, determining infestation of cellulose strips by fungi and bacteria and total decay of the strips were evaluated at individual quarters 1 × 1 cm. Results confirmed only minor differences between substrates from both stand parts in the holorganic layers. Minor differences in the decomposition activities correspond with the minimum differences in the soil chemical characteristics.*

Key words: *silver fir; Norway spruce; biological activity; cellulose decomposition; humus forms*

Abstrakt: Příspěvek srovnává potenciál celulolytické aktivity v holorganických vrstvách (horizont F+H) a organominerálním horizontu (Ah) porostních skupin tvořených smrkem ztepilým (*Picea abies* [L.] Karst.) a jedlí bělokorou (*Abies alba* Mill.) na území ŠLP Kostelec nad Černými lesy. Stanoviště je charakterizováno jako 4P1 kyselá dubová jedlina s bikou hajní, geologický podklad je tvořen křídovým pískovcem se sprašovým překryvem, půdní typ je charakterizován jako luvizem, terén je plochý v nadmořské výšce 420 – 440 m n.m. Rozklad celulózy byl sledován v rámci laboratorního experimentu: půdní vzorky byly odebrány v pěti opakováních v jednotlivých porostních skupinách, byl vytvořen směsný vzorek, z něhož byly tři oddíly umístěny v plastických boxech a rozprostřeny. Na povrch bylo umístěno vždy 10 pásků filtračního papíru (celulóza) 10 × 1 cm a na jednotlivých 1 cm² ploškách byly sledovány barevné změny a celkový rozklad v pravidelných termínech. Teploty se pohybovaly mezi 20 – 23 °C, vlhkost byla plná, doba inkubace byla od 24. července (den odběru vzorků) do 12. prosince 2022. Výsledky nepotvrdily

významné rozdíly v potenciálu celulólytické aktivity u substrátů různého původu. Tyto minimální rozdíly byly v souladu s minimálními rozdíly v pedochemických charakteristikách.

Klíčová slova: jedle bělokora; smrk ztepilý; biologická aktivita; rozklad celulózy; humusové formy

Úvod

Změny druhového složení i vliv struktury lesních porostů ovlivňují dynamiku transformačních procesů v půdním prostředí. Jedle bělokora (*Abies alba* Mill.) přitom patří k významným dřevinám přirozené druhové skladby středoevropských lesů (PODRÁZSKÝ et al. 2014) a k důležitým dřevinám melioračním a zpevňujícím, alespoň podle obecných představ. Na základě lesnicko-typologických podkladů odhaduje Ústav pro hospodářskou úpravu lesů (ÚHÚL) přirozený podíl jedle bělokore v podmínkách České republiky na zhruba 20 %. Její ústup začal již v 18. století (PRŮSA 1990; MÁLEK 1983), ve 20. stol. pak gradoval i v souvislosti s tzv. odumíráním jedle. Jako obecně důležitá příčina poklesu jejího zastoupení je uváděn příklon k holosečnému pasečnému hospodaření s umělou obnovou (MÁLEK 1983, MRKVA 1994; ZATLOUKAL 2001), v případě dalších faktorů ale již taková shoda nepadá. Například JANKOVSKÝ (2005) uvádí, že ústup jedle pouze v minimální míře souvisí s imisemi, i když se dodnes traduje, že je jedle jednou z nejcitlivějších dřevin na znečištění ovzduší. ČERNÝ (1989) konstatuje, že odumírání jedle skončilo kolem roku 1980 a za jeho hlavní důvod považuje vysoký stupeň napadení jedle korovnicí kavkazskou (*Dreyfusia nordmanniana*). Jedle nepříznivě reaguje na změnu klimatu, jako je pokles dešťových srážek (změna půdní a vzdušné vlhkosti), dlouhotrvající sucho nebo silné zimní mrazy. Otázkou tak zůstává, jak se na jejím ústupu projevil konec tzv. malé doby ledové na přelomu 19. a 20. století (BEHRINGER 2010), kdy se začalo hynutí jedle výrazněji projevovat. S ohledem na klimatické změny i znečištění ovzduší se ústup jedle z lesů silně projevil jen v některých částech přirozeného areálu této dřeviny. Lze tedy předpokládat, že v rámci jejího areálu existují dílčí populace, které mohou v porovnání s našimi domácími vykazovat vyšší odolnost a životaschopnost v podmínkách ČR (ŠINDELÁŘ 1975). Mezi dalšími důvody ústupu jedle jsou zmiňovány fyziologické vlivy a v neposlední řadě tlak spárkaté zvěře, eliminující její přirozenou i umělou obnovu.

Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2020 (ZPRÁVA 2021) dokladuje mírný nárůst plochy jedle (včetně jedle obrovské) z 23 138 ha v roce 2001 (0,9 %) na 31 129 ha v roce 2020 (cca 1,2 % z celkové porostní plochy). Jedním z hlavních důvodů mírně se zvyšujícího zastoupení jedle v našich lesích je její zařazení jako státního vhodného meliorační a zpevňující dřeviny do většiny cílových hospodářských souborů (CHS) ve vyhlášce Ministerstva zemědělství č. 83/1996 Sb., O zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů. Přesto má do doporučeného podílu 4,4 % stále velice daleko, o přirozeném zastoupení ani nemluvě.

O zpevňující funkci jedle bělokore není ve srovnání se smrkem pochyb, protože jedle je dobře zakotvenou dřevinou v půdě, v mládí s křivým kořenem, který ve starším věku přechází v srdčitou kořenovou soustavu dobře pronikající i těžší půdy (FÉR & POKORNÝ 1993; ÚRADNÍČEK et al. 2009; KACÁLEK et al. 2017). Větrnými vývraty je proto postihována zřídka. Na druhé straně meliorační funkce jedle se spíše předpokládá, než aby byla exaktně doložena. Ta přitom spočívá ve schopnosti zlepšování půdních podmínek především opadem, zejména asimilačních orgánů. Dochází k obohacování svrchních půdních vrstev o živiny a k příznivějšímu průběhu humifikace organické hmoty. Z hlediska půdních poměrů jde také o zlepšování fyzikálních vlastností lesních půd s ohledem na více či méně účinné prokořeňování těmito dřevinami (ŠINDELÁŘ et al. 2007).

ŠINDELÁŘ & FRÝDL (2005) dále uvádějí, že jedle ve smíšených porostech přispívá opadem jehlic k tvorbě žádoucích forem humusu a s ohledem na pronikání kořenových systémů do hlubších půdních vrstev může pozitivně ovlivňovat vlastnosti půd a stabilitu porostů. Její nezastupitelnost vidí hlavně na ulehavých půdách a na oglejených typech středních a vyšších poloh. PODRÁZSKÝ & REMEŠ (2005) konstatovali při porovnání změn humusových forem v porostu s přirozeným složením (jedle s dubem) se smrkovou monokulturou, že obsah bází a nasycení sorpčního komplexu bázemi je výrazně nižší v porostu smrku.

Podobné výsledky půdních analýz byly zjištěny i u jedle obrovské. Tato dřevina tvoří opad relativně bohatý na živiny, který se rozkládá srovnatelně s listnatými dřevinami a je s nimi srovnatelný i z hlediska základních pedochemických charakteristik. V porostech jehličnatých dřevin tak může z hlediska půdotvorných a půdoochranných funkcí jedle obrovská plně nahradit, resp. doplnit naši jedli bělokorou a lze potvrdit její meliorační funkci (FULÍN et al. 2018; PODRÁZSKÝ & REMEŠ 2009). Cílem předkládané studie pak je doložit vliv jedle bělokoré na stav humusových forem (holorganických vrstev a humusového organominerálního horizontu – GREEN et al. 1993) ve smíšeném smrko-jedlovém porostu. Byla testována pracovní hypotéza, že jedle výrazně přispěje ke zlepšení pedochemických půdních charakteristik a vykazuje výrazně vyšší aktivitu vzhledem k rozkladu celulózy.

Materiál a metodika

Vzorky půdních substrátů byly odebrány v porostu 411C132/1 na území ŠLP Kostelec nad Černými lesy, kde bylo v částech s dominancí smrkového a jedlového postu odebráno dostatečné množství substrátů z horizontů F+H (holorganické horizonty) a organominerálního horizontu Ah. Stanoviště je charakterizováno jako 4P1, kyselá dubová jedlina s bikou hajní, geologický podklad tvoří křídový pískovec s překryvem spraše, půdy jsou charakterizovány jako luvizemě. Terén je plochý, nadmořská výška je mezi 420 – 440 m n.m. Odběr byl proveden na více (5 místech) mikrolokalitách příslušných porostních částí (odběr pro biologickou aktivitu – červenec 2020, pro pedochemické charakteristiky v říjnu 2020).

Pro biologické charakteristiky – rozklad celulózy – byl vytvořen směsný vzorek: F+H SM, F+H JD, Ah SM, Ah JD. Z každého směsného vzorku byly odebrány 3 oddíly substrátu, rozprostřeny na dně plastových boxů ve vrstvě 2 cm a jejich povrch byl urovnán.

Na povrch v každém boxu bylo položeno 10 pásků filtračního papíru (80 g/m²), rozděleného po 1 cm. V následujících týdnech byl hodnocen postup:

- barevných změn filtračního papíru, indikující napadení substrátu celulólytickými organismy,
- postupný úplný rozklad filtračního papíru, tedy jeho absence.

Vzorky byly v laboratorních–pokojevých srovnatelných podmínkách: teploty cca 20 – 23 °C, uzavření boxů umožňuje předpokládat 100 % vzdušnou vlhkost.

Vzorky byly hodnoceny v termínech:

- 24. 7. 2020 – založení experimentu, odběr v terénu, založení substrátů do boxů a jejich instalace,
- termíny hodnocení: 15.8. 28.8. 11.9. 26.9. 10.10. 24.10. 12.12.

Uspořádání pokusu je demonstrováno na obrázku 1. Použitá metoda dokumentuje relativní potenciál rozkladných aktivit poměrně jednoduchým způsobem, nicméně daná metoda je dosud standardně používána.



Obr. 1: Uspořádání pokusu: SM vs. JD, 3 boxy se substráty z horizontů F+H a Ah u každé dřeviny
Obr. 1: Design of the experiment: spruce vs. silver fir with substrate of horizons F+H and Ah

Pro pedochemické analýzy byl odběr uskutečněn v každém porostu opět v počtu 5, vzorky byly analyzovány individuálně. Analýzy byly uskutečněny podle standardních metodik (např. PODRÁZSKÝ & REMEŠ 2010) v laboratoři Tomáš, Opočno (TŘEŠTÍK & PODRÁZSKÝ 2017), výsledky byly zpracovány pomocí statistického SW Statistica, Anova. Jsou uváděny pouze vybrané základní pedochemické vlastnosti.

Výsledky a diskuze

Nástup zbarvení, tedy osídlování substrátu, nastoupil velmi časně, výrazněji v případě holorganických horizontů jedlového porostu. V termínu 2 a 3 byly rozdíly dokonce statisticky významné. Podobný trend, i když méně výrazný, byl doložen v případě substrátů z horizontů organominerálních (Ah). Nicméně od 5. termínu byly všechny varianty na podobné úrovni (tab. 1, obr. 2), resp. proužky celulózy byly plně zbarvené.

Rozklad celulózy proužků byl rychlejší v případě holorganických horizontů v porostu smrku, v horizontech Ah dosud po dobu sledování k rozkladu nedocházelo (tab. 2, obr. 3). Celulolytická aktivita v horizontech půdního svršku pod oběma dřevinami se tak příliš nelišila, v každém případě se neprojevil vyšší hodnoty v porostu jedle. Potenciál rozkladu celulózy v organominerálním horizontu Ah byl pod oběma dřevinami minimální.

Tabulka 1: Průměrné hodnoty zbarvení proužků zjištěných během 8 termínů měření

Table 1: Average values of coloration of strips during 8 terms of evaluation

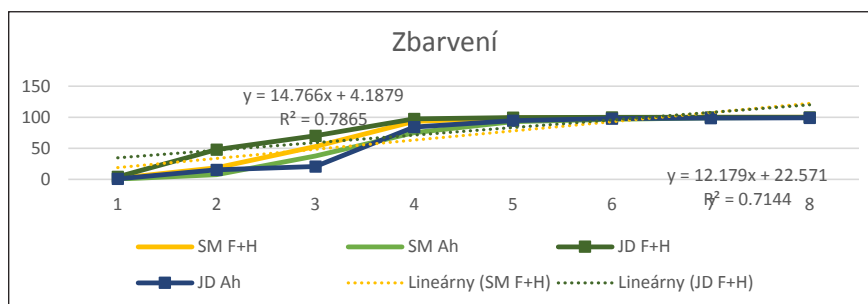
Dřevina	Termín	1	2	3	4	5	6	7	8
	Horizont	24.7	15.8.	28.8.	11.9.	26.9.	10.10.	24.10.	12.12.
SM	F+H	0	18,61a	52,75a	93,31	99,04	99,56	100	100
	Ah	0	7,4a	37,51	75,19	93,03	96,45	99,12	99,66
JD	F+H	0	47,79b	70,27b	97,54	99,5	99,83	100	100
	Ah	0	15,47b	20,72	84,04	94,55	97,97	98,82	99,09

Tabulka 2: Průměrné hodnoty rozkladu proužků celulózy zjištěných během 8 termínů měření

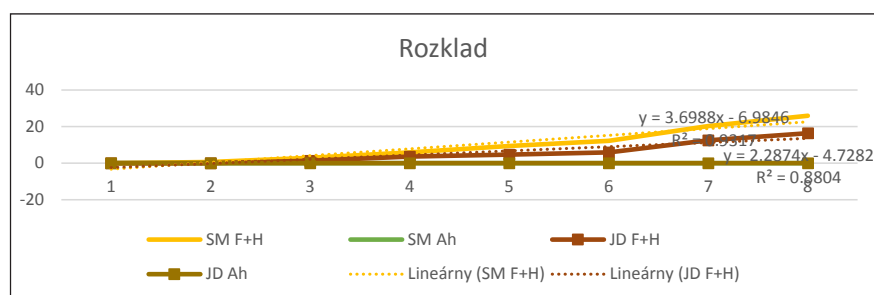
Table 2: Average values of decomposition of strips during 8 terms of evaluation

Dřevina	Termín	1	2	3	4	5	6	7	8
	Horizont								
SM	F+H	0	0,63	2,97	5,92	9,4	12,19a	20,24a	25,93a
	Ah	0	0	0	0	0	0	0	0
JD	F+H	0	0	1,35	3,6	4,73	5,95b	12,51b	16,38b
	Ah	0	0	0	0,02	0,02	0	0	0,02

Pozn. – Note: statisticky významné rozdíly v rámci jednotlivých horizontů jsou označeny různými písmeny – statistically significant differences are indicated in respective horizons by different indices.



Obr. 2: Průběh vývoje barevných změn na papírových prouzcích pro SM a JD v obou zkoumaných horizontech
Fig. 2: Color changes at cellulose strips for spruce and silver fir in both studied horizons



Obr. 3: Vývoj rozkladu papírových proužků v horizontu (F+H a Ah) pod smrkem a jedlí
Fig. 3: Decomposition dynamics of cellulose strips for spruce and silver fir in both studied horizons

V porostních skupinách jedle byla dokumentována výrazně nižší zásoba horizontů nadložního humusu a to ve všech sledovaných vrstvách – $61,6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ ve skupinách jedle oproti $80,8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ u smrku. Lze tak předpokládat poněkud rychlejší rozklad a transformaci opadu jedle. To bylo doloženo i na dalších výzkumných plochách na širším souboru stanovišť (PODRÁZSKÝ et al. 2018; TRĚŠTÍK & PODRÁZSKÝ 2017).

Tabulka 3: Základní vybrané pedochemické analýzy horizontů humusových forem v porostních skupinách smrku a jedle

Table 3: Basic selected soil chemical characteristics of humus form horizons in stand groups of spruce and silver fir

Plocha – dřevina	Horizont	pH	pH	S	V	Cox	NKjel	C/N
		H ₂ O	KCl					
1 – SM	1 – L+F1	5,04 b	3,91 a	29,86 a	48,72 ab	44,39 a	1,52 ab	29,2
	2 – F2+H	4,42 a	3,08 a	10,67 a	14,49 a	37,88 a	1,43 a	26,5
	3 – Ah	4,07 a	3,06 a	1,61 b	7,68 a	6,41 a	0,35 b	18,3
	4 – B	4,53 a	3,49 a	2,08 b	18,46 a	4,05 b	0,13 b	21,4
2 – JD	1 – L+F1	4,89 a	3,87 a	28,94 a	45,43 ab	42,39 a	1,69 ab	25,1
	2 – F2+H	4,46 a	3,23 a	9,62 a	15,65 a	32,65 a	1,53 a	21,3
	3 – Ah	4,02 a	3,07 a	3,19 a	10,76 a	11,66 a	0,69 a	16,9
	4 – B	4,23 a	3,26 a	0,88 a	7,58 b	3,73 ab	0,19 b	19,6

Pozn. – Note: statisticky významné rozdíly v rámci jednotlivých horizontů jsou označeny různými písmeny a tučným písmem – statistically significant differences are indicated in respective horizons by different indices and bold letters.

Půdní kyselost byla v případě obou porostních skupin velmi podobná, pouze půdní reakce aktivní byla v horizontu L+F1 u smrku významně vyšší (tab. 3). Obsah výměn-

ných bází (hodnota S) se ve vrstvách nadložního humusu pod oběma dřevinami nelišil, v minerálních horizontech byl významně vyšší pod jedlí (Ah) i pod smrkem (B). Nasycení sorpčního komplexu bázemi byla rovněž srovnatelná v rámci sledovaného půdního profilu s výjimkou spodního minerálního horizontu B. Významné rozdíly v rámci sledovaného profilu nebyly doloženy ani u obsahu celkového uhlíku, obsah celkového dusíku se lišil významně v horizontu Ah, kdy byl pod jedlí vyšší. Poměr C/N byl nižší pod jedlí.

Rozdíly v hodnotách pedochemických charakteristik tak byly vcelku minimální, což se shoduje i s ostatními pracemi, publikovanými na toto téma. Ve stejných porostech srovnávali stav půdního svršku PODRÁZSKÝ & REMEŠ 2010, odběr se uskutečnil na podzim 2006. Výsledky byly velmi podobné, tedy výrazně nižší zásoba nadložního humusu s minimálními rozdíly stejného charakteru v hodnotách pedochemických charakteristik. Podobná dynamika byla prokázána i ohledně obsahu celkového uhlíku a dusíku a jejich poměru. Pod jedlí byl navíc prokázán nižší obsah přístupného draslíku, u ostatních makroživin byla situace vyrovnaná.

TRĚŠTÍK & PODRÁZSKÝ (2017) srovnávali stejným způsobem stav svrchních půdních vrstev ve skupinách jedle a smrku na jiné lokalitě v rámci stejného LHC, ve srovnatelných stanovištních podmínkách. Také v tomto případě byla pod jedlí prokázána nižší akumulace nadložního humusu, nicméně rozdíly v hodnotách pedochemických charakteristik byly malé. Ukazatele výměnné acidity byly mírně vyšší pod porostem jedle, rozdíly v půdní reakci nebyly doloženy a charakteristiky půdního sorpčního komplexu byly také srovnatelné. Na jedné straně obsahovaly humusové horizonty pod jedlí významně vyšší obsah celkového dusíku a vápníku, na druhé straně pak nižší obsah celkového hořčíku. V přístupné formě živin byl významně příznivější stav pod jedlí doložen pouze v případě fosforu a draslíku. Zvýšený obsah celkového dusíku v holorganických vrstvách a svrchní vrstvě minerální půdy ukazuje na bohatší opad této dřeviny a jeho rychlejší dekompozici. Vcelku je možno shrnout, že na dané lokalitě byl meliorační vliv jedle na půdu ve srovnání se smrkem nevýrazný. Podobně minimální rozdíly prokázali i PODRÁZSKÝ et al. (2018) při srovnání smrku a jedle v podhůří Orlických hor. V tomto případě byla i akumulace nadložního humusu srovnatelná, pod jedlí byl rovněž vyšší obsah přístupného vápníku, jinak se pedochemické charakteristiky svrchních půdních horizontů pod oběma dřevinami významně nelišily.

Nízké rozdíly v kvalitě opadu a vlivu na stav humusových forem i lesních půd jako celku jsou mimo jiné způsobeny i minimálními rozdíly v kvalitě asimilačních orgánů, a tedy i opadu jedle a smrku na stejném stanovišti (DUŠEK et al. 2020). Uvedení autoři studovali stav výživy obou dřevin na stanovišti jedlových bučin v oblasti Nízkého Jeseníku a prokázali u obou stav výživy pod hladinou optima. V prvním ročníku jehličí byly koncentrace živin a jejich poměry velmi podobné, u smrku byla zjištěna vyšší koncentrace dusíku. U druhého ročníku byly obsahy vyšší koncentrace draslíku a nižší koncentrace hořčíku u jedle, stejně jako vyšší poměr N/Mg a K/Mg. U smrku byl vyšší poměr N/K, což souhlasí se stavem v nadložním humusu, zjištěném ve výše uvedených pracích. Otázkou pak, přes minimální rozdíly v celulólytické aktivitě, zůstává obecná tendence nižší zásoby nadložního humusu pod skupinami jedle, jako spíše převažující tendence.

Závěr

V námi sledovaném případě nebyly prokázány výrazné rozdíly v celulólytické aktivitě v horizontech nadložního humusu a v organominerálním Ah horizontu způsobené opadem jedle bělokoré a smrku ztepilého. Třebaže zásoba nadložního humusu byla v porostních skupinách smrku větší, nebyly prokázány výrazné rozdíly ve vybraných základních pedochemických charakteristikách, indikujících obecnou kvalitu půdních substrátů. Funkce jedle bělokoré v druhově pestřejších porostech tak bude spočívat spíše ve zvýšení stability

lesních porostů a ve zlepšení jejich struktury. Příznivé efekty začlenění jedle do smrkových porostů tak lze hledat spíše v produkční oblasti a v příznivém vlivu jedle na zvýšení stability a biodiverzity smrkových porostů.

Poděkování

Príspevek bol spracovaný v rámci řešení projektu NAZV QK1910292 Postupy pro podporu jedle bělokoré v lesním hospodářství ČR

Literatura

- BEHRINGER, W., 2010: Kulturní dějiny klimatu. Praha, Nakladatelství Ladislav Horáček – Paseka, 408 s.
- DUŠEK, D., KACÁLEK, D., NOVÁK, J., SLODIČÁK, M., 2020: Obsah živin ve dvou nejmladších ročnících jehlic smrku ztepilého a jedle bělokoré původem z přirozené obnovy. Zprávy lesnického výzkumu, 65(3): 146–152.
- ČERNÝ, A., 1989: Současný zdravotní stav jedle bělokoré na území ČSSR. Lesnická práce, 68: 402–407.
- FÉR, F., POKORNÝ, J., 1996: Lesnická dendrologie. 1. část . Jehličnany. Praha, VŠZ LF Praha a Matice lesnická, 131 s.
- FULÍN, M., PODRÁZSKÝ, V., BALÁŠ, M., 2018: Vliv jedle obrovské na stav lesních půd: případová studie. Zprávy lesnického výzkumu, 63(2): 129–135.
- GREEN, R. N., TROWBRIDGE, R. L., KLINKA, K., 1993: Towards a taxonomic classification of humus forms. Forest Science, 39, Monograph, s. 29–49.
- JANKOVSKÝ, L., 2005: Chřadnutí a choroby jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) In: Jedle bělokorá – 2005, European silver fir – 2005: sborník referátů. Srní, ČZU FLE v Praze, s. 43–48.
- KACÁLEK, D., MAUER, O., PODRÁZSKÝ, V., SLODIČÁK, M. et al., 2017: Meliorační a zpevňující funkce lesních dřevin. Lesnická práce, Kostelec n.Č.l., 300 s.
- MÁLEK, J., 1983: Problematika ekologie jedle bělokoré a jejího odumírání. Praha, Academia, 108 s.
- MRKVA, R., 1994: Korovnice kavkazská (*Adelges, Dreyfusia] nordmannianae* Eckstein), obrana proti ní a její podíl na ústupu jedle. Lesnictví-Forestry, 40: 361–370.
- PODRÁZSKÝ, V., REMEŠ, J., 2005: Změny humusových forem v závislosti na druhové skladbě a způsobu hospodaření In: Jedle bělokorá – 2005, European silver fir – 2005: sborník referátů. Srní, ČZU FLE v Praze, s. 159–162.
- PODRÁZSKÝ, V., REMEŠ, J., 2009: Soil-forming effect of grand fir (*Abies grandis* [Dougl. ex D. Don] Lindl.). Journal of Forest Science, 55(12): 533–539.
- PODRÁZSKÝ, V., REMEŠ, J., 2010: Vliv druhové skladby lesních porostů na stav humusových forem na území ŠLP v Kostelci nad Černými lesy. Zprávy lesnického výzkumu, 55(2): 71–77.
- PODRÁZSKÝ, V., ZAHRADNÍK, D., REMEŠ, J., 2014: Potential consequences of tree species and age structure changes of forests in the Czech Republic – review of forest inventory data. Wood Research, 59: 483–490.
- PODRÁZSKÝ, V., VACEK, Z., KUPKA, I., VACEK, S., TŘEŠTÍK, M., CUKOR, J., 2018: Effects of silver fir (*Abies alba* Mill.) on the humus forms in Norway spruce (*Picea abies* [L.] H. Karst.) stands. Journal of Forest Science, 64(6): 245–250.

- PRŮŠA, E., 1990: Přírozené lesy České republiky. Praha, Státní zemědělské nakladatelství, 248 s.
- ŠINDELÁŘ, J., 1975: Projekt a základní protokol serie provenienčních výzkumných ploch s jedlí bílou *Abies alba* Mill. a některými ostatními druhy rodu *Abies*. Dílčí závěrečná zpráva. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, 69 s.
- ŠINDELÁŘ, J., FRÝDL, J., 2005: Perspektivy jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) v lesním hospodářství České republiky In: Jedle bělokorá – 2005, European silver fir – 2005: sborník referátů. Srní, ČZU FLE v Praze, s. 163–168.
- ŠINDELÁŘ, J., FRÝDL, J., NOVOTNÝ, P., 2007: Příspěvek k problematice druhové skladby lesních porostů se zvláštním zřetelem k dřevinám melioračním a zpevňujícím. Zprávy lesnického výzkumu, 52(2): 161–165.
- TŘEŠTÍK, M., PODRÁZSKÝ, V., 2017: Meliorační funkce jedle bělokoré: případová studie. Zprávy lesnického výzkumu, 62(3): 182–188.
- ÚRADNÍČEK, L., MADĚRA, P., TICHÁ, S., KOBLÍZEK, J., 2009: Dřeviny České republiky. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 367 s.
- ZATLOUKAL, V., 2001: Možnosti pěstování jedle s ohledem na její ekologické nároky a přírozené rozšíření. In: Pěstování a umělá obnova jedle bělokoré: sborník referátů. Praha, AVE Centrum, s. 18–27.
- ZPRÁVA, 2021: Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství ČR v roce 2020. Praha, MZe, 124 s.

SEZÓNŇNÍ DYNAMIKA INDEXU LISTOVÉ PLOCHY PŘÍPRAVNÝCH POROSTŮ BŘÍZY BĚLOKORÉ

Leaf area index seasonal dynamics in birch pioneer stands

Prouza Josef¹ • Černý Jakub^{1, 2} ✉

¹ Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Zemědělská 3, CZ – 613 00 Brno

² Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, CZ – 517 73 Opočno, e-mail: cerny@vulhmop.cz

Abstract: *The presented study devoted to leaf area index (LAI) seasonal dynamics in pioneer stands with predominant birch representation where pre-commercial thinning with various intensities was applied. LAI was measured using an indirect optical method, specifically by the newly developed LaiPen LP110 device based on solar radiation transmittance through the canopy layer. The thesis aimed: (i) to investigate the effect of pre-commercial thinning intensity on seasonal LAI dynamics in pioneer stands with various stand densities during the growing season 2020 and (ii) to study the maximum LAI (LAI_{max}) occurrence within the studied growing season, and (iii) to compare measured LAI values to the amount of foliage in other main tree species. LAI_{max} was observed on 29th July (DOY 211) at all studied research plots. Since LAI is the most stable in summer, the period (July-August) is the most suitable to measure and compare LAI values in pioneer stands. The highest LAI value (2.7 m²/m²) was noted in the research plot with a stand density of 2,325 trees/ha, seeming to be the most suitable from the viewpoint of the amount of bearing assimilation apparatus.*

Key words: Birch; leaf area index (LAI); pioneer stands; LaiPen LP 110

Abstrakt: Prezentovaná studie se věnuje sezónní dynamice indexu listové plochy (LAI) přípravných porostů s dominantním zastoupením břízy bělokoré, ve kterých byl provedený výchovný zásah s různou intenzitou. LAI bylo měřeno nepřímou metodou, pomocí nově vyvinutého přístroje LaiPen LP 110, který je založen na měření propustnosti (transmittance) slunečního záření skrze porostní zápoj. Cílem práce bylo zjistit (i) vliv intenzity výchovných zásahů na sezónní dynamiku vývoje LAI v průběhu vegetačního období 2020 v porostech s různou porostní hustotou, (ii) období výskytu maximální hodnoty LAI (LAI_{max}) během sledovaného vegetačního období a (iii) výsledky naměřených hodnot LAI porovnat s LAI dalších významných hospodářských dřevin. LAI_{max} byl na všech sledovaných plochách dosažen 29. července (211. den v roce). Protože je LAI v letních měsících nejstálější, je toto období (červenec-srpen) nejvhodnější pro stanovení LAI a jeho vzájemné porovnání v porostech přípravných dřevin. Nejvyšší hodnota LAI (2,7 m²/m²) byla zaznamenána v porostu s hustotou 2 325 stromů/ha, která se z pohledu množství neseného asimilačního aparátu jeví jako nejvhodnější.

Klíčová slova: bříza bělokorá; index listové plochy (LAI); porosty přípravných dřevin; Lai-Pen LP 110

Úvod

Lesy celosvětově představují v rámci suchozemských ekosystémů nejvýznamnější úložiště uhlíku (MALHI et al. 1999) a poskytují mnoho ekosystémových služeb zahrnujících např. koloběhu uhlíku, živin, vodní bilanci (SCHERER-LORENZEN et al. 2005) a výměnu energie jak na úrovni porostu (NORMAN 1992), krajiny (RUNNING et al. 1989), ale i na globální škále (WITTEWER 1983; BOTKIN 1986). Porostní zápoj je strukturně i ekologicky velmi významná část porostu, jenž je definovaná jako kombinace listoví, letorostů a větví, a která tvoří funkční stýčnou plochu mezi atmosférou a vegetací (SONNENTAG et al. 2007). Proto má porostní zápoj velký význam pro intercepci dešťových srážek, absorpci fotosynteticky aktivního záření, koloběh vody, živin a uhlíku, a rovněž poskytuje životní prostor pro celou řadu živočichů, což zvyšuje biodiverzitu ekosystému (FALGE et al. 2000; PRESCOTT 2002; MA et al. 2017; GRUNICKE et al. 2020).

Struktura porostního zápoje je dynamicky tvořena vývojem a ekologickými interakcemi mezi vegetací a prostředím. Vzhledem k tomu, že je struktura porostního zápoje proměnlivá v časovém i prostorovém měřítku, nejsou parametry listoví porostního zápoje (např. index listové plochy, LAI) stále v čase ani prostoru. LAI lesních porostů, který je definovaný jako polovina celkové listové plochy normalizované jednotkou plochy povrchu půdy (CHEN & BLACK 1992), je bezrozměrnou proměnnou, kvantifikuje množství listoví v ekosystému (ČERNÝ & POKORNÝ 2021) a liší se v průběhu vegetačního období i meziročně jak v jehličnatých, tak i v listnatých porostech (FRAZER et al. 2000; ČERNÝ et al. 2018). Struktura korunového zápoje jako taková je zásadním prvkem jakéhokoliv lesního ekosystému, který je ovlivňován a ovlivňuje celou řadu ekosystémových procesů (CAMPBELL & NORMAN 1989; NORMAN & CAMPBELL 1989). Struktura korunového zápoje například silně ovlivňuje hrubou primární produkci ekosystému, respiraci ekosystému (MEDLYN et al. 2005) a reguluje množství dopadajícího světla, teplotu, rychlost proudění větru a vlhkost vzduchu v porostním nitru (MEYERS & PAW U 1986; MEYERS & PAW U 1987). Struktura listoví je nejen nedílnou součástí korunového zápoje, ale může být také použita v kvantitativním biofyzikálním přístupu pro modelování procesů v rámci zápoje obecně (JONCKHEERE 2005). Proto je hodnocení distribuce listoví nezbytné pro vylišení interakcí mezi vegetací a prostředím, kde mezi nejčastěji používanými charakteristikami pro toto hodnocení patří: listová plocha, orientace listoví a hustota listoví, které jsou běžně vyjádřeny pomocí parametrů otevřenosti zápoje, nebo LAI (BEQUET 2011), který je považován za jeden klíčových parametrů struktury zápoje (CHASON et al. 1991).

Sezónní dynamika určuje celou řadu klíčových aspektů funkčnosti porostního zápoje (např. extinkce záření, fotosyntetická asimilace, evapotranspirace; SAIGUSA et al. 2002). Typickým průběhem sezónní dynamiky opadavých druhů dřevin je rychlý nárůst listoví na jaře, konstantní maximální hodnota LAI v létě a pokles LAI až do úplného opadu listoví v podzimních měsících (MUSSCHE et al. 2001; ČERNÝ et al. 2018). Maximální hodnota LAI (LAI_{max}) je zpravidla u evropských opadavých druhů dřevin dosažena od poloviny června do konce července (MUSSCHE et al. 2001; ČERNÝ et al. 2018).

Cílem předložené studie bylo v porostech přípravných dřevin s dominantním zastoupením břízy bělokoré: (i) zjistit vliv intenzity výchovných zásahů na sezónní dynamiku vývoje LAI v průběhu vegetačního období 2020 v porostech s různou porostní hustotou, (ii) detekovat období výskytu LAI_{max} během sledovaného vegetačního období 2020 v těchto porostech a (iii) výsledky naměřených hodnot LAI porovnat s LAI dalších významných hospodářských dřevin.

Materiál a metodika

Popis lokality

Veškerá měření LAI v přípravných porostech s dominantním zastoupením břízy bělokoré byla provedena na lokalitě Nemojov (50,479 S; 15,768 V), která se nachází nedaleko Dvořa Králové nad Labem v nadmořské výšce 460 m n. m. s průměrnou roční teplotou vzduchu 5,8 °C a celkovým ročním úhrnem srážek 887,6 mm v roce 2020. Geologický podklad je tvořený pískovci, na kterých vznikla luvická kambizem s postačujícími zásobami živin. Na základě přirozených společenstev byl určen SLT 4I. Předchozí nastávající kmenovina tvořená hlavně smrkem s příměsí borovice, dubu, osiky a břízy byla v lednu roku 2007 velmi silně poškozena vichřicí Kyrill a vznikla zde holina s výměrou přesahující 6 ha. Hmota, kterou bylo možné zužitkovat, byla vyvezena a těžební zbytky byly shrnuty do valů. Na ploše se nenacházeli starší jedinci obnovy, ani pasečná vegetace a humusové půdní horizonty byly částečně narušeny vyklizováním dřevní hmoty. Na části vzniklé holiny (1,5 ha) je sledována sukcese porostu. Plocha přiléhá na severní straně k původnímu porostu a na jižní straně přiléhá ke kalamitní holině z roku 2007. Od severu k jihu nepřesahuje šířka pro sledování sukcese 70 m. Na této ploše se již v roce 2007 objevila přirozená obnova břízy (generativní obnova) a osiky (generativní i vegetativní obnova). Část kalamitní plochy byla v roce 2007 provozně osázena bukem, ovšem vykazoval vysokou mortalitu (SOUČEK et al. 2019).

Studované porosty

Pro účely této studie byly na výše uvedené lokalitě vybrány 4 plochy čtvercového tvaru ve 13ti letých porostech (v roce 2020) s dominantním zastoupením břízy bělokoré (Tab. 1), které podléhaly různé formě porostní výchovy. Na plochách 1 a 4 byly před zásahem pozitivním výběrem vybráni cíloví jedinci ve sponu 3 × 3 m a na plochách 2 a 3 ve sponu 5 × 5 m, kde byli tito cíloví jedinci během výchovného zásahu uvolnění od nejbližší (přímých) konkurentů v korunovém zápoji. Pěstební zásah byl na všech sledovaných plochách proveden v roce 2016. V roce 2020 byly u všech přítomných stromů na ploše měřeny výčetní tloušťky 1,3 nad zemí (DBH) průměrkou s přesností 0,1 cm. Průměrná výška a výška nasažení zelené koruny studovaných porostů byla 11,5 a 5,0 m.

Tabulka 1: Základní dendrometrické charakteristiky (průměr ± směrodatná odchylka) studovaných porostů. DBH – výčetní tloušťka v prsní výšce; $G_{1,3}$ – kruhová výčetní základna v prsní výšce. BR – bříza bělokorá; OS – topol osika; JIV – vrba jíva; JR – jeřáb ptačí; BO – borovice lesní

Table 1: Basic stand characteristics (mean ± standard deviation). DBH – diameter at the breast height; $G_{1,3}$ – stand basal area at the breast height. BR – silver birch; OS – European aspen; JIV – goat willow; JR – rowan; BO – Scots pine

Porost ¹	Výměra ² [m ²]	Hustota porostu ³ [strom/ha]	Spon ⁴ [m]	DBH [cm]	$G_{1,3}$ [m ² /ha]	Zastoupení dřevin ⁵ [%]
1	400	1 925	3 × 3	8,8 ± 3,2	13,2 ± 0,005	BR (90), OS (9), JIV (1)
2	400	2 325	5 × 5	8,0 ± 3,6	13,9 ± 0,005	BR (69), OS (23), JR (4), JIV (3), BO (1)
3	625	2 256	5 × 5	7,1 ± 2,9	10,5 ± 0,004	BR (89), OS (9), JIV (2)
4	625	2 464	3 × 3	6,6 ± 2,9	10,0 ± 0,003	BR (76), OS (23), JIV (1)

¹Stand, ²Area, ³Stand density (trees/ha), ⁴Spacing (m), ⁵Tree species representation.

*Spon cílových jedinců, kteří byli během výchovného zásahu uvolnění od nejbližších (přímých) konkurentů / Spacing of target trees released from closest (direct) competitors within pre-commercial thinning.

Stanovení LAI



Veškerá měření LAI byla provedena nepřímou optickou metodou pomocí přístroje LaiPen LP 110 (PSI, ČR; obr. 1) v duálním modu (tj. dvěma přístroji), kdy byl jeden přístroj použit pro kontinuální automatizované měření, a byl umístěn na stativu ve výšce 1,3 m nad zemí, na dostatečně velké volné ploše (tzv. horní čtení) a druhý byl použit pro měření pod porostním zápojem (tzv. dolní čtení). Obě čidla byla během všech měření s ohledem na úhel záběru čidla orientována v orientaci sever-jih.

Obr. 1: Přístroj LaiPen LP 110 použitý pro stanovení LAI v porostech přípravných dřevin s dominantním zastoupením břízy
Fig. 1: LaiPen LP 110 device used to estimate LAI of pioneer tree stands with the prevailing representation of silver birch

Vzájemná kalibrace přístrojů, jejich nastavení a výpočet založený na metodě transmittance byly provedeny podle ČERNÝ & POKORNÝ (2021). Dolní čtení bylo ve všech studovaných porostech provedeno nad 20 stejně vzdálenými body (1 m od sebe), které byly situovány ve dvou na sebe kolmých transektech za rovnoměrné oblačnosti a bezvětří. V průběhu vegetačního období (tj. v olistěném stavu) ve vegetačním období roku 2020 proběhlo sedm měření veškerých nadzemních částí rostliny (tzv. Plant Area Indexu; PAI), konkrétně 23. dubna, 20. května, 18. června, 29. července, 26. srpna, 23. září a 23. října. Kromě toho proběhla dvě měření v neolistěném stavu před (10. dubna) a po (20. listopadu) vegetačním období za účelem stanovení množství nadzemních dřevních částí (tzv. woody area indexu, WAI), jehož průměrná hodnota byla odečítána od PAI za účelem dosažení přesné hodnoty LAI podle ČERNÝ et al. (2018); tj. $LAI = PAI - WAI$. Data z LaiPen LP 110 byla hodnocena ve specializovaném softwaru FluorPen 1.1.2.3 (PSI, ČR).

Analýza dat

Data z porostní inventarizace byla digitalizována a hodnocena v programu MS Excel. Hrubá data z přístroje LaiPen LP 110 byla nejprve zpracována ve specializovaném softwaru FluorPen 1.1.2.3 (PSI, ČR). Výpočty PAI, WAI a LAI byly provedeny v MS Excel a grafické výstupy byly zpracovány v softwaru SigmaPlot[®], verze 13 (Systat Software Inc., USA).

Výsledky

Průměrná hodnota WAI, která byla za účelem získání přesné hodnoty LAI odečítána od PAI, dosahovala průměrné roční hodnoty $0,21 \text{ m}^2/\text{m}^2$ v porostu 1, $0,21 \text{ m}^2/\text{m}^2$ v porostu 2, $0,16 \text{ m}^2/\text{m}^2$ v porostu 3 a $0,18 \text{ m}^2/\text{m}^2$ v porostu 4.

Obrázek 2A znázorňuje vývoj LAI v porostu 1, kdy koncem dubna byly hodnoty LAI menší než $1 \text{ m}^2/\text{m}^2$, do konce měsíce května dochází k rapidnímu nárůstu LAI, ovšem do konce června bylo zaznamenáno téměř zastavení jeho vývoje. V následujícím období až do konce července dochází opět k vývoji LAI, kde dosahuje i své maximální plochy v průběhu celého vegetačního období ($LAI = 1,9 \text{ m}^2/\text{m}^2$). Od této chvíle dochází postupně k poklesu LAI, který začíná pozvolně a postupně se intenzita klesání zvyšuje. Na konci října se

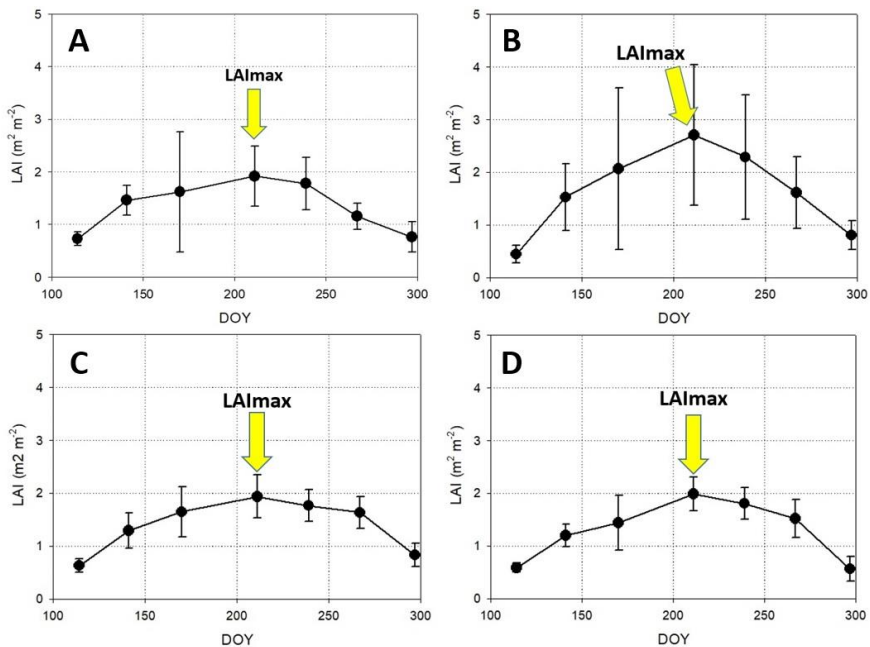
hodnota LAI dostává na podobné hodnoty jako při měření koncem března.

Obrázek 2B znázorňuje sezónní dynamiku LAI v hodnoceném porostu 2, kde lze vidět rychlejší iniciální vývoj LAI, přičemž jeho nejrapidnější nárůst byl pozorován do konce května, následně vývoj LAI zpomalil a koncem července dosáhl svého maxima ($LAI = 2,7 \text{ m}^2/\text{m}^2$) a poté nastalo téměř rovnoměrné klesání LAI, které skončilo koncem října.

Na obrázku 2C je zobrazen průběh vývoje LAI ve studovaném porostu 3, kde byl v porovnání s porosty 1 a 2 zaznamenán plynulejší vývoj LAI, který dosahuje svého maxima opět koncem července ($LAI = 1,9 \text{ m}^2/\text{m}^2$). Následně až do konce září dochází k jeho pomalému klesání a v říjnu se jeho pokles rapidně zrychluje.

V rámci obrázku 2D je zachycena sezónní dynamika LAI v porostu 4. V tomto porostu se intenzita vývoje LAI výrazně mění, nejprve do konce května se LAI vyvíjí velmi rychle, následně do konce června se vývoj výrazně zpomalí, od konce června do konce července se vývoj LAI opět zvyšuje a koncem července dosahuje svého maxima ($LAI = 2,0 \text{ m}^2/\text{m}^2$). Následně do konce srpna hodnota LAI klesá velmi pomalu. Poté do konce září se jeho klesání stupňuje a nejrapidnější pokles byl zaznamenán od konce září do konce října.

Maximální hodnota LAI byla u všech čtyř studovaných porostů zaznamenána 29. července (tj. 211. den v roce). V tomto období je tedy doporučováno stanovení LAI v porostech přípravných dřevin s dominantním zastoupením břízy bělokoré.



Obr. 2: Sezónní dynamika LAI ve studovaných porostech přípravných dřevin s dominantním zastoupením břízy bělokoré a sezónní maximální hodnota LAI (LAI_{max}). A – porost 1 se sponem cílových jedinců $3 \times 3 \text{ m}$; B – porost 2 se sponem cílových jedinců $5 \times 5 \text{ m}$; C – porost 3 se sponem cílových jedinců $3 \times 3 \text{ m}$ a D – porost 4 se sponem cílových jedinců $5 \times 5 \text{ m}$. DOY – den v roce. Charakteristika studovaných porostů je blíže uvedena v tabulce 1

Fig. 2: Seasonal LAI dynamics in studied pioneer stands with prevailing silver birch representation and maximum seasonal LAI (LAI_{max}). A – stand 1 with target trees' spacing $3 \times 3 \text{ m}$; B – stand 2 with target trees' spacing $5 \times 5 \text{ m}$; C – stand 3 with target trees' spacing $3 \times 3 \text{ m}$, and D – stand 4 with target trees' spacing $5 \times 5 \text{ m}$. DOY – day of the year. For more detailed stands' characteristics, see Table 1

Diskuze a závěr

Vyšší hodnoty LAI jsou obecně zaznamenány v jehličnatých dřevinách než v listnatých kvůli shlukování listoví na úrovni letorostu (STENBERG 1996) a podílu dřevních částí (větve, kmeny; BRÉDA 2003).

Sezónní dynamika LAI sledovaných porostů s rychlým vývojem listoví na jaře, konstantními hodnotami v létě a pozvolným snižováním LAI od září až do úplného opadu odpovídá studiím, které se zabývaly vývojem listové plochy v listnatých opadavých porostech v Evropě (např. BRÉDA 2003; BEQUET 2011; ČERNÝ et al. 2018).

RAUTIAINEN et al. (2009) uvádí, že v březových porostech ve věku 10, 40 a 80 let se LAI mění v závislosti na živnosti stanoviště. Na živných stanovištích LAI dosahuje hodnot $9,0 \text{ m}^2/\text{m}^2$ v období mezi polovinou června a polovinou července, ale na chudých stanovištích dosahuje LAI pouze okolo $2,5 \text{ m}^2/\text{m}^2$, což je v souladu s výsledky této studie. Tito autoři rovněž zjistili, že na živnějších stanovištích dochází rovněž k rychlejšímu vývoji LAI než na chudších. Podobný sezónní vývoj LAI v listnatých porostech sledoval i ČERNÝ et al. (2018), který zaznamenal LAI_{max} v nesmíšených bukových ($4,5 - 5,1 \text{ m}^2/\text{m}^2$) a javorových ($4,0 \text{ m}^2/\text{m}^2$) porostech zhruba o měsíc dříve (19. června), což může být způsobeno odlišnou fenologií studovaných dřevin. MUSSCHE et al. (2001) uvádí pro bukové a dubové nesmíšené porosty maximální hodnoty LAI $3,7 \text{ m}^2/\text{m}^2$, které byly naměřeny až v polovině září, což je o měsíc a půl později než bylo zaznamenáno v březových porostech, které byly sledovány v této studii. Tato skutečnost může být způsobena rozdílným klimatem – oceánické v Belgii vs. kontinentální v ČR. Naproti tomu v nesmíšených jasanových porostech bylo LAI měřeno ve stejných intervalech a maximální hodnot LAI ($4,1 \text{ m}^2/\text{m}^2$) bylo dosaženo ke konci července, což plně odpovídá březovým porostům analyzovaným v této práci.

Výsledky studie poskytují pro přípravné porosty s dominantním zastoupením břízy informaci o období, kdy je dosaženo LAI_{max} , které je nejstabilnější a nejvhodnější pro stanovení a porovnání listové plochy. Těchto poznatků bude dále využito při studiu alokace uhlíku do jednotlivých kompartmentů stromu.

Poděkování

Výsledek vznikl za finanční podpory projektu Národní agentury zemědělských věd (NAZV) č. QK22020008 „Komplexní vyhodnocení plnění produkčních a mimoprodukčních funkcí lesa u porostů přípravných dřevin“ a za podpory Ministerstva zemědělství ČR, institucionální podpora MZE-RO0118.

Literatura

- BEQUET, R., 2011: Environmental determinants of the temporal and spatial variability in leaf area index of *Fagus sylvatica* L., *Quercus robur* L., and *Pinus sylvestris* L. Thesis, Universiteit of Antwerpen, Antwerpen, 105 s.
- BOTKIN, D. B., 1986: Remote sensing of the biosphere. Washington D.C., National Academy of Sciences, Report of the Committee on Planetary Biology, National Research Council.
- BRÉDA, N. J. J., 2003: Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments, and current controversies. *Journal of Experimental Botany*, 54: 2403-2417.
- CAMPBELL, G. S., NORMAN, J. M., 1989: The description and measurement of plant canopy structure. In: Russell, G., Marshall, B., Jarvis, P. G. (eds.): *Plant canopies: Their Growth, Form and Function*. Cambridge University Press, Cambridge

- ČERNÝ, J., HANINEC, P., POKORNÝ, R., 2018: Leaf area index estimated by direct, semi-direct, and indirect methods in European beech and sycamore maple stands. *Journal of Forestry Research*, 31: 827–836.
- ČERNÝ, J., POKORNÝ, R., 2021: Field measurement of effective leaf area index using the optical device in vegetation canopy. *Journal of Visualized Experiments*, 173: e62802.
- CHASON, J. W., BALDOCCHI, D. D., HUSTON, M. A., 1991: A comparison of direct and indirect methods for estimating forest canopy leaf area. *Agricultural and Forest Meteorology*, 57: 107–128.
- CHEN, J. M., BLACK, T. A., 1992: Defining leaf area index for non-flat leaves. *Plant, Cell and Environment*, 15: 421–429.
- FALGE, E., TENHUNEN, J. D., RYEL, R., ALSHEIMER, M., KÖSTNER, M., 2000: Modelling age- and density-related gas exchange of *Picea abies* canopies in the Fichtelgebirge, Germany. *Annals of Forest Science*, 57: 229–243.
- FRAZER, G. W., TROFYMOW, J. A., LERTZMAN, K. P., 2000: Canopy openness and leaf area in chronosequences of coastal temperate rainforests. *Can. J. For. Res.*, 30: 239–256.
- GRUNICKE, S., QUECK, R., BERNHOFER, C., 2020: Long-term investigation of forest canopy rainfall interception for a spruce stand. *Agricultural and Forest Meteorology*, 292–293: 108125.
- JONCKHEERE, I., NACKAERTS, K., MUYS, B., COPPIN, P., 2005: Assessment of automatic gap fraction estimation of forests from digital hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology*, 132: 96–114.
- MA, L., ZHENG, G., EITEL, J. U. H., MAGNEY, T. S., MOSKAL, M., 2017: Retrieving forest canopy extinction coefficient from terrestrial and airborne lidar. *Agricultural and Forest Meteorology*, 236: 1–21.
- MALHI, Y., BALDOCCHI, D. D., JARVIS, P. G., 1999: The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. *Plant, Cell and Environment*, 22: 715–740.
- MEDLYN, B. E., BERBIGIER, P., CLEMENT, R., GRELLE, A., LOUSTAU, D., LINDER, S., WINGATE, L., JARVIS, P. G., SIGURDSSON, B. D., MCMURTRIE, R. E., 2005: Carbon balance of coniferous forests growing in contrasting climates: Model-based analysis. *Agricultural and Forest Meteorology*, 131: 97–124.
- MEYERS, T. P., PAW, U K. T., 1986: Testing a higher-order closure model for modelling air-flow within and above plant canopies. *Boundary-Layer Meteorology*, 37: 297–311.
- MEYERS, T. P., PAW, U K. T., 1987: Modelling the plant canopy micrometeorology with higher-order closure principles. *Agricultural and Forest Meteorology*, 41: 143–163.
- MUSSCHE, S., SAMSON, R., NACHTERGALE, L., DE SCHRIJVER, A., LEMEUR, R., LUST, N., 2001: A comparison of optical and direct methods for monitoring the seasonal dynamics of leaf area index in deciduous forests. *Silva Fennica*, 35(4): 373–384.
- NORMAN, J. M., 1992: Scaling processes between leaf and canopy levels. In: Ehleringer, J., Fields, C. (eds.): *Scaling processes between leaf and landscape levels*. San Diego, CA, Academic Press.
- NORMAN, J. M., CAMPBELL, G. S., 1989: Canopy structure. In: Pearcy, R. W., Mooney, H. A., Ehleringer, J. R., Rundel, P. W. (eds.): *Physiological Plant Ecology: Field Methods and Instrumentation*. New York, Chapman and Hall.
- PRESCOTT, C. E., 2002: The influence of the forest canopy on nutrient cycling. *Tree Physiology*, 22: 1193–1200.
- RAUTIAINEN, M., NILSON, T., LÜKK, T., 2009: Seasonal reflectance trends of hemiboreal birch forests. *Remote Sensing of Environment* 113: 805–815.

- RUNNING, S. W., NEMANI, R. R., PETERSON, D. L., BAND, L. E., POTTS, D. F., PIERCE, L. L., SPANNER, M. A., 1989: Mapping regional forest evapotranspiration and photosynthesis by coupling satellite data with ecosystem simulation. *Ecology*, 70: 1090–1101.
- SAIGUSA, N., YAMAMOTO, S., MURAYAMA, S., KONDO, H., NISHIMURA, N., 2002: Gross primary production and net ecosystem exchange of a cool-temperate deciduous forest estimated by the eddy covariance method. *Agricultural and Forest Meteorology*, 112(3–4): 203–215.
- SCHERER-LORENZEN, M., KÖRNER, C., SCHULZE, E.-D., 2005: The functional significance of forest diversity: the starting point. In: Scherer-Lorenzen, M., Schulze, E.-D. (eds.): *Forest diversity and function. Temperate and boreal systems*. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag.
- SONNENTAG, O., TALBOT, J., CHEN, J. M., 2007: Using direct and indirect measurements of leaf area index to characterise the shrub canopy in an ombrotrophic peatland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 144: 200–212.
- SOUČEK, J., ŠPULÁK, O., LEUGNER, J., 2019: Vývoj porostu s dominancí břízy a osiky na kalamitní holině. *Zprávy lesnického výzkumu*, 64(4): 191–197.
- STENBERG, P., 1996: Correcting LAI-2000 estimates for the clumping of needles in shoots of conifer. *Agricultural and Forest Meteorology*, 79: 1–8.
- WITTWER, S., 1983: Land related global habitability science issues. NASA Technical Memorandum Number 85841. Washington, DC, National Aeronautics and Space Administration.

ČASOVÝ EFEKT SLUNEČNÍHO CYKLU NA RADIÁLNÍ RŮST SMRKU ZTEPILÉHO: ZÁKLADNÍ VYSVĚTLENÍ Z PŘEDHOŘÍ HRUBÉHO JESENÍKU

Time effect of the solar cycle on the radial growth of the Norway spruce: The basic explanation from the foothills Hrubý Jesennik Mountains

Václav Šimůnek✉ • Stanislav Vacek • Vojtěch Hájek
• Zdeněk Vacek • Jakub Brichta • Giuseppe D'Andrea

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 129, CZ – 165 21 Praha 6 – Suchbát, e-mail: simunekv@fd.czu.cz

Abstract: Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) belongs to the tree species most affected by climate change. This tree species goes through significant growth cycles that are influenced by both natural and anthropogenic factors. This thesis deals with the study of the radial growth of spruce in the Foothills Hrubý Jeseník Mountains. This study evaluates the growth of Norway spruce using dendrochronological analyses from 29 samples. The results of the study show that the radial growth of Norway spruce exhibits 11-year cycles that are linked to the solar cycle. Cross-correlation results showed that the solar cycle is significantly included in the radial growth of spruce, in the monthly precipitation totals in May and June, the annual precipitation totals, the average monthly temperatures in July and August, and the average annual temperatures. The most significant statistically significant shift in cross-correlations was recorded for the radial growth, precipitation, and temperature 3 years before the course of the solar cycle. Overall, almost all data contain a significant correlation with the solar cycle, which can be explained by the feedback of the North Atlantic Wind Stream, which is also influenced by the solar cycle. Further research on this issue is necessary for a closer understanding of this topic.

Key words: sunspot number; radial growth; temperatures; precipitation; *Picea abies* L.

Abstrakt: Smrk ztepilý (*Picea abies* [L.] Karst.) patří k dřevinám nejvíce ovlivněným klimatickou změnou. Tato dřevina prochází významnými růstovými cykly, které jsou ovlivněny jak přírodními, tak i antropogenními faktory. Tato práce se zabývá studiem radiálního růstu smrku ztepilého v Předhoří Hrubého Jeseníku. Studie hodnotí růst smrku ztepilého pomocí dendrochronologických analýz 29 vzorků. Výsledky studie ukazují, že radiální růst smrku ztepilého vykazuje 11leté cykly, které jsou spojené se slunečním cyklem. Výsledky kroskorelací ukázaly, že solární cyklus je významně obsažen v radiálním růstu smrku, v měsíčních úhrnech srážek v květnu a červnu, ročních úhrnech srážek, průměrných měsíčních teplotách v červenci i srpnu a průměrných ročních teplotách. Nejvýznamnější statisticky významný posun kroskorelací byl zaznamenán pro radiální růst, srážky a teploty 3 roky před průběhem solárního cyklu. Celkově téměř všechna data obsahují významný vztah k solárnímu cyklu, což může být vysvětleno zpětnou vazbou Severoatlantického větrného proudění, které je také ovlivňováno solárním cyklem. K bližšímu pochopení tohoto tématu je nezbytný další výzkum této problematiky.

Klíčová slova: číslo slunečních skvrn; radiální růst; teploty; srážky; *Picea abies*

Úvod a problematika

Sluneční cykly se vyskytují nejčastěji v 11letých cyklických intervalech a má se za to, že jsou spojeny s klimatickou změnou a teplotními rozdíly na povrchu planety a existuje i možné spojení nízké aktivity slunečních skvrn s klimaticky chladnými obdobími na naší planetě (LOCKWOOD et al. 2017). Sluneční aktivita působí na faktory, jako jsou srážky nebo teploty (MAUAS et al. 2016). Sluneční cykly ve spojení s kosmickým zářením (HATHAWAY 2015) jsou spojené i s formováním oblačnosti, která ovlivňuje množství světla dopadajícího na povrch planety, tzv. albedo efekt. Malá aktivita slunečních cyklů vede k vyššímu množství kosmického záření, což vytváří větší množství oblačnosti a tím se planeta ochlazuje (EASTERBROOK 2016; ORMES 2018). Dokonce i celková ozářenost zemského povrchu kolísá dle slunečního cyklu zhruba o 0,1 % během 11 letého cyklu a právě i sluneční záření je vyšší během slunečního maxima (KOPP et al. 2016). Celé světelné spektrum vykazuje silné spojení s vlnovou délkou slunečního záření během slunečního cyklu (TSIROPOULA 2003).

Sluneční cykly ovlivňují srážky nad Evropou (v Německu) během měsíce února (LAURENZ et al. 2019) i teploty vzduchu v Evropě jsou ovlivňovány slunečním cyklem společně s cirkulací NAO (Severoatlantické proudění), kdy větrné proudy tvoří nepravidelný efekt slunečního cyklu na klima v rámci ročního období. Obrázek 2 z německých klimatických údajů (LÜDECKE et al. 2020). Spojení mezi slunečním cyklem a srážkami a teplotami může být spojeno právě přes cyklické bořivé větry, které významně ovlivňují lesnictví v ČR (MAF 2020).

Sluneční aktivita ovlivňuje větrné proudění a tím se podílí na tvorbě silných větrů, které jsou během slunečního minima blokovány (HALL et al. 2015; MA et al. 2018). Naproti tomu sluneční maximum vede ke zrychlení větrných proudů vysoko v atmosféře (KODERA & KURODA 2002), které nejsou blokovány (BRÖNNIMANN et al. 2006). Tím dochází k charakteristicky proměnlivému počasí během solárního minima a během solárního maxima je počasí většinou více stálé. Proměnlivé větrné proudění může ovlivnit i počasí během zimního období a tím například může dojít i ke krátkodobým změnám srážkového režimu (AHMED & al. 2020; LAURENZ et al. 2019). Sluneční cyklus ovlivňuje signifikantně srážky během měsíců února, května, června a července, ale efekt není přímý a je posunut cca o ± 120 měsíců od současného roku (LAURENZ et al. 2019). Podobný efekt byl zaznamenán i u teplot vzduchu, kdy solární cyklus se obtisknul v teplotách v České republice během měsíce února a března, nicméně studie nehodnotila časový posun (LÜDECKE et al. 2020).

Mnoho prací z oblasti letokruhových analýz potvrdilo vztah k solárním cyklům na Slovensku (DOROTOVIČ et al. 2014), v západním Rusku (KASATKINA et al. 2019) nebo v Bulharsku (KOMITOV 2021). Výsledky dendrochronologických analýz buku lesního ve východních Čechách potvrdily nižší radiální růst během slunečního minima hlavně díky nižším teplotám vzduchu (ŠIMŮNEK et al. 2020). Výzkum tématu vlivu solárních cyklů na radiální růstu mnoha druhů lesních dřevin je sice znám, ale v lesnictví stále chybí ucelený pohled a vysvětlení vlivu solárních cyklů na lesnický management.

Tato práce popisuje vztah radiálního růstu smrku ztepilého v Předhoří Hrubého Jeseníku. Hodnoceny jsou korelace mezi radiálním růstem smrku, slunečními cykly, měsíčními úhrny srážek a měsíčními průměrnými teplotami vzduchu. Důraz na vyhodnocování dat je kladen i na roční zpětné nebo budoucí korelace tzv. kroskorelace vůči datům slunečního cyklu.

Materiál a metodika

Charakteristika zájmového území

Zkoumané území je umístěno v Předhoří Hrubého Jeseníku v genové základně Hochwald. Porost na zkoumané výzkumné ploše o věku 60 let má homogenní strukturu. Nachází se v nadmořské výšce 670 m a na mírném svahu s jihovýchodní expozicí. Na této ploše je smrk ztepilý zastoupen 65 % a jedle bělokora 35 %

Průměrné roční teploty se pohybují okolo 6,4 °C a průměrný roční úhrn srážek je 691 mm. Počet dní vegetačního období se pohybuje okolo 125 dní. Výzkumná plocha je řazena do jedlobučin (SLT 50 – *Fageto-Abietum variohumidum mesotrophicum*). Průměrná výška porostu je 22,1 m a průměrná tloušťka porostu je 28,9 cm se zakmeněním 0,9 a objemem 527 m³ na hektar. Výzkumná plocha je velikosti 50 × 50 m a nachází se na GPS souřadnicích 49°56,604'N 17°13,785'E. Bližší popisné dendrochronologické charakteristiky jsou uvedeny v tabulce 1.

Tabulka 1: Základní dendrochronologické charakteristiky výzkumné plochy

Table 1: Basic dendrochronological characteristics of the research plot

Název plochy/ Plot name	Počet stromů/ No. trees	Přírůst/ Increment	Přírůst/Increment min – max [mm]	Věk/Age min – max	Směrod. odch./ Std.	ar1	R-bar	ESP	SNR
Hochwald	29	3,76	2,74 – 5,75	42 – 58	1,86	0,79	0,39	0,94	14,66

Poznámky – Notes: Přírůst—Aritmetický průměr letokruhového přírůstu v mm – Increment—arithmetic mean ring width in mm; Přírůst min – max – minimální a maximální průměrný letokruhový přírůst stromu – Increment—mean tree ring width in mm from smallest to biggest; Age—age of youngest and oldest sample tree; Směrod. odch.—směrodatná odchylka – Std.—standard deviation in mm; ar1—autokorelace prvního řádu – first order autocorrelation; R-bar — mezi řádová korelace – inter-series correlation; EPS — vyjádřený populační signál – expressed population signal; SNR — poměr signálu k šumu – signal-to-noise ratio

Sběr dat

Pro dendrochronologickou analýzu bylo na výzkumné ploše odebráno 29 vzorků. Všechny vzorky byly odebrány Presslerovým nebozetzem kolmo ke středu kmene. Pro odběr vzorků byly vybrány nadúrovňové a úrovňové zdravé stromy s průběžným kmenem bez známek poškození. Dendrochronologické vzorky byly měřeny mikroskopem Olympus za použití měřického stolu LINTAB (RINNTECH 2010). Ukládání dendrochronologických dat bylo provedeno v softwaru TSAP-Win (RINNTECH 2010) a následné krosdatování bylo provedeno v softwaru C dendro (LARSSON 2013), tak aby index CC>25.

Data srážek a teplot byla použita z meteorologické stanice Českého hydrometeorologického ústavu ze Světlé hory, která se nachází 15 km od výzkumné plochy v nadmořské výšce 656 m (GPS 50°02'01,5"N 17°24'01,5"E). V této práci byla využita data o ročním úhrnu srážek, průměrných měsíčních teplotách, měsíčních úhrnech srážek a měsíčních průměrných teplotách v hlavních měsících vegetačního období, kdy se jedná o měsíce V. až VIII. Data o ročním čísle slunečních skvrn (sunspot number) byla použita z instituce Royal Observatory of Belgium, Brussels (WDC-SILSO, 2020).

Analýza dat

Dendrochronologická data byla zpracována pomocí softwaru R (TEAM R CORE, 2018) s použitím „dplr“ package (ZANG et al. 2018). Detrending každého stromu byl proveden negativně exponenciálně detrendací s proloženým splinem za použití návodu do dplr (BUNN et al. 2018). Tato detrendace odstraňuje věkový trend při zachování nízkofrekvenčních klimatických signálů (EDWARD R COOK et al. 1990; SHUMILOV et al. 2011). Pro detrendovaná

data byla bylo vypočítáno EPS (expressed population signal). EPS představuje spolehlivost chronologie jako zlomek společného rozptylu teoretické populace nekonečného stromu. Limitem pro použití dat k porovnání vůči klimatickým údajům byla signifikantní hranice EPS, tak aby $EPS > 0.85$ (BUNN et al. 2018). Také bylo spočítáno SNR (signal to noise ratio), která představuje sílu signálu chronologie a R-bar (meziřadové korelace) – (FRITTS 1976). Bližší informace ke statistickému popisu dendrochronologie je uvedena v tabulce 1.

Spektrální a waveletové analýzy pro indexovaný (detrendovaný) radiální přírůst byly vytvořeny softwarem R (TEAM R CORE, 2018) pomocí balíků softwaru „signal“ a „dplr“ wavelet plot (BUNN et al. 2018; LIGGES et al. 2015). Datové křivky detrendovaného radiálního růstu byly také podrobeny spektrální analýze funkcí „redfit“ neboli Schulz's REDFIT (version 3.8e), kdy tato funkce odhaduje red-noise spectrum časové řady (SCHULZ & MUDELSEE 2002) s optimálním testujícím spektrem vůči pozadí red-noise za použití analýzy Monte Carlo simulace. Tento výpočet byl proveden podle návodu do R dle BUNN & MIKKO (2018). Kroskorelace čísla slunečních skvrn se srážkami, teplotami a přírůstem smrku byla provedena v programu Statistika 12 (StatSoft, Tulsa, OK, USA).

Výsledky

Letokruhový index smrku ztepilého na obrázku 1 ukazuje u waveletové analýzy i spektrální analýzy statisticky významný 11letý cyklus v průběhu radiálního růstu na sledované výzkumné ploše. Waveletová analýza vykazuje statisticky významné 8leté až 16leté cykly téměř pro celou datovou řadu porostu. Spektrální analýza navíc potvrzuje, že v radiálním růstu smrku na výzkumné ploše jsou statisticky významné 11 až 16leté cykly při $p < 0,05$.

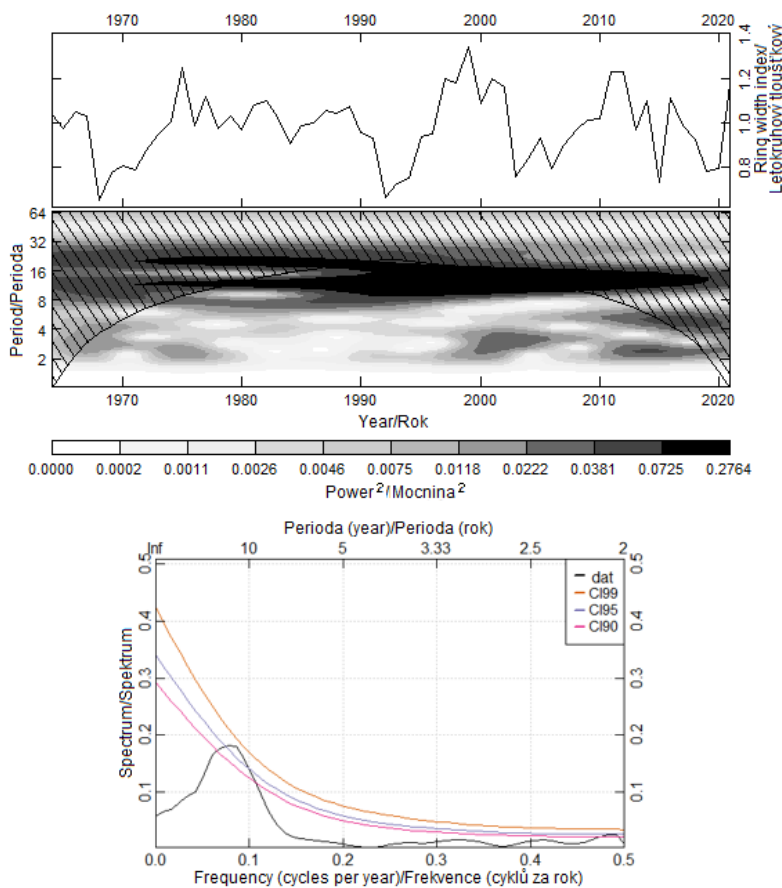
Solární cyklus v podobě průměrného 11letého cyklu se projevuje v radiálním růstu smrku ztepilého na výzkumné ploše Hochwald. Dále se solární cyklus projevuje i v úhrnech srážek a v průměrných teplotách vzduchu. Kroskorelací bylo zjištěno, že statisticky významné výsledky při $p < 0,05$ jsou pro úhrny srážek i pro teploty mimo zkoumané časové období. Na obrázku 2 je zobrazen průběh solárních cyklů za použití všech uvedených dat v této práci. Tento obrázek ukazuje, že data srážek, teplot i radiálního růstu nejčastěji probíhají 3 až 4 roky před solárním cyklem, tj. jsou předsunuta 3 až 4 roky před průběh dat čísla slunečních skvrn. Detrendovaná data radiálního růstu (RWI) probíhají signifikantně 3 roky před průběhem solárního cyklu. Letokruhový přírůst probíhá signifikantně čtyři roky před průběhem čísla slunečních skvrn. Průměrné roční teploty probíhají signifikantně 4 roky a průměrné teploty v měsíci červenci probíhají signifikantně 3 roky před průběhem solárního cyklu. Roční úhrn srážek a úhrn srážek během měsíce června probíhá signifikantně před solárním cyklem 3 roky. Celkově jsou letokruhové přírůsty, srážky i teploty ovlivněné solárním cyklem 3 až 4 roky před průběhem solárního cyklu v podobě čísla slunečních skvrn.

Kroskorelace čísla slunečních skvrn s typy sledovaných dat letokruhového přírůstu smrků, průměrných teplot a úhrnů srážek je zobrazena na obrázku 3. Z tohoto obrázku vyplývá, že všechny sledovaná data korelují se solárním cyklem v časovém posunu. Nejvíce patrné kroskorelace jsou od 0 do +6 let od průběhu dat čísla slunečních skvrn. V tomto období signifikantně korelují se solárním cyklem detrendované letokruhové řady, nedetrendované letokruhové přírůsty, měsíční úhrny srážek v červnu a květnu, roční úhrny srážek, měsíční teploty v červenci a srpnu dále pak i průměrné roční teploty. Kroskorelace ukazují signifikantní průsečík všech dat před průběhem čísla slunečních skvrn od +2 do +4let, kdy nejvyšší signifikantní kroskorelace jsou zachyceny v +3letém posunu. V období +3 roky před průběhem solárního cyklu nejvíce významně koreluje detrendovaný letokruhový index, nedetrendovaný letokruhový přírůst, roční úhrn srážek, průměrné roční teploty a teploty v měsíci srpnu. Se solárním cyklem pozitivně korelují data letokruhového

přírůstu a úhrnů srážek, kdy negativní korelace jsou zaznamenány u datových řad teplot.

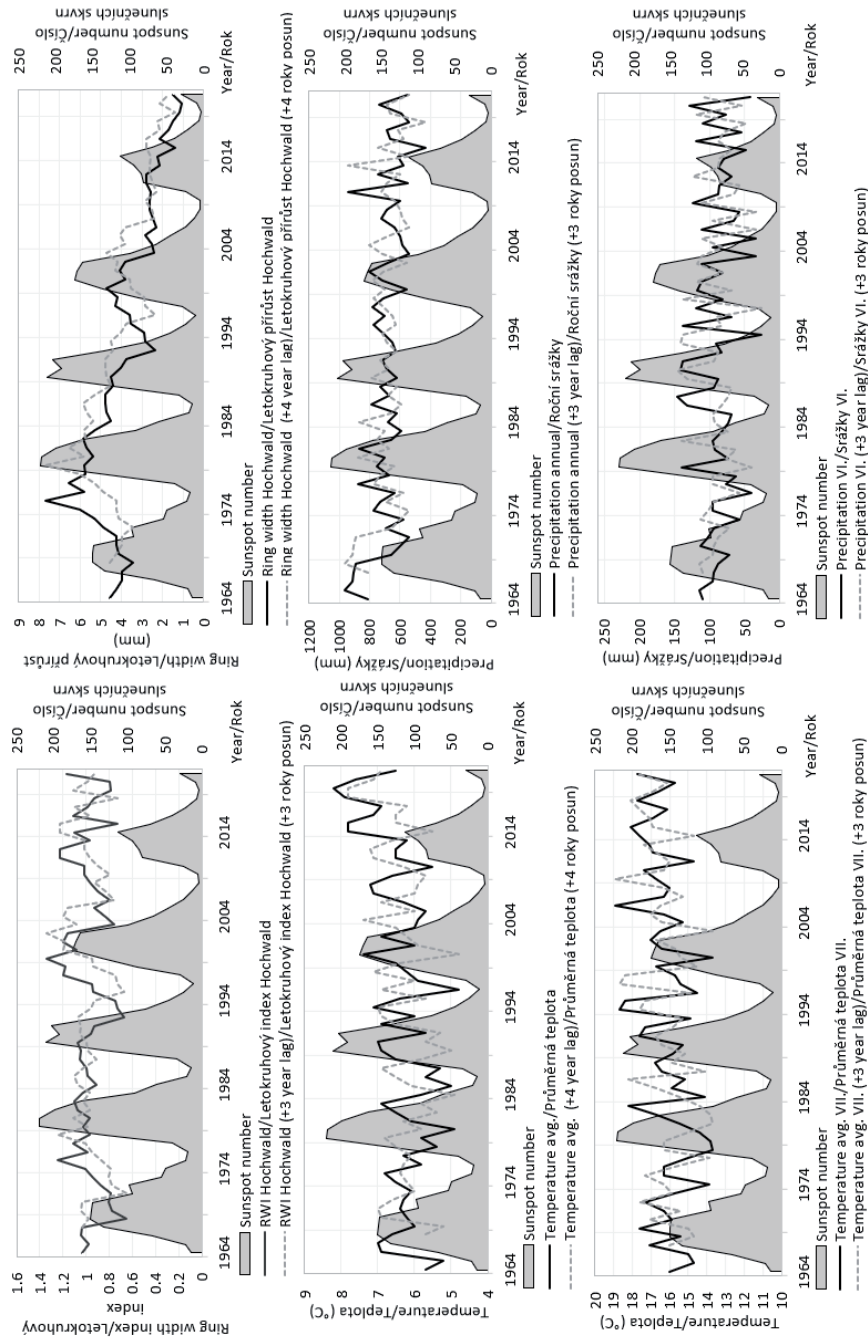
Diskuse

Radiální růst smrku ztepilého na výzkumné ploše dle waveletové i spektrální analýzy (obr. 1) statisticky významně probíhá v 11 letých cyklech, které jsou spojovány se slunečním cyklem (HATHAWAY 2015). Podobné výsledky u letokruhových analýz v České republice byly potvrzeny u buku lesního (ŠIMŮNEK et al. 2020, 2021) a dále toto bylo potvrzeno i na buku v Bulharsku (KOMITOV 2021). Je známo, že vliv solárního cyklu na radiální růst byl doložen i u borovic v Rusku (KASATKINA et al. 2019; SHUMILOV et al. 2011) nebo na Slovensku (DOROTOVIČ et al. 2014).



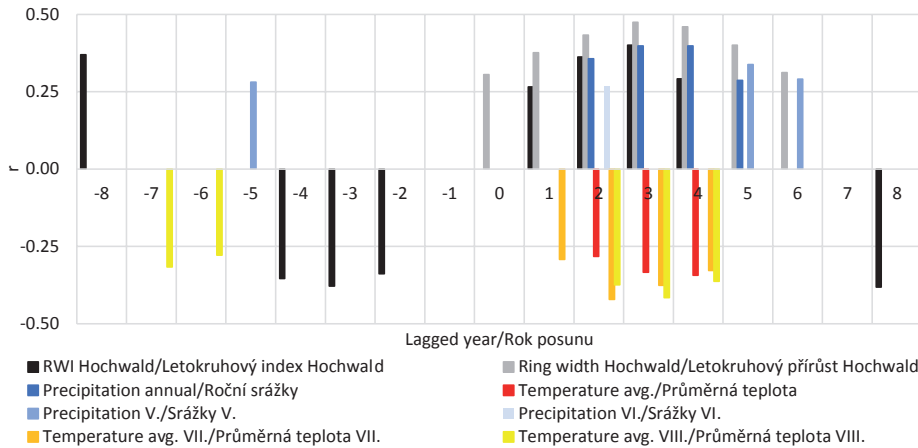
Obr. 1: Waveletová analýza smrku ztepilého (Up), černá tlustá čára představuje $p < 0.10$ hladinu významnosti proti hladině tmavě šedého šumu; spektrální analýza pro smrk ztepilý (dole), spodní parabolická čára představuje významnou úroveň $p < 0,10$; střední čára $p < 0,05$ % a horní čára $p < 0,01$; inf. znamená nekonečno

Fig. 1: Wavelet plot from Norway spruce (Up), thick black line represents 5% significance level against dark grey noise level; spectral analysis for Norway spruce (down), the lower parabolic line represents significant level at 90%, the middle line is significant at 95% and the upper line is significant at 99%, inf. means infinity



Obr. 2: Zobrazení solárního cyklu vůči sledovaným typům dat letokruhového přírůstu smrků, průměrných teplot a úhrnů srážek; římské číslice představují pořadí kalendářního měsíce

Fig. 2: The representation of the solar cycle in relation to the monitored types of data on the annual growth of spruces, average temperatures, and precipitation totals; roman numerals represent the order of the calendar month



Obr. 3: Kroskorelace čísla slunečních skvrn s typy sledovaných dat letokruhového přírůstu smrků, průměrných teplot a úhrnů srážek; římské číslice představují pořadí kalendářního měsíce, minusové hodnoty osy x představují posun korelace, kdy 0 je aktuální rok a minusové hodnoty značí průběh solárního cyklu před reálným průběhem sledovaných dat a plusové hodnoty značí opak

Fig. 3: Cross-correlation of the solar cycle with the types of observed data of annual ring growth of spruces, average temperatures, and precipitation totals; Roman numerals represent the order of the calendar month, minus values of the x-axis represent the correlation shift, where 0 is the current year, minus values indicate the course of the solar cycle before the actual course of the monitored data, plus x-axis values indicate the opposite

Sluneční cyklus je provázán s velkým počtem důležitých mechanismů, které se projevují na srážkách a teplotách, ale tento vliv není přímý a dokonce v mnoha případech může ovlivňovat měsíční klimatické údaje zpětně nebo do budoucna (LAURENZ et al. 2019; LÚDECKE et al. 2020). Větrná cirkulace na severní polokouli je ovlivněna slunečním cyklem, který se projevuje v Severoatlantickém proudění vzduchu (BRUGNARA et al. 2013; KODERA et KURODA 2002; MA et al. 2018). Z mnohých studií také vyplývá důležitost kosmického záření, které se slunečním cyklem přímo souvisí, kdy bývá zmiňována tvorba aerosolů, které tvoří základní stavební složku mrakového pokryvu (HAYWOOD & BOUCHER 2000; MAGHRABI et KUDELA 2019). Hlavní vysvětlení vlivu solárního cyklu na lesní hospodářství v České republice by mohla doplnit funkční hypotéza pracující s teorií blokování větrných proudů během slunečního minima (TINSLEY 2012).

Výsledky z obrázku 1 ukazují, že 11cti letý sluneční cyklus je spojen s přírůstem smrků v Předhoří Hrubého Jeseníku, kde byl zaznamenán hlavní 11cti letý cyklus v radiálním růstu. Při bližším pohledu na zkoumané datové křivky je patrné, že sluneční cyklus je obsažen nejen v radiálním růstu smrků, ale je i ve výkyvech měsíčních úhrnů srážek v červnu a květnu, u ročních úhrnů srážek, u měsíčních teplot v červenci a srpnu, a dokonce i u průměrných ročních teplot. Nicméně data jsou posunutá o 2 až 4 roky před průběhem solárního cyklu. Obrázek 3 ukazuje, že solární cyklus je posunut téměř u všech našich dat o 3 roky před průběh solárního cyklu. Podobné výsledky solárního cyklu k radiálnímu růstu stromů byly zaznamenány v různých časových odezvách na letokruzích buku lesního z Itálie a České republiky (ŠIMŮNEK et al. 2021). Dalším důležitým faktem je signifikantní posun korelace solárního cyklu u některých měsíčních údajů srážek a teplot, ale významné spojení bylo zaznamenáno dokonce i u ročního průměru teplot a celkového ročního úhrnu srážek. Velmi podobné výsledky korelací byly zaznamenány pro Českou republiku v hlavních měsících vegetačního období května, června a července pro srážkové úhrny (LAURENZ et al.

2019). Podobná studie (LÜDECKE et al. 2020) ukazuje, že i teploty jsou spjaté se solárním cyklem v různých posunech i u průměrných teplot v měsících únor a říjen. Je důležité zmínit, že solární cyklus se projevuje u srážek a teplot v různých měsících kalendářního roku ve všech státech Evropy a dokonce autoři LAURENZ et al. (2019) a LÜDECKE et al. (2020) poukazují na to, že tento jev je spojen s cirkulací Severoatlantického proudění a Atlantické více dekadní oscilace.

Závěr

Sluneční cyklus je významný faktor ovlivňující růst smrku ztepilého na výzkumné ploše v Předhoří Hrubého Jeseníku. Radiální růst smrku ztepilého prochází signifikantními 11letými cykly, které se shodují se slunečním cyklem. Nejvyšší signifikantní výsledky u jsou zaznamenány v období +3 roky před průběhem solárního cyklu, kdy nejvíce významně korelují detrendovaný letokruhový index, nedetrendovaný letokruhový přírůst, roční úhrn srážek, průměrné roční teploty a teploty v měsíci srpnu. Výzkum solárních cyklů může přinést nové odpovědi na výkyvy růstu stromů a může lépe pochopit i průběh úhrnů srážek a průměrných teplot. Při důkladnějším pochopení výkyvů v radiálním růstu stromů můžeme lépe pochopit klimatickou změnu a tím vytvořit lepší strategie v adaptaci proti neočekávaným výkyvům klimatu.

Poděkování

České zemědělské univerzity v Praze, Fakulty lesnické a dřevařské (No. IGA A31/07).

Literatura

- AHMED, F., ADNAN, S., LATIF, M., 2020: Impact of jet stream and associated mechanisms on winter precipitation in Pakistan. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 132 (2): 225–238. doi: 10.1007/s00703-019-00683-8.
- BRÖNNIMANN, S., EWEN, T., GRIESSER, T., JENNE, R., 2006: Multidecadal signal of solar variability in the upper troposphere during the 20th century. *Space Science Reviews*, 125 (1–4): 305–317. doi: 10.1007/s11214-006-9065-2.
- BRUGNARA, Y., BRÖNNIMANN, S., LUTERBACHER, J., ROZANOV, E., 2013: Influence of the sunspot cycle on the Northern Hemisphere wintertime circulation from long upper-air data sets. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13 (13): 6275–6288. doi: 10.5194/acp-13-6275-2013.
- BUNN, A., MIKKO, K., BIONDI, F., CAMPELO, F., MERIAN, P., QEADAN, F., ZANG, C., PUCHA-COFREP, D., WERNICKE, J., 2018: Dendrochronology Program Library in R. R package version 1.6.8. *Dendrochronologia*.
- COOK, EDWARD R., SHIYATOV, S. G., MAZEPA, V. S., ECOLOGY, A., BRANCH, U. 1990: *Methods of Dendrochronology Applications* (E. R. Cook & L. A. Kairiukstis, eds.): New York. Tree-Ring Laboratory, Lamont-Ooherty Geological Observatory, Columbia University. p. 393.
- DOROTOVIĆ, I., LOUZADA, J. L., RODRIGUES, J. C., KARLOVSKÝ, V., 2014: Impact of solar activity on the growth of pine trees: Case study. , 133 *European Journal of Forest Research*, 639–648.

- EASTERBROOK, D. J., 2016: Cause of global climate changes: Correlation of global temperature, sunspots, solar irradiance, cosmic rays, and radiocarbon and beryllium production rates. *Evidence-Based Climate Science: Data Opposing CO2 Emissions as the Primary Source of Global Warming: Second Edition*, p. 245–262. doi: 10.1016/B978-0-12-804588-6.00014-8.
- FRITTS, H. C., 1976: *Tree Rings and Climate*. (London, ed.). Tucson, Arizona, U.S.A. Academic Press Inc., p. 582.
- HALL, R., ERDÉLYI, R., HANNA, E., JONES, J. M., SCAIFE, A. A., 2015: Drivers of North Atlantic Polar Front jet stream variability. *International Journal of Climatology*, 35 (8): 1697–1720. doi: 10.1002/joc.4121.
- HATHAWAY, D. H., 2015: The solar cycle. *Living Reviews in Solar Physics*, 12(1): 83. doi: 10.1007/lrsp-2015-4.
- HAYWOOD, J., BOUCHER, O., 2000: Estimates of the direct and indirect radiative forcing due to tropospheric aerosols: A review. *Reviews of Geophysics*, 38(4): 513–543. doi: 10.1029/1999RG000078.
- KASATKINA, E. A., SHUMILOV, O. I., TIMONEN, M., 2019: Solar activity imprints in tree ring-data from northwestern Russia. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 193 (December 2018). 105075. doi: 10.1016/j.jastp.2019.105075.
- KODERA, K., KURODA, Y., 2002: Dynamical response to the solar cycle. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 107 (24). ACL 5-1-ACL 5-12. doi: 10.1029/2002JD002224.
- KOMITOV, B., 2021: The European Beech Annual Tree Ring Widths Time Series , Solar – Climatic Relationships and Solar Dynamo Regime Changes. *Atmosphere*, 12(7): 1–26. doi: <https://doi.org/10.3390/atmos12070829>.
- KOPP, G., KRIVOVA, N., WU, C. J., LEAN, J., 2016: The Impact of the Revised Sunspot Record on Solar Irradiance Reconstructions. *Solar Physics*, 291(9–10): 2951–2965. doi: 10.1007/s11207-016-0853-x.
- LARSSON, L. A., 2013: Cybis Elektronik & Data AB. Saltsjöbaden, Sweden. Retrieved from <http://www.cybis.se/>
- LAURENZ, L., LÜDECKE, H. J., LÜNING, S., 2019: Influence of solar activity changes on European rainfall. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 185 (February). 29–42. doi: 10.1016/j.jastp.2019.01.012.
- LIGGES, U., SHORT, T., KIENZLE, P., SCHNACKENBERG, S., BILLINGHURST, D., BORCHERS, H.-W., CAREZIA, A., DUPUIS, P., EATON, J. W., FARHI, E., HABEL, K., HORNİK, K., KREY, S., LASH, B., LEISCH, F., MERSMANN, O., NEIS, P., RUOHIO, J., SMITH III, J. O., STEWART, D., WEINGESSEL, A., 2015: Signal Processing Version package ‘signal.’ Retrieved from <http://r-forge.r-project.org/projects/signal/>
- LOCKWOOD, M., OWENS, M., HAWKINS, E., JONES, G. S., USOSKIN, I., 2017: Frost fairs, sunspots and the Little Ice Age. *Astronomy and Geophysics*. 58(2): 2.17-2.23. doi: 10.1093/astrophys/ats057.
- LÜDECKE, H. J., CINA, R., DAMMSCHNEIDER, H. J., LÜNING, S., 2020: Decadal and multidecadal natural variability in European temperature. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 205 (April). 105294. doi: 10.1016/j.jastp.2020.105294.
- MA, H., CHEN, H., GRAY, L., ZHOU, L., LI, X., WANG, R., ZHU, S., 2018: Changing response of the North Atlantic/European winter climate to the 11 year solar cycle. *Environmental Research Letters*, 13 (3). doi: 10.1088/1748-9326/aa9e94.
- MAF 2020: Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství v České republice v roce 2019. Prague.

- MAGHRABI, A., KUDELA, K., 2019: Relationship between time series cosmic ray data and aerosol optical properties: 1999–2015. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 190 (January): 36–44. doi: 10.1016/j.jastp.2019.04.014.
- MAUAS, P. J. D., BUCCINO, A. P., FLAMENCO, E., 2016: Solar activity forcing of terrestrial hydrological phenomena. *Proceedings of the International Astronomical Union*, 12(328): 180–191. doi: 10.1017/S1743921317003933.
- ORMES, J. F., 2018: Cosmic rays and climate. *Advances in Space Research*, 62(10): 2880–2891. doi: 10.1016/j.asr.2017.07.028.
- RINNTech, 2010: TSAP-WIN: Time series analysis and presentation for dendrochronology and related applications. . Heidelberg, Germany. Retrieved from <http://www.rinntech.com>
- SCHULZ, M., MUDELSEE, M., 2002: REDFIT: Estimating red-noise spectra directly from unevenly spaced paleoclimatic time series. *Computers and Geosciences*, 28(3): 421–426. doi: 10.1016/S0098-3004(01)00044-9.
- SHUMILOV, O. I., KASATKINA, E. A., MIELIKAINEN, K., TIMONEN, M., KANATJEV, A. G., 2011: Palaeovolcanos, Solar activity and pine tree-rings from the Kola Peninsula (northwestern Russia) over the last 560 years Palaeovolcanos. *International Journal of Environmental Research*, 5(4): 855–864.
- ŠIMŮNEK, V., SHARMA, R. P., VACEK, Z., VACEK, S., HŮNOVÁ, I., 2020: Sunspot area as unexplored trend inside radial growth of European beech in Krkonoše Mountains : a forest science from different perspective. *European Journal of Forest Research*, 139: 999–1013. doi: 10.1007/s10342-020-01302-7.
- ŠIMŮNEK, V., VACEK, Z., VACEK, S., RIPULLONE, F., HÁJEK, V., D'ANDREA, G., 2021: Tree rings of european beech (*Fagus sylvatica* L.) indicate the relationship with solar cycles during climate change in central and southern europe. *Forests*, 12(3): 1–22. doi: 10.3390/f12030259.
- TEAM R CORE, 2018: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- TINSLEY, B. A., 2012: A working hypothesis for connections between electrically-induced changes in cloud microphysics and storm vorticity, with possible effects on circulation. *Advances in Space Research*, 50(6): 791–805. doi: 10.1016/j.asr.2012.04.008.
- TSIROPOULA, G., 2003: Signatures of solar activity variability in meteorological parameters. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 65(4): 469–482. doi: 10.1016/S1364-6826(02)00295-X.
- WDC-SILSO, 2020: Sunspot data from the World Data Center SILSO, Royal Observatory of Belgium, Brussels. Retrieved from <http://www.sidc.be/silso/datafiles>
- ZANG, C., BURAS, A., CECILE, J., MUDELSEE, M., SCHULZ, M., PUCHA-COFREP, D., 2018: Package ‘dplR’ R topics documented : ISBN: 9780792305866.

ŽIVINOVÉ POMĚRY PŮDY POD DUBEM ČERVENÝM NA OGLEJENÉM STANOVIŠTI V POROVNÁNÍ S DALŠÍMI DŘEVINAMI

Nutrients in soil of red oak stand on gleyed soil as compared with other tree species

Ondřej Špulák

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i., Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, CZ – 517 73 Opočno, e-mail: spulak@vulhmop.cz

Abstract: *In the Czech Republic, red oak was until recently recognized as a soil improving and stabilizing tree species. Data on its soil improving impact are however limited. The aim of the paper is to compare selected chemical parameters of the upper soil horizons under young stands of red oak and of selected autochthonous tree species (Scots pine, European larch, sycamore maple and common alder) in the habitat with gleyed soil in the 2nd forest vegetation zone. Three times repeated sampling under about 20-year-old stands was carried out in autumn, L, F+H and A horizons were sampled. The evaluated parameters were the concentrations of macroelements (N, P, K, Ca and Mg), soil acidity and properties of the soil sorption complex. The study found a lower soil improving potential of red oak to reclaim the habitat compared to maple and alder. However, the soil under the red oak had more favorable properties in terms of nutrients, and also of the content of exchangeable bases than under the tested conifers.*

Key words: *surface humus; soil; litterfall; trees; nutrient concentrations; soil improving effect*

Abstrakt: *Přestože byl dub červený do nedávné doby v ČR uznáván jako meliorační a zpevňující dřevina, údaje o jeho melioračním významu jsou omezené. Cílem příspěvku je porovnat vybrané chemické parametry svrchních horizontů půdy pod mladými porosty dubu červeného a nesmíšenými porosty domácích dřevin (borovice lesní, modřínu opadavého, javoru kleny a olše lepkavé) na oglejeném stanovišti ve 2. lesním vegetačním stupni. Odběry pod cca 20letými porosty byly v trojím opakování prováděny na podzim, analyzovány byly půdní horizonty L, F+H a A. Hodnocenými parametry bylo zastoupení makroelementů (N, P, K, Ca a Mg), půdní acidita a vlastnosti půdního sorpčního komplexu. Studie zjistila nižší potenciál dubu červeného meliorovat příslušné stanoviště v porovnání s klenem a olší. Půda pod dubem červeným však měla z hlediska zastoupení živin, ale i obsahu výměnnýchází příznivější vlastnosti, než pod testovanými jehličnany.*

Klíčová slova: *svrchní humus; půda, opad; obsahy živin; meliorační efekt*

Úvod

Dub červený pochází ze Severní Ameriky, kde se vyskytuje ve smíšených porostech na značné škále stanovištních podmínek. Do Evropy byl dovezen koncem 17. století, jako jedna z prvních amerických dřevin, první poznatky o vývoji v porostech pochází z konce 19. století z Německa (GÖHRE & WAGENKNECHT 1955). Kromě lesnického uplatnění má i značné využití v zahradnictví. V současné době v rámci České republiky patří v lesích mezi introdukované dřeviny s vyšším zastoupením (0,2 – 0,4 % podle metody zjišťování). Z předcho-

zích studií (např. KLEMMT et al. 2013; MILTNER & KUPKA 2016; KUPKA et al. 2018) je zřejmé, že na určitých stanovištích předčí domácí druhy dubů v růstu v mladším věku a v celkové produkci dřevní hmoty.

Legislativou byl dub červený v ČR do nedávné doby (VYHLÁŠKA č. 83/1996 Sb.) uznáván za dřevinu meliorační a zpevňující schopnou plnit na vybraných stanovištích požadované funkce lesa (ÚRADNÍČEK 2014). V současné právní úpravě (VYHLÁŠKA č. 298/2018 Sb.) byl z tohoto seznamu vynechán. Jedním z důvodů může být i nedostatečná znalostní základna jeho skutečného melioračního efektu. Dosavadní poznatky o vlivu dubu červeného na půdu v porovnání s dalšími dřevinami jsou totiž omezené. Tato studie si klade za cíl k tomuto poznání přispět.

Cílem příspěvku je rámcově porovnat vybrané chemické parametry půdy pod mladými porosty dubu červeného a nesmíšenými porosty domácích dřevin (borovice lesní, modřínu opadavého, javoru klenu a olše lepkavé) rostoucími na oglejeném stanovišti ve 2. lesním vegetačním stupni.

Materiál a metodika

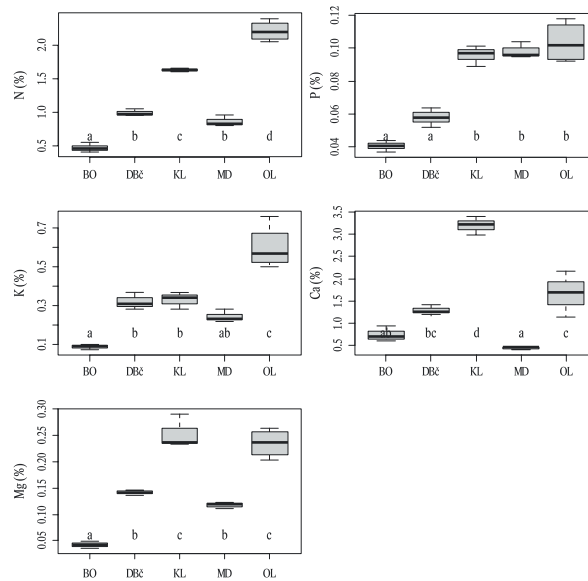
Šetření půdních poměrů bylo realizováno na podzim roku 2020 pod cca 20 letými porosty dubu červeného, borovice lesní, javoru klenu, modřínu opadavého a olše lepkavé na majetku Městských lesů Hradec Králové a.s. Jednalo se o stanoviště 200 – oglejená svěží JD(BK) DB antropogenní v nadmořské výšce 280 m n. m. Svrchní půdní horizont tvoří dnové sedimenty odebrané při letnění rybníku Výskyt, od lokality vzdáleného vzdušnou čarou cca 1 km. Skupiny jednotlivých dřevin měly minimální výměru cca 0,1 ha. Odběry byly prováděny pomocí pedologického rámečku o rozměrech 25 × 25 cm. Horizonty L a F+H byly odebírány kompletně jako smíšené vzorky ze 3 rámečků. Horizont A byl odebrán kompletně z plochy 1 rámečku. Půda pod každou z dřevin byla vzorkována třikrát (tzn. tři opakování).

Ze vzorků horizontů L a F+H byly separovány plody. Horizont L byl dále chemicky analyzován na zastoupení základních živin metodami rozboru rostlinného materiálu. U ostatních horizontů byla zjišťována acidita, vlastnosti sorpčního komplexu (STHV), zastoupení N podle Kjeldahla, zastoupení P, K, Ca a Mg metodou Mehlich III. a další vlastnosti v tomto článku nezmiňované. Analýza dat zahrnovala posouzení jejich konzistence, vizualizaci charakteristik pomocí krabicových grafů a statistické porovnání pomocí jednofaktorové ANOVA v statistickém prostředí R. Výsledky byly považovány za průkazné, jestliže $p \leq 0,05$.

Výsledky

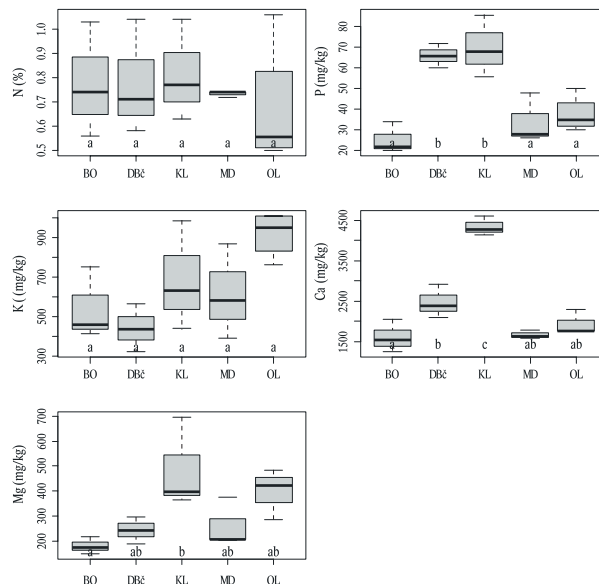
Výsledky ukázaly, že pozice půdy pod porostem dubu červeného z hlediska zastoupení analyzovaných makroprvků v horizontu L byla na pomezí porovnávaných jehličnanů a listnáčů (obr. 1). Zatímco zastoupení N a Mg půdy pod dubem bylo statisticky bez rozdílů s porostem modřínu, u K a Ca bylo blízké porostu klenu. Z listnáčů byly koncentrace živin v opadu dubu červeného celkově nejnižší. Naopak nejvyšší zastoupení N, P a K bylo zjištěno v opadu olše.

Zastoupení živin v horizontu F+H poukázalo na vyrovnání hodnot N a K, ale rozdílné zastoupení ostatních prvků mezi dřevinami: souvislost mezi zastoupením živin v horizontu opadu a v horizontu F+H byla nízká. V porovnání s jehličnany a olší se tento horizont pod dubem červeným, podobně jako pod klenem, vyznačoval vyšším zastoupením P a Ca (obr. 2).



Obr. 1: Zastoupení živin (%) v horizontu opadu (L) pod porosty jednotlivých dřevin. Odlišná písmena značí statisticky významné rozdíly na hladině $p <= 0,05$

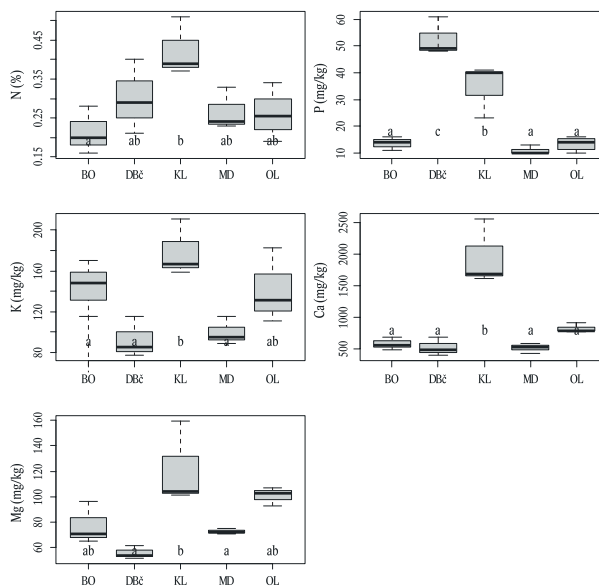
Fig. 1: Nutrient concentrations (%) in litter layer (L) below stands of analysed tree species. Different letters indicate statistically significant differences at the level of $p <= 0.05$.



Obr. 2: Zastoupení dusíku (Kjeldahla; %) a zastoupení P, K, Ca a Mg (Mehlich III; mg/kg) v horizontu F+H pod porosty jednotlivých dřevin. Odlišná písmena značí statisticky významné rozdíly na hladině $p <= 0,05$

Fig. 2: Nitrogen concentration (Kjeldahl; %) and concentrations of P, K, Ca and Mg (Mehlich III; mg/kg) in F+H layer below stands of analysed tree species. Different letters indicate statistically significant differences at the level of $p <= 0.05$

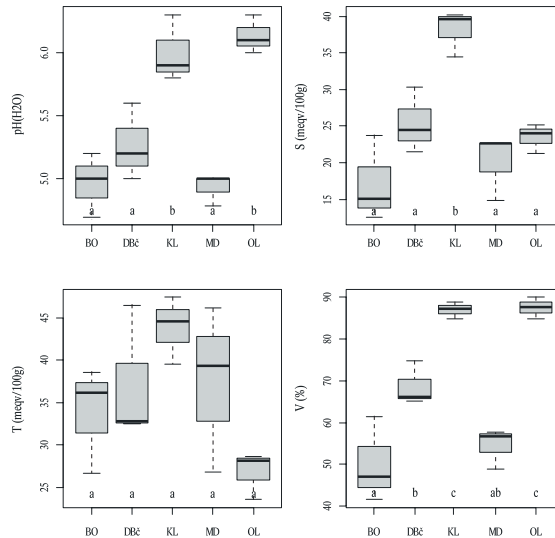
V následujícím **horizontu A** došlo opět k vzájemnému odlišení zastoupení N mezi porosty, jeho nejnižší koncentrace byla pod borovicí a nejvyšší pod klenem. Dub červený vynikal zastoupením P, a to i nad klen, který v tomto horizontu jinak vykazoval zastoupení živin nejvyšší. U zbývajících analyzovaných prvků však dub patřil k dřevinám s nižším zastoupením (obr. 3).



Obr. 3: Zastoupení dusíku (Kjeldahl %) a zastoupení P, K, Ca a Mg (Mehlich III; mg/kg) v horizontu A pod porosty jednotlivých dřevin. Odlišná písmena značí statisticky významné rozdíly na hladině $p \leq 0,05$

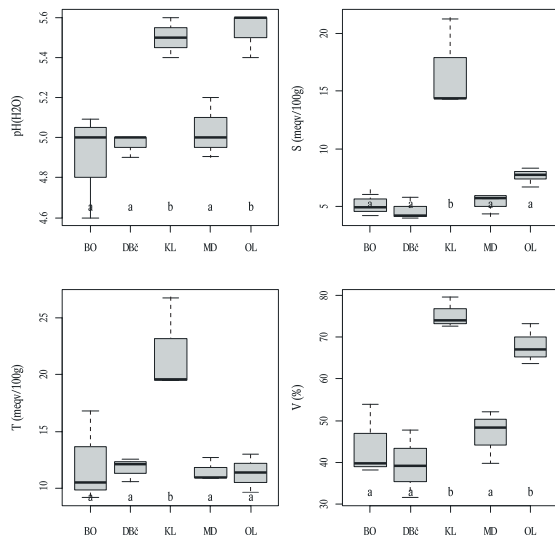
Fig. 3: Nitrogen concentration (Kjeldahl; %) and concentrations of P, K, Ca and Mg (Mehlich III; mg/kg) in A layer below stands of analysed tree species. Different letters indicate statistically significant differences at the level of $p \leq 0.05$

Co se týče půdní acidity, dub červený se v horizontu F+H ani A nelišil od porovnávaných jehličnanů, u zbývajících listnáčů byla acidita průkazně vyšší (obr. 4 a 5). Vyšším obsahem výměnných bází vyčníval v obou horizontech klen, stejně tak i maximální sorpční kapacitou v horizontu A. Nasycení sorpčního komplexu bázemi bylo v F+H vyšší u všech listnáčů, i když u dubu červeného ne tak výrazně, v horizontu A pouze pod klenem a olší (obr. 5).



Obr. 4: Půdní acidita (pH_{H_2O}), obsah výměnných bází (S ; meqv/100 g), maximální sorpční kapacita (T ; meqv/100 g) a obsah výměnných bází (V ; %) v horizontu F+H pod porosty jednotlivých dřevin. Odlišná písmena značí statisticky významné rozdíly na hladině $p < 0,05$

Fig. 4: Soil acidity (pH_{H_2O}), base cations content (S ; meqv/100g), cation exchange capacity (T ; meqv/100g), and exchangeable cations (V ; %) according to Kappen (1929) in F+H layer below stands of analysed tree species. Different letters indicate statistically significant differences at the level of $p <= 0.05$



Obr. 5: Půdní acidita (pH_{H_2O}), obsah výměnných bází (S ; meqv/100 g), maximální sorpční kapacita (T ; meqv/100 g) a obsah výměnných bází (V ; %) v horizontu A pod porosty jednotlivých dřevin. Odlišná písmena značí statisticky významné rozdíly na hladině $p < 0,05$

Fig. 5: Soil acidity (pH_{H_2O}), base cations content (S ; meqv/100g), cation exchange capacity (T ; meqv/100g), and exchangeable cations (V ; %) according to Kappen (1929) in A layer below stands of analysed tree species. Different letters indicate statistically significant differences at the level of $p <= 0.05$

Diskuse

Chemické složení opadu je důležitým faktorem ovlivňujícím mikrobiální aktivitu v půdě, dekompozici i uvolňování C a N z lesního ekosystému (GARCIA-PALACIOS 2013; FRANKLIN 2020). Charakter půdy ovlivňovaný stávajícím porostem dřevin si zachovává určitou dynamiku, mající svůj původ ve stavu půdy před vznikem porostu. Pokud se jedná o obnovu lesního porostu, může být lokální diference půdních podmínek vyšší, a to z důvodu pomístně různého dřevinného složení předchozího porostu i kvůli přítomnosti pařezů, rozkládajících se kořenových soustav a těžebních zbytků (RUIZ-NAVARRO 2009). Homogennější podmínky lze očekávat při zalesňování bývalých zemědělských půd (ASHWOOD et al. 2019). Iničiální stav půdy v našem experimentu představuje pozici mezi těmito dvěma situacemi: hlouběji v profilu (mimo analyzovanou vrstvu) je na lokalitě zachována původní lesní půda s těžebními zbytky, pravděpodobně stanoviště 3K2, které je vymapováno v okolí (OPRL 2022). A tato vrstva je překryta skrývkou z letněného rybníku, která podmínky svrchní vrstvy půdy oproti původnímu stavu pravděpodobně z velké části vyrovnává.

Recyklace živin opadem a tvorba humusových horizontů je spojena také s hloubkou prokořenění, z které dřeviny živiny čerpají. Námi hodnocené dřeviny patří spíše k dřevinám hluboko kořenícím, majícím kulový až srdčitý typ kořenového systému, s výjimkou kleny, který má uváděn srdčitý až kotevní (MAUER et al. 2013). Dá se tedy očekávat, že čerpají živiny nejen ze svrchní vrstvy půdy. Koncentrace kořenů v hlubších horizontech však bude pravděpodobně omezená mj. z důvodu předpokladatelného nižšího zásobení původního stanoviště živinami, tedy živinově chudšího prostředí. To může být postupně obohacovaného vyluhováním živin ze svrchní vrstvy. V obou případech jsou však živinnové podmínky stanoviště dány zejména vlastnostmi svrchní půdní vrstvy.

V řadě sledovaných parametrů v našem šetření se odlišila půda porostu borovice od listnáčů (např. zastoupením živin v L). Naproti tomu modřín, druhý z hodnocených jehličnanů, měl hodnoty v mnoha ohledech blízké stavu půdy pod dubem červeným. Porost borovice ve věku 20 let má ve vegetační době v porovnání s porostem modřínu většinou částečně stinnější poměry, mimo vegetační dobu se charakter modřínových skupin ještě více otevírá podobně jako porosty listnáčů. Pozměněné dekompoziční procesy v období mimo vegetaci (cf. BABUR et al. 2021) mohou být také jedním z faktorů ovlivňujících vývoj půdy pod modřínem.

Pod dubem červeným byla zjištěna oproti srovnávaným listnáčům vyšší acidita horizontu F+H, statisticky shodná s jehličnany. Vyšší schopností acidifikace se však dub červený nevymyká našim domácím dubům, jak v porovnání s javorem, habrem, jasanem a lípou zjistili AUGUSTO et al. (2002).

Zastoupení živin v horizontu L u dubu červeného bylo v naší studii z hodnocených listnáčů nejnižší. CAROL & BAZGIR (2013) naproti tomu uvádějí u dubu vyšší koncentraci bazických živin v nadložním humusu v porovnání s olší. Duby se vyznačují relativně nízkou sušinou ročního opadu. To by v kombinaci s nízkými koncentracemi živin znamenalo pouze omezený meliorační efekt dubů. Průkazně vyšší zastoupení P v horizontu F+H a A oproti porovnávaným dřevinám a vyšší obsah výměnných bází v F+H než u porostů jehličnanů však na druhou stranu meliorační úlohu dubu červeného potvrzuje. Obdobně s našimi výsledky i NEYRINCK et al. (2000) poukazoval na nízkou saturaci bázemi u horizontu A pod dubem a bukem.

Miltner (et al. 2017) na základě porovnání vlastností půdy pod různě starými porosty na stanovištích doubrav (1K, 1S, 2S) poukazuje na poměrně slabý, avšak patrný negativní vliv dubu červeného na půdu v porovnání s dubem zimním. Zmiňují vyšší aciditu, méně příznivé podmínky sorpčního komplexu a zastoupení živin, nicméně rozdíly až na výjimky byly statisticky významné pouze v horizontech v opadu (L a F+H). Je otázkou, jak odliš-

né by od dubu červeného bylo působení porostů domácích dubů na námi hodnoceném stanovišti 20. V doporučené cílové druhové skladbě ÚHÚL jsou na tomto stanovišti duby zimní či letní uvažovány v rozmezí 50 – 80 %. Obdobně s našimi výsledky byl meliorační efekt domácích druhů dubů v porovnání s dalšími listnáči ve většině parametrů shledán spíše podprůměrný (KACÁLEK et al. 2017). Posouzení skutečného efektu dubu červeného v porovnání s dubem zimním či letním s ohledem na stanoviště vyžaduje další analýzy.

Závěr

Studie porovnávací koncentrace živin, půdní aciditu a vlastnosti půdního sorpčního komplexu dubu červeného s několika domácími druhy dřevin na oglejeném, antropogenně ovlivněném stanovišti ve 2. LVS ukázala na jeho nižší potenciál meliorovat stanoviště v porovnání s klenem a olší. Půda pod dubem červeným však měla z hlediska zastoupení živin, ale i obsahem výměnných bází příznivější vlastnosti, než pod testovanými jehličnany. Efekt dubu červeného na půdu ve srovnání s našimi domácími druhy dubů s ohledem na širší škálu stanovišť nechť je předmětem dalšího zkoumání.

Poděkování

Príspevek vznikl díky podpoře Ministerstva zemědělství ČR v rámci projektu QK22020045 „Potenciál geograficky nepůvodních druhů dřevin v lesním hospodářství ČR“ a v rámci příspěvku na koncepční rozvoj organizace, rozhodnutí MZE-RO0118.

Literatura

- ASHWOOD, F., WATTS, K., PARK, K., FUENTES-MONTEMAYOR, E., BENHAM, S., VANGUELOVA, E. I., 2019: Woodland restoration on agricultural land: long-term impacts on soil quality. *Restoration Ecology*, 6: 1381–1392.
- AUGUSTO, L., RANGER, J., BINKLEY, D., ROTHE, A., 2002: Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science*, 3: 233–253.
- BABUR, E., DINDAROGLU, T., RIAZ, M., USLU, O. S., 2021: Seasonal Variations in Litter Layers' Characteristics Control Microbial Respiration and Microbial Carbon Utilization Under Mature Pine, Cedar, and Beech Forest Stands in the Eastern Mediterranean-Karstic Ecosystems. *Microbial Ecology*, 83(3): 1–15.
- CARNOL, M., BAZGIR, M., 2013: Nutrient return to the forest floor through litter and throughfall under 7 forest species after conversion from Norway spruce. *Forest Ecology and Management*: 66–75.
- FRANKLIN, H. M., CHEN, C. R., CARROLL, A. R., SAECK, E., FISHER, P., BURFORD, M. A., 2020: Leaf litter of two riparian tree species has contrasting effects on nutrients leaching from soil during large rainfall events. *Plant and Soil*, 1–2: 389–406.
- GARCIA-PALACIOS, P., MAESTRE, F. T., KATTGE, J., WALL, D. H., 2013: Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. *Ecology Letters*, 8: 1045–1053.
- GÖHRE, K., WAGENKNECHT, E., 1955: *Die Roteiche und ihr Holz*. Berlin: Deutscher Bauernverlag, 300 s.
- KACÁLEK, D., MAUER, O., PODRÁZSKÝ, V., SLODIČÁK, M., 2017: Meliorační a zpevňující funkce lesních dřevin. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti v nakladatelství Lesnická práce, 300 s.

- KLEMMT, H.-J., NEUBERT, M., FALK, W., 2013: Das Wachstum der Roteiche im Vergleich zu den einheimischen Eichen. LWF aktuell, 97: 28–31.
- KUPKA, I., BALÁŠ, M., MILTNER, S., 2018: Quantitative and qualitative evaluation of Northern red oak (*Quercus rubra* L.) in arid areas of North-Western Bohemia. Journal of Forest Science, 64: 53–58.
- MAUER et al., 2013: Rhizologie lesních dřevin. Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, 259 s.
- MILTNER, S., KUPKA, I., 2016: Silvicultural potential of northern red oak and its regeneration – Review. Journal of Forest Science, 62: 145–152.
- MILTNER, S., PODRÁZSKÝ, V., BALÁŠ, M., KUPKA, I., 2017: Vliv dubu červeného (*Quercus rubra* L.) na lesní stanoviště. Zprávy lesnického výzkumu, 62(2): 109–115.
- NEIRYNCK, J., MIRTČEVA, S., SIOEN, G., LUST, N., 2000: Impact of *Tilia platyphyllos* Scop., *Fraxinus excelsior* L., *Acer pseudoplatanus* L., *Quercus robur* L. and *Fagus sylvatica* L. on earthworm biomass and physico-chemical properties of a loamy topsoil. Forest Ecology and Management, 3: 275–286.
- OPRL, 2022: Oblastní plány rozvoje lesů. Mapa typologická. Dostupné na: <https://geoportal.uhul.cz/OPRLMap/> [online; cit. 2022-06-20]
- RUIZ-NAVARRO, A., BARBERA, G. G., NAVARRO-CANO, J. A., ALBALADEJO, J., CASTILLO, V. M., 2009: Soil dynamics in *Pinus halepensis* reforestation: Effect of microenvironments and previous land use. Geoderma, 3–4: 353–361.
- ÚRADNÍČEK, L., 2014: Dub červený. Lesnická práce, 10: 40–41.
- VYHLÁŠKA č. 298/2018 Sb.: Vyhláška o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů.
- VYHLÁŠKA č. 83/1996 Sb.: Vyhláška Ministerstva zemědělství o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů.

VLIV IMISNÍCH A KLIMATICKÝCH ZMĚN NA ZDRAVOTNÍ STAV A PLODIVOST BUKU LESNÍHO V EKOTONU HORNÍ HRANICE LESA

Effect of air pollution and climate changes on health status and fertility of European beech in alpine timberline

Stanislav Vacek • Anna Prokúpková • Zdeněk Vacek ✉
Daniel Bulušek

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýčká 129, CZ – 165 00 Praha 6,
e-mail: vacekz@fd.czu.cz

Abstract: *Natural regeneration in beech stands is regularly monitored, among other things, for the reason that European beech (*Fagus sylvatica* L.) is a tree species that should be maintained or its representation increased in the conditions of the Czech Republic. The aim of this paper was to evaluate the quantity and quality of beech fertility in the years 1980–2021 on 2 permanent research plots (PRP 1 and 4) in the ecotone of alpine timberline in the Krkonoše National Park. At the PRPs, the foliage of individual beech trees and the quantity and quality of fructification were also monitored annually. Results showed that strong mast years, medium mast years and weak mast years have occurred more often after the air pollution calamity at the altitude lower-situated PRP 1. On PRP 4 above the alpine timberline, medium mast years and weak mast years of beech have occurred in recent years, unlike in the past. Average annual temperature had a significantly positive effect on the abundance and fertility of beech nuts, compared to an insignificant correlation with precipitation. Global climate change has an effect especially in stands above the timberline (PRP 4) on increasing the quantity and quality of beech fructification, where in the past only vegetative regeneration took place, and since 2011 there has also been generative regeneration. As a result of global warming, the generative natural regeneration of European beech will increase even in higher mountain locations in the Czech Republic.*

Key words: *Fagus sylvatica; natural regeneration; defoliation; Krkonoše Mts.; fructification*

Abstrakt: Přírozená obnova v bukových porostech je pravidelně sledována mimo jiné i z toho důvodu, že buk lesní (*Fagus sylvatica* L.) je dřevina, kterou je nutno v podmínkách České republiky udržet nebo její zastoupení zvýšit. Cílem tohoto příspěvku bylo zhodnocení kvantity a kvality plodivosti buku v letech 1980 – 2021 na 2 trvalých výzkumných plochách (TVP 1 a 4) v ekotonu horní hranice lesa v Krkonošském národním parku. Na TVP bylo též každoročně sledováno olistění jednotlivých stromů buku lesního a kvantita a kvalita fruktifikace. Z výzkumu je zřejmé, že po ústupu imisní kalamity se na níže položené TVP 1 častěji vyskytly silné semenné roky, střední semenné roky a slabší semenné roky. Na TVP 4 nad horní hranicí lesa se v posledních letech na rozdíl od minulosti vyskytly střední semenné roky a slabší semenné roky buku. Průměrná roční teploty měla signifikantně pozitivní efekt na početnost a životnost bukovic, oproti nesignifikantní korelaci u srážek. Globální klimatická změna má vliv zejména v porostech nad horní hranicí lesa (TVP 4) na zvyšování kvantity a kvality fruktifikace buku lesního, kde v minulosti docházelo k obnově jen vegetativní a od r. 2011 zde dochází i k obnově generativní. V důsled-

ku oteplování tak dochází ke zvyšování generativní přirozené obnovy buku lesního i ve vyšších horských polohách v ČR.

Klíčová slova: *Fagus sylvatica*; přirozená obnova; defoliace; Krkonoše; fruktifikace

Úvod a problematika

Buk lesní (*Fagus sylvatica* L.) je druh, jehož areál je značně rozsáhlý, přičemž se vyskytuje spíše v oceánické části Evropy (DULAMSUREN et al. 2017), kde má důležitou jak funkci ekonomickou (SHAHVERDI et al. 2013), tak i ekologickou (HLÁSNÝ et al. 2014). Významnou úlohu má též i v dlouhodobě udržitelném lesním managementu, a to zejména v podmínkách globálních klimatických změn (VACEK et al. 2019).

Přirozená obnova v bukových lesích a v lesích stín snášejících druhů dřevin obecně je pak závislá na řadě faktorů, jako je produkce a rozptýlení semen (WAGNER 1999), klíčení a přežívání (SZWAGRZYK et al. 2001), abiotické faktory (MADSEN & LARSEN 1997), imisní zatížení (VACEK 1988), otevření zápoje (BÍLEK et al. 2014), konkurence podrostní vegetace, okus zvěře (FUCHS et al. 2021) či predace semen (BIRKEDAL et al. 2009).

V horských lesích je charakter a proces přirozené obnovy omezen a ovlivněn i některými dalšími faktory, zejména pak nepříznivými klimatickými podmínkami (např. časté změny počasí, chladné teploty či vysoká sněhová pokrývka) – (ŠIMŮNEK et al. 2019) a imisními (MAREŠ & VACEK 1984), a to často i v jejich synergickém působení (VACEK & HEJCMAN 2012). V Krkonoších u buku výrazně dominuje přirozená obnova generativní, nicméně ve vyšších horských podmínkách dochází i k obnově vegetativní – ke hřížení (VACEK & HEJCMAN 2012).

Ačkoliv byla přirozené obnově buku v Krkonoších v posledních letech věnována poměrně značná pozornost, dosud téměř nebyla věnována pozornost vlivu imisních a klimatických změn a zdravotního stavu bukových porostů na kvantitu a kvalitu jejich plodivosti. Cílem tohoto příspěvku je proto zhodnocení těchto změn v podmínkách bukových porostů v oblasti ekotonu horní hranice lesa v západních Krkonoších.

Materiál a metodika

Studie byla provedena ve výškovém gradientu lesních porostů s dominantním bukem lesním na jihozápadním svahu Zlatého návrší (1 411 m n. m.) v Krkonošském národním parku v České republice. V roce 1980 zde byly založeny trvale výzkumné plochy (TVP) 1 a 4 a v r. 2015 TVP 2 a 3 doplnily daný výškový gradient. Přehled základních údajů o TVP 1 a 4 je uveden v tabulce 1.

Tabulka 1: Přehled základních charakteristik trvalých výzkumných ploch

Table 1: Overview of basic characteristics of permanent research plots

TVP/ PRP	Druh/ Species	Zásoba/ Volume [m ³ .ha ⁻¹]	Nad. výška/ Altitude [m]	Teplota/ Temper. [°C]	Srážky/ Precip. [mm]	Geologie/ Bedrock	Půda/ Soil	Expozice/ Exposure	Sklon/ Slope [°]	Lesní typ/ Forest type
1	BK, SM	379	1 190	5,5	1 300	žula	kambizem	JZ	21	7K
4	BK, SM, JR, KOS	88	1 310	4,0	1 350	žula	kryptopodzol	JZ	24	9K

Vysvětlivky – Captions: Druhy – Species: BK – *Fagus sylvatica*, SM – *Picea abies*, JR – *Sorbus aucuparia*, KOS – *Pinus mugo*, Lesní typ: 7K – kyselá buková smrčina (*Fageto-Piceetum acidophilum*, 9K – klenosmrková bučina (*Aceri-Piceeto-Fagetum lapidosum*). Z hlediska potenciální vegetace se na TVP 1 jedná o acidofilní horské bučiny svazu *Luzulo-Fagion sylvaticae* Lohmeyer et Tüxen in Tüxen 1954 a asociace *Calamagrosti villosae-Fagetum sylvaticae* Mikyška 1972 a na TVP 4 o klečové porosty se skupinami buku lesního, smrku ztepilého a jeřábu ptačího svazu *Pinion mugo* Pawłowski et al. 1928.

Na TVP 1 a 4 byla v letech 1980 – 2021 zjišťována kvantita a kvalita plodivosti buku (cf. MAREŠ & VACEK 1984). Kvantita plodivosti byla sledována počítáním bukovic spadných

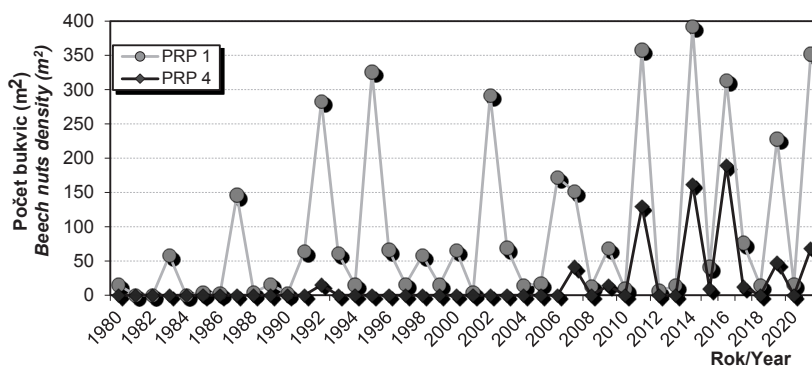
na transektu 1×50 m v přepočtu na 1 m^2 . V každém pátém čtverci 1×1 m na transektu pak byl zjišťován podíl plných živých bukvic řezem (%) a v některých letech i za využití vitálního barvení (tatrazoliového testu), tj. potenciálně klíčivých. Z hlediska kvantity plodivosti za neúrodu bylo považováno 0–20 bukvic na 1 m^2 , za slabou úrodu 21–100 bukvic na 1 m^2 , za střední úrodu 101–200 bukvic na 1 m^2 , za silnou úrodu 201 a více bukvic na 1 m^2 . Z hlediska kvality plodivosti za nízkou kvalitu bylo považováno 30–50 % plných a živých bukvic, za střední kvalitu 51–80 % a za vysokou kvalitu 81 % a více plných a živých bukvic. Na TVP 1 a 4 bylo též každoročně sledováno olistění jednotlivých stromů buku lesního. Průměrné olistění porostu bylo vyjádřeno jako aritmetický průměr hodnot olistění živých stromů na ploše (cf. VACEK 1988). K hodnocení byla použita stupnice z práce VACEK, JURÁSEK (1985).

Hodnocení vztahu mezi počtem a životností bukvic na TVP 1 a 4 a zdravotním stavem (foliáci), faktory znečištění ovzduší (SO_2 , NO_x , AOT40F) a klimatickými daty (teploty a srážky) bylo provedeno v programu Statistica 12 (StatSoft, Tulsa) pomocí Personovi korelace. Klimatické a imisní charakteristiky byly použity ze stanice ČHMÚ Desná-Souš.

Výsledky

Kvantita a kvalita plodivosti buku

Po ústupu imisní kalamity se na TVP 1 vyskytly silné semenné roky (1992, 1995, 2002, 2011, 2014, 2016, 2019 a 2021), střední semenné roky (1987, 2006 a 2007) a slabší semenné roky (1983, 1991, 1993, 1996, 1998, 2000, 2003, 2009, 2015 a 2017; obr. 1). Na TVP 4 se silné semenné roky nevyskytovaly, střední semenné roky byly v r. 2011, 2014 a 2016 a slabší semenné roky 2007, 2019 a 2021. Při neúrodě (0–20 bukvic na 1 m^2) se převážně jedná o neživotaschopné, tj. nevscházivé či prázdné bukvice v daných porostních poměrech.

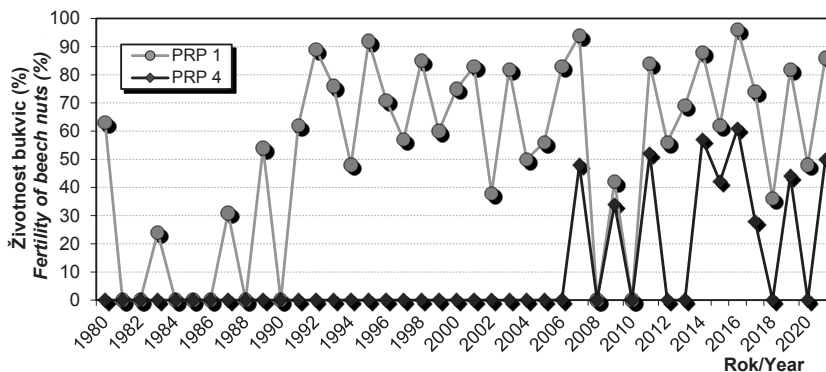


Obr. 1: Průměrný počet bukvic v přepočtu na 1 m^2 na TVP 1 a 4 v letech 1980–2021

Fig. 1: Average beech nuts density per 1 m^2 on PRP 1 and 4 in the years 1980–2021

Z obrázku 2 je zřejmé, že úroda vysoké kvality se na TVP 1 vyskytla v letech 1992, 1995, 1998, 2001, 2003, 2006, 2007, 2011, 2014, 2016, 2019 a 2021; úroda střední kvality v letech 1980, 1989, 1991, 1993, 1996, 1997, 1999, 2000, 2005, 2012, 2013, 2015 a 2017 a úroda nízké kvality v letech 1987, 1994, 2002, 2004, 2009, 2018 a 2020. Na TVP 4 se vitální (potenciálně klíčivé) bukvice střední kvality plodivosti vyskytly v letech 2011, 2014

a 2016 a úroda nízké kvality v letech 2007, 2009, 2015, 2019 a 2021. Při plnosti bukvic nižší než 30 % většinou šlo o neživotaschopná embrya s nulovou vscházivostí v daných po-rostních poměrech.

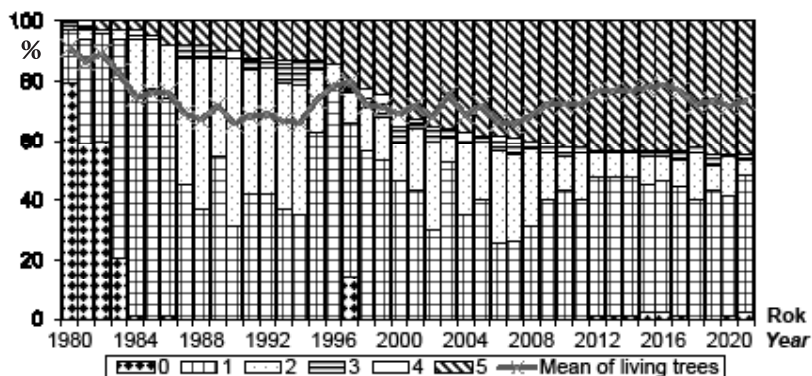


Obr. 2: Průměrná plnost či životnost bukvic v % na TVP 1 a 4 v letech 1980–2021

Fig. 2: Average fullness or fertility of beech nuts in % on PRP 1 and 4 in the years 1980–2021

Zdravotní stav porostů

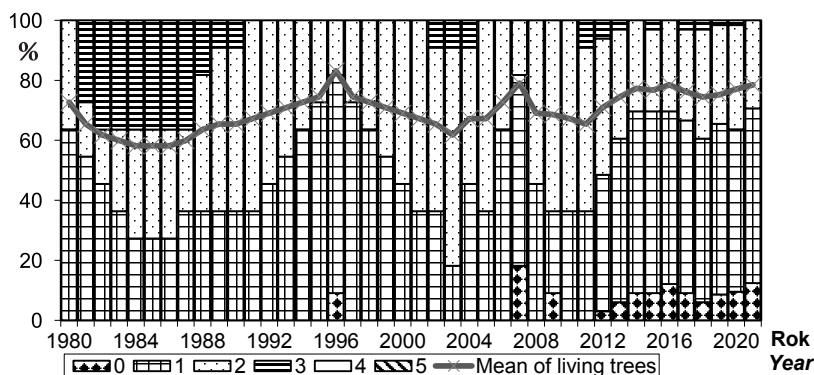
Z vývoje průměrného olistění živých stromů buku a podílu jejich stupňů odlistění na TVP 1 je zřejmé, že u buku lesního (obr. 3) v letech 1981 až 1987 docházelo k trendu výrazné defoliace. V letech 1988–1994 se stav olistění stabilizoval a v následujících dvou letech (1995 a 1996) dokonce došlo k výraznějšímu nárůstu olistění. V letech 1997–2002 došlo opět k postupné mírné defoliaci, přičemž od r. 2003 do r. 2012 se trend defoliace opět stabilizoval, avšak docházelo k určitým oscilacím. Od r. 2007 pak dochází k mírnému nárůstu olistění živých stromů buku, přičemž nejsilnější regenerační procesy byly zaznamenány v r. 2012. Pouze v r. 2017 a 2018 byl zaznamenán mírný pokles olistění. V r. 1997 je pak patrný výrazný trend zvyšování podílu stromů zdravých (stupeň odlistění 0 – 14 %), který dále od r. 2012 v menší míře přetrvává až do současnosti, pouze s výjimkou r. 2018 a 2019.



Obr. 3: Průměrné olistění živých stromů buku a podíl jejich stupňů odlistění na TVP 1

Fig. 3: Average foliage of live beech trees and the proportion of their degrees of defoliation on PRP 1

Z obrázku 4 vyplývá, že dynamika průměrného olistění jedinců buku na TVP 4 má podobný charakter jako průměrné olistění stromů živých na TVP 1. Dochází zde však k výraznějšímu střídání poklesů olistění (v letech 1980–1984, 1997–2003, 2008–2011 a 2017 a 2018) a nárůstu olistění (v letech 1987–1996, 2004–2007, 2012–2016 a 2019–2021). V letech 2012–2021 se začínají vyskytovat stromy zdravé, předtím to bylo pouze v r. 1996, 2007 a 2009.



Obr. 4: Průměrné olistění živých větví a podíl jejich stupňů odlistění na TVP 4
Fig. 4: Average foliage of living branches and the proportion of their degrees of defoliation on PRP 4

Vztah imisních a klimatických poměrů i zdravotního stavu porostů na plodivost

Teploty měli signifikantně ($p < 0,05$) pozitivní vliv na početnost a životnost bukvic na obou TVP, zejména pak roční teplota na TVP 4 (tab. 4). Naproti tomu, srážky neměli signifikantní vliv na oba zkoumané parametry kromě negativního ($p < 0,05$) vlivu ročních srážek na životnost bukvic na TVP 4. Podobně, vliv ozonu, jakožto maximálních koncentrací NO_x a SO_2 nebyl statisticky prokázán. Z hlediska signifikantních ($p < 0,05$) hodnot u zkoumaných imisních dat, průměrné koncentrace SO_2 měli negativní vliv na životnost bukvic na obou TVP a průměrné koncentrace NO_x na početnost bukvic na TVP 4. U olistění byla zjištěna pozitivní korelace ($p < 0,05$), jak u početnosti, tak životnosti bukvic, ale pouze na TVP 4.

Tabulka 2: Korelace mezi počtem a životností bukvic (1980–2021) na TVP 1 a 4 a zdravotním stavem (1980–2021), faktory znečištění ovzduší (SO_2 1980–2013, NO_x 1994–2021, AOT40F 1993–2021) a klimatem (1980–2021); signifikantní ($p < 0,05$) hodnoty jsou označeny *

Table 2: Correlation between the density and fertility of beech nuts (1980–2021) on PRP 1 and 4 and health status (1980–2021), air pollution factors (SO_2 1980–2013, NO_x 1994–2021, AOT40F 1993–2021) and climate (1980–2021); significant ($p < 0.05$) values are marked with *

	Foliation	Mean SO_2	Max SO_2	Mean NO_x	Max NO_x	Mean AOT40F	AOT40F max	Prec Ann	Prec Veg	Temp Ann	Temp Veg
Nuts_1	-0,126	-0,154	0,129	-0,129	0,161	0,006	0,046	-0,111	0,039	0,336*	0,315*
Fertil_1	-0,132	-0,448*	-0,214	0,103	0,258	0,151	0,187	-0,007	0,096	0,324*	0,326*
Nuts_4	0,322*	-0,243	-0,120	-0,382*	-0,173	-0,173	-0,038	-0,256	-0,017	0,350*	0,247
Fertil_4	0,455*	-0,341*	-0,204	-0,493	-0,243	-0,203	-0,084	-0,314*	-0,120	0,425*	0,314*

Vysvětlivky – Captions: Nuts – počet bukvic – nuts density; Fertil – životnost bukvic – fertility of beech nuts; Foliation – průměrné olistění živých stromů – average foliage of living trees; $\text{SO}_2/\text{NO}_x/\text{AOT40F}$ mean(max) – průměrné roční (maximální denní) koncentrace SO_2 , NO_x , O_3 – average annual (maximum daily) concentration of SO_2 , NO_x , O_3 ; Prec – srážky – precipitation; Ann – roční – annual; Veg – ve vegetačním období – in growing season; Temp – teplota – temperature.

Diskuze

Celá řada prací se v minulých letech zabývala vlivem stanovištních poměrů na přirozenou obnovu buku, a to v jeho ekologickém optimu (BÍLEK et al. 2014). Naproti tomu je jen minimum prací (VACEK & HEJCMAN 2012), které by zkoumaly přirozenou obnovu ve vztahu ke stanovištním a porostním poměrům ve vysoko položených extrémních stanovištích, na kterých může probíhat i přirozená obnova vegetativní, jako tomu je na zkoumaných lokalitách. Studované lokality se nachází v nadmořských výškách 1 190 až 1 310 m, přičemž tyto dosahované nadmořské výšky výskytu jsou pro buk v rámci střední Evropy výjimečné (VACEK et al. 2009). Práce VACEK, HEJCMAN (2012) prezentuje nejvyšší zaznamenaný výskyt buku v České republice dokonce až v 1 370 m nad mořem. Výskyt buku ve výše uvedených podmínkách je již velmi vzdálen jeho ekologickému optimu (ELLENBERG 1996). Zhoršující se růstové podmínky s narůstající nadmořskou výškou, jsou v souladu s našimi výsledky, na základě kterých je jasně patrná snižující se produkční schopnost se vzrůstající nadmořskou výškou. Nicméně může docházet i k opačnému fenoménu, a to zejména v nižších či jižnějších polohách, kde v současnosti mohou bukové porosty trpět v souvislosti s klimatickými extrémy (BOŠELA et al. 2016). Některé nedávné studie proto naznačují pravděpodobný posun výskytu buku směrem severněji či do vyšších nadmořských výšek. Přičemž u některých autorů, vzhledem k nižší toleranci buku na letní sucha a vysoké teploty, vyvstaly určité obavy o zastoupení buku ve středoevropských lesích v budoucnu (MACHAR et al. 2017).

Základem přirozené generativní obnovy je zejména přítomnost dostatečného počtu vhodně rozmístěných fruktifikujících stromů a výskyt semenné úrody, vhodného stavu klíčného podloží, příznivého mikroklimatu a vhodných klimatických podmínek od opadu semene až po ujetí semenáčků (KORPEL et al. 1991). Jako nejistota pro plánování přirozené obnovy buku se často uvádí nepravidelnost fruktifikace. Podle práce KORPEL (1978) se každé 2 – 3 roky objeví úroda bukvic, která při přípravě půdy a správné aplikaci obnovních sečí zabezpečí obnovu bukových porostů. V období silného imisního zatížení v 80. a 90 letech 20. století to v ČR bylo každých 5 až 9 (10) let (PALÁTOVÁ 2008).

Zvýšená periodicitu fruktifikace vyplývá i z našich výsledků, a to zejména na TVP 4, kdy se ve sledovaném období do r. 2007 nevyskytl žádný semenný rok se životnými bukvicemi a za posledních 10 let střední semenné roky byly každých 2 – 5 let. Tento trend, i když méně výrazný byl doložen i na TVP 1. V průběhu sledovaných 42 let byl silný a střední semenný rok na TVP 1 v průměru každý 4 – 5 rok a za posledních 10 let to byly každé 2–3 roky. Na TVP 1 průměrná životnost bukvic silných a středních semenných let ve sledovaném období byla 75 % a v první polovině sledovaného období to bylo 71 % a v druhé polovině 78 %. Na TVP 4 střední semenné úrody byly až v letech 2011, 2014 a 2016 a životnost bukvic v průměru byla 57 %. Největší počet bukvic na 1 m² na TVP 1 (358) byl v roce 2011 a na TVP 4 to bylo 189 v roce 2016. S postupným oteplováním se v našem případě zkracovala periodicitu a zvyšovala kvantita i kvalita fruktifikace. Zatímco v prvním sledovaném decenniu byla průměrná roční teplota 4,8 °C, tak v posledním decenniu byla již 6,2 °C. Teploty tedy měli signifikantně pozitivní vliv na početnost a životnost bukvic na obou TVP, zejména pak průměrná roční teplota na TVP 4. Naproti tomu, srážky v podstatě neměli signifikantní vliv na oba zkoumané parametry. Dále, průměrné koncentrace SO₂ měli negativní vliv na životnost bukvic na obou TVP, což odpovídá velmi nízkým hodnotám životnosti buku uváděných MAREŠEM & VACKEM (1984) při vrcholu imisní kalamity.

Naše výsledky kvantitativní fruktifikace jsou víceméně v souladu s prací DROBYSHEV et al. (2010) z jižního Švédska, kde uvádějí 100 až 800 kusů bukvic na 1 m². K podobným výsledkům došli i například MAREŠ & VACEK (1984) ze semenného roku 1983 z různých oblastí v ČR uvádějí životnost bukvic 4 – 50 %, v průměru 25 %. Bylo to období vrcholu imis-

ní kalamity, tak životnost bukvic byla velmi nízká. PROCHÁZKOVÁ et al. (2002) uvádí životnost bukvic v ČR v letech 1992–2000 64–80 %, BEZDÍČKOVÁ et al. (2014) pak v letech 2009 a 2010 průměrnou životnost 81–86 %. V našem případě to bylo rámcově v souladu s těmito výsledky, a to jak v období imisní kalamity, tak zejména po ní, a to s ohledem na výrazně vyšší nadmořské výšky.

Průměrné koncentrace NO_x měli negativní vliv na početnost bukvic na TVP 4, což může být v období imisního zatížení dáno tvorbou kyseliny nitrosírové, která narušuje proces olistění a kvetení buku (VACEK 1988). Depozice dusíku totiž stále převyšuje poptávku po dusíku pro růst lesa a pro plodivost porostů a v souvislosti s imisním zatížením SO_2 často působí na proces fruktifikace negativně (ENGARDT et al. 2017). U olistění byla zjištěna statisticky průkazná pozitivní korelace, jak u početnosti, tak životnosti bukvic, ale pouze na TVP 4.

Závěr

V závěru lze konstatovat, že vlivem globálních klimatických změn dochází zejména v porostech nad horní hranicí lesa (TVP 4) ke zvyšování kvantity a kvality fruktifikace buku lesního, přičemž v minulosti zde fruktifikace a tím i generativní obnova nebyla doložena, ale byla zde prokázána pouze přirozená obnova vegetativní. Na kvantitu a kvalitu fruktifikace na obou porovnávaných plochách měla pozitivní vliv zejména teplota. Podobně pozitivní vliv na kvantitu a kvalitu fruktifikace mělo olistění, ale pouze na TVP 4. Z imisí měli průměrné koncentrace SO_2 negativní vliv na kvalitu fruktifikace na obou TVP a též negativní vztah měli průměrné koncentrace NO_x na počet bukvic nad horní hranicí lesa. Tyto změny vedou ke zvýšení generativní přirozené obnovy buku lesního i ve vyšších horských polohách v ČR.

Poděkování

Príspevek vznikl za podpory Fakulty lesnické a dřevařské České zemědělské univerzity v Praze (IGA č. A_21_26).

Literatura

- BEZDÍČKOVÁ, L., PROCHÁZKOVÁ, Z., MATEJKA, K., 2014: Practical implications of inconsistent germination and viability results in testing stored *Fagus sylvatica* seeds. *Dendrobiology*, 71: 35–47.
- BÍLEK, L., REMEŠ, J., PODRAZSKÝ, V., ROZENBERGAR, D., DIACI, J., ZAHRADNÍK, D., 2014: Gap regeneration in near-natural European beech forest stands in Central Bohemia – the role of heterogeneity and micro-habitat factors. *Dendrobiology*, 71: 59–71.
- BIRKEDAL, M., FISCHER, A., KARLSSON, M., LÖF, M., MADSEN, P., 2009: Rodent impact on establishment of direct-seeded *Fagus sylvatica*, *Quercus robur* and *Quercus petraea* on forest land. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24: 298–307.
- BOŠELA, M., ŠTEFANČÍK, I., PETRÁŠ, R., VACEK, S., 2016: The effects of climate warming on the growth of European beechforests depend critically on thinning strategy and site productivity. *Agricultural and Forest Meteorology*, 222: 21–31.
- DROBYSHEV, I., ÖVERGAARD, R., SAYGIN, I., NIKLASSON, M., HICKLER, T., KARLSSON, M., SYKES, M., 2010: Masting behaviour and dendrochronology of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 259: 2160–2171.

- DULAMSUREN, C., HAUCK, M., KOPP, G., RUFF, M., LEUSCHNER, C., 2017: European beech responds to climate change with growth decline at lower, and growth increase at higher elevations in the center of its distribution range (SW Germany). *Trees*, 31(2): 673–686.
- ELLENBERG, H., 1996: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*, 5th edition. Ulmer, Stuttgart, 1095 s.
- ENGARDT, M., SIMPSON, D., SCHWIKOWSKI, M., GRANAT, L., 2017: Deposition of sulphur and nitrogen in Europe 1900–2050. Model calculations and comparison to historical observations, *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 69: 1328945.
- 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.
- HLÁSNÝ, T., MÁTYÁS, C., SEIDL, R., KULLA, L., MERGANIČOVÁ, K., TROMBIK, J., DOBOR, L., BARCZA, Z., KONÓPKA, B., 2014: Climate change increases the drought risk in Central European forests: what are the options for adaptation? *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 60: 5–18.
- HYVÖNEN, R., PERSSON, T., ANDERSSON, S., OLSSON, B., ÅGREN, G. I., LINDER, S., 2008: Impact of long-term nitrogen addition on carbon stocks in trees and soils in northern Europe. *Biogeochemistry*, 89: 121–137.
- KORPEL, Š., 1978: Začiatkové fázy prirodzenej obnovy bukových porastov. *Vedecké práce VÚLH*, 23, Pestovanie a produkcia buka. Bratislava, Príroda, s. 109–141.
- KORPEL, Š., PEŇÁZ, J., SANIGA, M., TESAŘ, V., 1991: *Pestovanie lesa*. Bratislava, Príroda, 465 s.
- LORENZ, M., 1995: International co-operative programme on assessment and monitoring of air pollution effects on forests – ICP forests. *Water Air Soil Poll*, 85: 1221–1226.
- MADSEN, P., LARSEN, J. B., 1997: Natural regeneration of beech *Fagus sylvatica* L. with respect to canopy density, soil moisture and soil carbon content. *Forest Ecology and Management*, 97: 95–105.
- MACHAR, I., VLČKOVÁ, V., BUČEK, A., VOŽENÍLEK, V., ŠÁLEK, L., JERÁBKOVÁ, L., 2017: Modeling of Climate Conditions in Forest Vegetation Zones as a Support Tool for Forest Management Strategy in European Beech Dominated Forests. *Forests*, 8(3): 82.
- MAREŠ, V., VACEK, S., 1984: Morfologická proměnlivost a kvalita semenné produkce buku v ČSR. *Zprávy lesnického výzkumu*, 29(4): 3–6.
- PALÁTOVÁ, E., 2008: *Zakládání lesa I. Lesní semenářství*. Mendlova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 119 s.
- SHAHVERDI, M., DASHTI, H., TAGHIYARI, H. R., HESHMATI, S., GHOLAMIYAN, H., HOSSEIN, M. A., 2013: The Impact of red heartwood on drying characteristics and mass transfer coefficients in beech wood. *Austrian Journal of Forest Science*, 130: 85–101.
- SZWAGRZYK, J., SZEWCZYK, J., BODZIARCZYK, J., 2001: Dynamics of seedling bank in beech forest: results of a 10-year study on germination, growth and survival. *Forest Ecology and Management*, 141: 237–250.
- ŠIMŮNEK, V., VACEK, Z., VACEK, S., KRÁLÍČEK, I., VANČURA, K., 2019: Growth variability of European beech (*Fagus sylvatica* L.) natural forests: Dendroclimatic study from Krkonoše Mountains National Park. *Central European Forestry Journal*, 65(2): 3–11.
- VACEK, S., 1988: Dynamics of the defoliation of beech forest stands under the influence of air pollution. In: 3. IUFRO Buchensymposium. Zvolen, 3. 6. – 6. 6. 1988. Zvolen, VŠLD, s. 377–388.
- VACEK, S., JURÁSEK, A., BALCAR, Z., 1983: Příspěvek k produkci a odhadu úrody bukovic. *Lesnická práce*, 62(8): 354–360.

- VACEK, S., VACEK, Z., SCHWARZ, O., RAJ, A., NOSKOVÁ, I., BALCAR, Z., BULUŠEK, D., BARTOŠÍK, Z., ROLÍNKOVÁ, V., HIRSCHOVÁ, E., ZAHRADNÍK, D., MIKESKA, M., HYNEK, V., BALÁŠ, M., BÍLEK, L., MALÍK, V., ŠOLC, R., BEDNÁŘÍK, J., 2009: Obnova lesních porostů na výzkumných plochách v národních parcích Krkonoš. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 288 s.
- VACEK, Z., VACEK, S., SLANAŘ, J., BÍLEK, L., BULUŠEK, D., ŠTEFANČÍK, I., KRÁLÍČEK, I., VANČURA, K., 2019: Adaption of Norway spruce and European beech forests under climate change: from resistance to close-to-nature silviculture. Central European Forestry Journal, 65(2): 129–144.
- VACEK, S., HEJCMAN, M., 2012: Natural layering, foliation, fertility and plant species composition of a *Fagus sylvatica* stand above the alpine timberline in the Giant (Krkonoše) Mts., Czech Republic. European Journal of Forest Research, 131: 799–810.
- VACEK, S., JURÁSEK, A., 1985: Olistění jako kritérium hodnocení zdravotního stavu bukových porostů pod vlivem imisí. Lesnictví, 31(7): 579–600.
- WAGNER, S., 1999: Ökologische Untersuchungen zur Initialphase der Naturverjüngung in Eschen-Buchenmischbeständen. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, BD. 129. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt.

SLOVENSKÁ LESNÍ PEVNOST – OKÉNKO DO HISTORIE

Slovak Forest Fortress—Spotlight in the history

Vilém Podrázský¹✉ • Oldřich Vacek²

¹ Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 129, CZ – 165 21, Praha 6 – Suchdol, e-mail: podrazsky@fd.czu.cz

² Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Kamýcká 129, CZ – 165 21 Praha 6 – Suchdol

Abstract: Paper looks for correlation between early medieval natural and social conditions in the Slovakia region, determining to some extent settlement, ethnic composition of population and its further development. Ecological conditions and orographic landscape pattern contributed to survival and effective defense and development of the population considerably. These conditions supported effective and productive agricultural production, formation domains large and strong enough, on the other side protected stable agrarian communities against invasions of nomadic tribes in the period of early Middle Age. In further centuries, the ethnic variety was increased by colonization of German settlers. Main ethnic groups of the country, i.e. Slovaks/Slaves, Hungarians and Germans, they were differentiated as for natural conditions because of different traditions of agrarian production and time of landscape entering. These natural and social tendencies and conditions contributed to the large extent to further development, even survival and origin of the modern Slovak nation.

Key words: History; Landscape and Society; Forests; Ethnical composition; Soil types

Abstrakt: Příspěvek hledá souvislosti mezi raně středověkými přírodními a sociálními poměry v regionu Slovenska, do značné míry determinujícími stav osídlení, etnickou skladbu obyvatelstva a jeho další vývoj. Ekologické podmínky a geografické uspořádání krajiny značně přispěly k uchování slovanského etnika na Slovensku, umožňovaly totiž jednak značně efektivní a produktivní zemědělskou výrobu, vytváření dostatečně velkých a životaschopných dominií a na druhé straně skýtaly dobré podmínky pro ochranu zemědělského obyvatelstva před nájezdy kočovných jezdců v období raného středověku. V pozdějším období zvýšila etnickou diverzitu německá kolonizace. Díky historickému vývoji a diferencovaným přístupům k zemědělské výrobě byla hlavní etnika na Slovensku, tedy Slované (Slováci), Maďaři a Němci diferencována i co se týče přírodních podmínek, odrážejících se až v úrovni půdních typů. Tyto přírodní a společenské poměry značně přispěly i k dalšímu vývoji a vlastně i přežití ba vzniku slovenského národa.

Klíčová slova: historie; krajina a společnost; lesy; etnické složení; půdní typy

Úvod

Přírodní a geografické podmínky do značné míry ovlivňují život, rozmach a vývoj národů na celém světě, včetně Evropy (BEHRINGER 2010). Zejména přežití malých etnik na nich zá-

leží ve vyšší míře díky jejich zranitelnosti a ohrožení silnějšími sousedy. Například přežití Čechů přímo ve středu německé jazykové oblasti je z velké části vysvětlitelné zeměpisnými a přírodními podmínkami české kotliny, vhodnými podmínkami pro zemědělství na větší kompaktní části území, rozlohou více než srovnatelné se sousedními německými vévodstvími, a silou lokálního státního útvaru (CHOC 1967; SYNEK et al. 2013; PODRÁZSKÝ 2014). Ten v raném středověku odolával úspěšně postupné germanizaci a bránil se úporně vojenskému podrobení (CHOC 1967), třebaže je dominance tohoto faktoru často, zejména zahraničními historiky, z podstatné části zpochybňována (SEIBT 1996). Po 1500 let se české kmeny, posléze český národ, z místa neposunuly přes neustálý tlak a prolínání se sousedy. Na druhé straně například polský stát a polský národ se na plochem severoevropském území pod tlakem německého živlu neustále posouval na východ, kde posléze skončil pod nadvládou Rusů. I polské centrum národního života se měnilo a pohybovalo stejným směrem: Vratislav, Hnězdo, Krakov, Varšava.

Také přežití a vývoj slovenského národa s velkou pravděpodobností závisely na geografické situaci Slovenska a na jeho přírodních podmínkách, v první řadě na uspořádání zalesněných horských oblastí a dostatečné rozloze území vhodných pro rané středověké zemědělství – základu tehdejší ekonomiky (BERANOVÁ & KUBAČÁK 2010; SMETÁNKA 1992; ŽEMLIČKA 1997). Cílem předkládané studie je pak předložit myšlenku, jak geografické podmínky Slovenska a plošné uspořádání horských systémů a lesních komplexů přispěly k uchování slovanského živlu a v následujících staletích ke vzniku a přežití slovenského národa.

Centrum národního života slovanského etnika ve středověku

Když analyzujeme geograficky oblast vzniku slovenského národního prvku, nahlédneme, že se váže na dvě povodí, a to na povodí řek Váhu a Nitry s jejich přítoky. Toto je oblast, kde došlo ke vzniku moderního slovenského národa. Sám KOVÁČ (2002) nazývá období od konce 18. do poloviny 19. století jako dobu vzniku slovenského národa, nikoli jako dobu národního obrození, na rozdíl od českých podmínek. Skutečně, byla to perioda, kdy se slovenský národ vytvářel, vznikalo jeho povědomí, spisovná řeč jako alternativa dosud běžně používané češtiny (nebo latiny a němčiny), vznikalo národní kulturní a politické hnutí. Na rozdíl od českých podmínek se nejednalo o obnovu státu a státního národa, ale o jeho vznik *de novo*.

V dané oblasti se kromě Podunají koncentrovalo i osídlení starověku a raného středověku, od římské doby přes období Velké Moravy po 12. – 13. století. V oblasti Slovenska na rozdíl od Moravy a Čech vznikla velká a významná hradiště jen ve 4 významnějších lokalitách: Děvín, později Bratislava na Dunaji, Nitra strážící území mezi Tribečem a Povážským Inovcem, tedy vstup do Ponitří, Pobedim na východních svazích nejnižších Bílých Karpat a Ducové na západních svazích Tribeče, blokující vstup do Pováží (SYNEK et al. 2013).

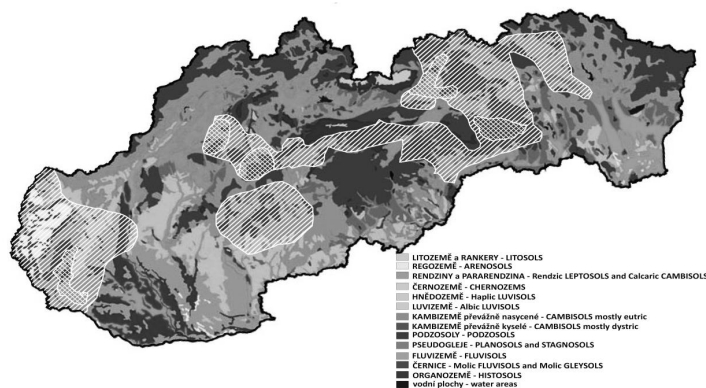
Poslední dvě hradištní lokality právě uzavíraly přístup do povodí Váhu a Nitry. Dále na sever se vinuly širší či užší nivy obou řek a jejich přítoků, lemované poměrně vysokými horskými zalesněnými hřebeny. Jednalo se tedy o území, kde se místní obyvatelstvo mohlo velmi dobře bránit nájezdům nomádkých jízdních vojsk – tomu odpovídala i koncentrace hradů a tvrzí, popřípadě opevněných měst, ve stoletích předcházejících i následujících vpádu kočovných Maďarů (KOVÁČ 2002; SYNEK et al. 2013). Velmi dobře to odpovídá běžné strategii obrany usedlého obyvatelstva proti nájezdům kočovníků (CHOC 1967).

Jednalo se přitom o povodí se značným ekonomickým potenciálem. Ne náhodou byly Pováží a Nitransko rovněž základnou moci Matouše Čáka Trenčanského, „pána Váhu a Tatier“, počátkem 14. století, který zde jako nekorunovaný „slovenský král“ dosti dlou-

ho odolával svým korunovaným sousedům (KOVÁČ 2002). Ostatně jako slovenský král byl později nazýván i Jan Jiskra z Brandýsa, ovládající z velké části stejné území (KOVÁČ 2002).

Ekologické podmínky a osídlení země

Mapa půd vhodných pro raně středověké osídlení zahrnuje západní, jižní a východní Slovensko (obr. 1). Úrodná oblast zahrnuje zmíněná povodí a slovenské doliny až po podtatranské oblasti, dále jih země, od Bílých Karpat, jižně od středoslovenských pohorí až po východoslovenskou, potiskou nížinu. Situace se stala značně turbulentní po příchodu Maďarů do karpatské kotliny, slovanské osídlení se stáhlo do povodí Váhu a Nitry, jih, rovinatý a velmi dobře přístupný pro jízdní nomádská vojska, se stal maďarskou jazykovou oblastí a zůstal jí z velké části dodnes. Vznikla tak situace, kdy slovanské/slovenské osídlení bylo soustředěno v povodí Váhu a Nitry a poté na východě země, kde se ovšem nářečí podstatně lišilo od západu Slovenska, stejně tak „guralé“ na severu, čehož se později, v období intenzivní maďarizace, snažila Budapešť využít dělením na západní Slováků a východní Slovjaky (ČECH 2006). Jižní nížiny byly osídleny maďarskojazyčným obyvatelstvem.



Obr. 1: Mapa půd Slovenska a německé osídlení v 15. a 20. století. Jednoduché šrafování – německé osídlení počátkem 15. století, dvojité šrafování – německé osídlení k r. 1945. Podle (www.karpatendeutsche)

Fig. 1: Soil map of Slovakia and German settlement in 15th and 20th century. Simple hatching – German settlement at the beginning of the 15th century, double hatching – German settlement at 1945. Accordingly to (www.karpatendeutsche)

Střední pás středohoří a výše položených úzkých říčních údolí pak byla postupně osídlována jako německá jazyková oblast. Německé (tzv. švábské, saské) obyvatelstvo bylo do země uváděno především v době intenzivní německé kolonizace východních oblastí ve 12. až 13. století. Uherští králové poměrně přáli etnické mixáži v jimi ovládaných zemích, viděli v tom určitou výhodu. „Království je slabé a křehké, je-li v něm jen jediný jazyk a jediný obyčej“ měl říci král Štěpán ve svém odkazu princovi Emerikovi (BOGDAN 2009). Samozřejmě při zachování dominance uherské, zejména maďarské aristokracie.

Německá jazyková oblast zahrnovala Záhoří, v návaznosti na Rakousko a jižní Moravu, dále jih Malých Karpat a přilehlé oblasti včetně dnešní Bratislavy a Trnavy, v její blízkosti dosahovala až k toku Váhu (obr. 1). Další rozsáhlá oblast zahrnovala Rudohoří, oblast báňských měst (Hauerland) a povodí Hronu až k hornímu toku a pak především Spiš, Horní a Dolní. Dohromady to představovalo asi čtvrtinu obyvatelstva země na celkem asi

čtvrtině území. Do počátku 20. věku se z toho zachovala jen část, v roce 1910 představovalo německojazyčné obyvatelstvo Slovenska necelých 10 %, nicméně v samotné Bratislavě byla němčina nejčastějším běžně používaným, v dobové terminologii „obcovacím“ jazykem (39 %).

Mapa etnického složení středověkého Slovenska velmi dobře koresponduje s mapou půdních typů. Maďarské osídlení se tak soustředilo na oblasti černozemí a z nich odvozených půdních typů, na spíše rovinatá nížinná území, slovenské na oblast stále dosti úrodných hnědozemí, fluvizemí a půd odvozených z karbonátových hornin. Německé obyvatelstvo pak osídlovalo oblasti s dominancí kambizemních půd. Kromě dominantního způsobu života a historie příchodu jednotlivých etnik do země toto rozdělení odráželo i schopnost využívat různé přírodní podmínky pro efektivní obživu (BERANOVÁ & KUBAČÁK 2010).

Tisíc let maďarské nadvlády?

Dominanci maďarského národa ve slovenských krajích zmiňují téměř všechny historické prameny. Přesto lze ale prokázat, že zejména v desetiletích bezprostředně po vpádu nově přichozích kočovníků do Panonské nížiny byla velká část slovanského obyvatelstva v povodích Váhu a Nitry bezprostředního maďarského tlaku ušetřena, jednak se měla možnost ukrýt v ohrazených místech či v lesích, jednak byla pod správou „slovanských knížat“, nejprve asi místní – postmoravské aristokracie, později Boleslavů pražských nebo polských, konkrétně přemyslovských Boleslavů I až III a Boleslava Chrabrého. Na rozdíl od klasických představ, že Přemyslovci vytvářeli větší státní útvar až kolem poloviny 10. století (např. ŽEMLIČKA 1997), připouštějí pozdější autoři značný vliv na sousední území již za doby otce a strýce sv. Václava, tedy knížat Vratislava I. a Spytihněva I. (SYNEK et al. 2013). Nitransko jako úděl ovládal pak ještě „český Achilles“, Břetislav I, ten, co si opatřil nevěstu s exkluzivním rodokmenem, známou Juditu/Jitku. Právě ve zmíněných územích byly vhodné podmínky pro zmíněnou obrannou strategii, část obyvatelstva se skrýla v opevněných místech, část pak utekla do lesů po obou stranách úvalů, do lesů Bílých Karpat, Inovce, Tribeče a Vtáčniku. Tam jízdní bojovníci měli značně ztížené manévrování a dříve nebo později odtáhli pro nedostatek základních životních potřeb, nebo pod tlakem knížecí moci (CHOČ 1967). O území západního Slovenska se tak rozhodovalo až do poloviny 11. století, kdy bylo definitivně připojeno k zemím svatoštěpánské koruny.

Další výraznější únik z centrální uherské moci představovalo období po vymření Arpádovců v r. 1301. V období zmatků se krátkodobě, opět především na Slovensku, uplatnili Přemyslovci a poté, co je postihl stejný osud, vzrostla moc místních hegemonů, například již zmíněného Matouše Čáka, kteří se opírali o místní nobilitu při vytváření vlastních domén. Rozhodující období pro další existenci slovenského živlu jako etnicky dominantního prvku na Slovensku pak byla zřejmě pozdní husitská a posthusitská doba. Husitští válečníci a jejich pohrobci, bratříci, které je možno považovat i za loupeživé, téměř „trvale udržitelně válčící“ tlupy, nebo Jan Jiskra z Brandýsa jako kapitán této části Uher, ovládli podstatnou část Slovenska a vůči centrální moci hunyadyovské používali stejnou taktiku jako slovanské obyvatelstvo v době nájездů kočovných Maďarů.

Na druhé straně, český, tedy slovanský vliv byl tak silný, že i jednou z dvorských řečí Matyáše Korvína byla čeština, která na Slovensku (i v širších Uhrách) pronikla v mluvené a psané formě do celého společenského života a byla široce používána slovanským i neslovanským obyvatelstvem, byť, jak se ve slovenských pramenech uvádí, se silnými místními vlivy (KOVÁČ 2002). Vedlejším produktem husitského a obecně českého řádění v Horní zemi byla redukce německé jazykové oblasti na zlomek svého rozsahu a úpadek moci a potenciálu německých měst a měšťského patriciátu v městech vícenárodnostních, spolu s da-

leko vyšším prosazením maďarského a především slovenského prvku v nich. Německý živel, byť nadále významný, ztratil podstatnou většinu své moci, vlivu, a hlavně potenciálu expanze v dalších staletích nejen na Slovensku, ale v celých Uhrách.

V dalších staletích, po znovudobytí celých Uher Habsburky, pak bylo království svatého Štěpána skutečně multikulturní zemí, kterou popisuje například FELTÓ (1998), ve které se mohlo dařit rozvoji různých národů a národností. Vždyť i Palacký se učil česky na Slovensku (ČECH et al. 2006), kde se na univerzitách, v evangelickém prostředí, čeština na rozdíl od českých zemí dosud silně prosazovala. Silný maďarizační útlak nastal až ve druhé polovině 19. století s novou vlnou nacionalizmu v Evropě a po rakousko-uherském vyrovnání v Uhrách zvláště. V každém případě ale silný tlak maďarizace netrval tisíc let, ale asi tři čtvrtě století. Z milénia trvání Uher pak byla asi dvě staletí dominantního českého vlivu, což ovlivnilo etnickou kompozici celé země, od zachování Slováků po osídlení území „osvobozených“ od osmanské nadvlády na Balkáně. Jen ve Slavonii bylo například usídleno na 30.000 českých osadníků namísto jinak Rakušany, tedy Habsburky, určitě preferovaných Němců (HALATKA 2012).

Závěr

Lze tedy s velkou pravděpodobností předpokládat, že pro uchování slovanského živlu na podstatné části Slovenska měly zásadní vliv geografické a přírodní podmínky země. Hluboká, přitom relativně úzká a úrodná údolí Váhu a Nitry a vnitrokarpatké doliny představovaly krajinné prvky, ze kterých bylo možno snadno nalézt úkryt v okolních lesích na úbočí souběžně uspořádaných horských hřebenů. To bylo v 10. a 11. století, ale i později, velice úspěšnou obrannou strategií proti kočovným jezdcům, kteří se v podobných podmínkách jen těžko uplatňovali. Efektivitu obrany zesilovaly mohutné pevnostní stavby v závěrech uvedených říčních niv (např. Nitra, Trenčín) a síť, lépe řetěz opevněných lokalit podél uvedených toků. Podobně jako v případě Čech, a dokonce v těsné závislosti na nich, se tak slovanský živel uchoval i na Slovensku, v podmínkách silného pronikání maďarského osídlení z jihu a německého ze západu, jihozápadu a severu. Vztah slovenského lidu k lesům a horám se pak odráží i velmi patrně v národní kultuře, spojené se svou rodnou zemí.

Poděkování

Príspevek vznikl v rámci řešení projektu NAZV QK1910232 Optimalizace dotačního titulu na zalesňování zemědělské půdy.

Literatura

- BEHRINGER, W., 2010: Kulturní dějiny klimatu. Praha, Nakladatelství Ladislav Horáček – Paseka, 408 s.
- BERANOVÁ, M., KUBAČÁK, A., 2010: Dějiny zemědělství v Čechách a na Moravě. Praha, Libri, 430 s.
- BOGDAN, H., 2009: Řád německých rytířů. Praha, Garamond, 256 s.
- ČECH, Z., BOROVICKÁ, M., KADLEC, J., PITRO, M., VOKÁČ, P., 2006: Drsný střed Evropy II. Řitka, Daranus, 251 s.

- FEJTÓ, F., 1998: Rekviem za mrtvou říší. O zkáze Rakouska-Uherska. Praha, Academia, 298 s.
- HALATKA, D., 2012: Zradili moravští Chorvati republiku? History revue, 9, 45 s.
- CHOC, P., 1967: S mečem i štítem. Praha, Naše vojsko, 576 s.
- KOVÁČ, D., 2002: Dějiny Slovenska. Praha, Nakladatelství Lidové noviny, 422 s.
- PODRÁZSKÝ, V., 2014: Český pohraniční hvozd – realita nebo mýtus? Zprávy lesnického výzkumu, 59 (1): 51–54.
- SEIBT, F., 1996: Německo a Češi. Praha, Academia, 464 s.
- SMETÁNKA, Z., 1992: Legenda o Ostojovi. Praha, Mladá fronta, 296 s.
- SYNEK, J., KLUČINA, P., SEGEŠ, V., DANIELISOVÁ, A., DURDÍK, T., FIDLER, J., JÜN, L., KUTA, J., URBANOVÁ, K., 2013: Vojenské dějiny od pravěku do roku 1648. Střední Evropa. Otovo nakladatelství, 472 s.
- ŽEMLIČKA, J., 1997: Čechy v době knížecí. Nakladatelství Lidové noviny, 660 s.

SEMENNÉ SADY AKO PROSTRIEDOK NA ZMIERNENIE CHRADNUTIA JASEŇOV

Seed orchards as a tool for mitigation of Ash Dieback

Roman Longauer¹, [✉] • Valéria Longauerová¹
• Robert Ondrejčík^{2, 3}

¹ Národné lesnícke centrum - Lesnícky výskumný ústav Zvolen, T. G. Masaryka 2175/22, SK – 960 01 Zvolen, e-mail: roman.longauer@nlcsk.org

² Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Zemědělská 3, CZ – 613 00 Brno

³ UHÚL Brandýs nad Labem, pobočka Kroměříž, Náměstí Míru 498, CZ – 767 01 Kroměříž

Abstract: *Based on data from the seed orchards and field experiment, the role of intraspecific genetic variability of common and narrow-leaved ash in the Ash Dieback was analysed. Half-sib progenies from the seed orchards of common ash (57 progenies) and narrow-leaved ash (52 progenies) were studied along with the set of 14 Slovakian provenances of common ash at the age of 10 y. Phenotypic differences in the growth, intensity of *H. fraxineus* infection, vegetation phenology (time of sprouting), stem quality and survival rates were significantly influenced by the genetic factors, i.e. the individual's affiliation to a half-sib progeny, seed orchard and provenance. Negative correlation between flushing rates and infection by *H. fraxineus* was revealed in narrow-leaved ash, along with negative effects of infection on the growth and stem quality of juvenile ash trees. Our findings support the establishment of novel seed orchards composed of infection-tolerant ash individuals as in order to mitigate the Ash dieback.*

Key words: *Fraxinus excelsior; F. angustifolia; H. fraxineus; phenotypic traits; progenies; provenances*

Abstrakt: Na základe zo semenných sadov a pokusov s jaseňom štíhlym a úzkolistým sme analyzovali rolu vnútrodruhovej variability pri chradnutí jaseňov. Vo veku 10 rokov sme hodnotili polosesterské potomstvá zo semenných sadov jaseňa štíhleho (57 potomstiev) a j. úzkolistého (52 potomstiev), spoločne so súborom 14 proveniencií j. štíhleho z rôznych častí Slovenska. Preukázali sme, že fenotypové rozdiely v raste, intenzite infekcie *H. fraxineus*, vegetačnej fenológie (doby rašenia), kvalite kmeňa a prežívania sú ovplyvnené genetickými faktormi, v našom prípade príslušnosťou k potomstvu, semennému sadu a proveniencii. U jaseňa úzkolistého sme našli negatívnu koreláciu medzi rýchlosťou rašenia a intenzitou infekcie *H. fraxineus* a u oboch druhov potvrdili nepriaznivý vplyv infekcie na rast a kvalitu kmeňov mladých jaseňov. Naše výsledky potvrdzujú, že založenie nových semenných sadov tvorených jedincami tolerujúcimi *H. fraxineus* je vhodným riešením problému chradnutia jaseňov.

Kľúčové slová: *Fraxinus excelsior; F. angustifolia; H. fraxineus; fenotypové charakteristiky; potomstvá; proveniencie*

Úvod

Hynutie jaseňov spôsobované hubou *Hymenoscyphus fraxineus* bolo prvýkrát pozorované v roku 1992 na severovýchode Poľska a postupne sa stalo vážnym problémom jaseňa štíhleho v severnej, západnej a strednej časti jeho areálu, vrátane Slovenska a ČR (LONGAUEROVÁ et al. 2017). Prítomné je vo všetkých vekových triedach. Pôvodca ochorenia chradnutia bol popísaný v roku 2006 ako *Chalara fraxinea*. Neskôr bolo jeho pohlavné štádium určené ako *Hymenoscyphus albidus*, potom *H. pseudoalbidus* až po v súčasnosti platný názov *Hymenoscyphus fraxineus* – čiašočka jaseňová. Ide o invázny druh pôvodcom z Ďalekého východu. Vo svojej domovine nie je patogénom v užšom zmysle slova, jeho infekcia obvykle spôsobuje stratu olistenia prípadne predčasný opad listov viacerých tamojších druhov jaseňov vo vlhkejších rokoch. Predpokladá sa, že jeho zavlečenie do Európy súvisí s introdukciou okrasných ďalekovýchodných jaseňov v niekoľkých etapách do Litvy po r. 1980.

Aj keď má chradnutie jaseňov vplyvom infekcie *H. fraxineus* všeobecný charakter, v populáciách hostiteľa sú prítomné relatívne odolné, infekciu tolerujúce jedince. Ich podiel je však len okolo 1% v severnej a severozápadnej Európe (McKINNEY et al. 2014) až 3 – 7 % v strednej Európe (ENDERLE et al. 2019). Vysoké hodnoty koeficientu dedivosti (LOBO et al. 2015) v potomstvách takýchto jedincov podporujú názor, že aktívna identifikácia odolných jedincov, ich podchytenie v prebierkach a predržanie v porastoch za účelom prirodzenej obnovy a na zber semien umožní postupne problém chradnutia jaseňov vyriešiť (McKINNEY et al. 2014). Pri nízkom podiele tolerantných, jedincov sa však znižuje populačná hustota jaseňov, čo môže viesť v ďalších generáciách k spríbuzneniu /inbrídingu/ a ochudobneniu genofondu populácií. Z tohto dôvodu sa považuje za vhodnejšie zakladanie semenných sadov. Buď klonových sadov, tvorených podľa možnosti vrúblovancami 100 a viac infekciu tolerujúcich jedincov, alebo generatívnych sadov tvorených ich potomstvami.

Závažným sprievodným problémom chradnutia jaseňov sú straty jedincov odolných voči *Hymenoscyphus fraxineus* v dôsledku koreňových hnilôb spôsobených podpňovkou (*Armillaria*), často v kombinácii s lykokazom jaseňovým (*Leperisinus fraxini*). Okrem selekcie sú preto dôležité vhodné opatrenia na ochranu a aktívny manažment chorôb a škodcov jaseňov.

Redukovaná výmera jaseňov v lesoch Slovenska z 15 100 ha v r. 1953 na 20 700 ha v r. 1993 až na 32 500 ha v r. 2014, čo je približne 1,6 % podiel na drevinovom zložení. Zastúpenie okolo 1 % majú jasene aj v ďalších štátoch strednej Európy. Ich hospodársky význam sa síce nedá porovnávať s hlavnými drevinami, nesporný je však ich ekologický a krajinný význam.

Cieľom príspevku je poskytnúť prehľad doterajších výsledkov, týkajúcich sa významu genetických faktorov – typu zdroja reprodukčného materiálu, príslušnosti k potomstvu a proveniencii jaseňov – v chradnutí jaseňov. Presentujeme tiež súvisiace aktivity zamerané na vytvorenie zdrojov semenných sadov a semenných porastov, vyznačujúcich sa zvýšenou odolnosťou voči infekcii *H. fraxineus*.

Materiál a metódička

Ešte pred rozšírením chradnutia boli na Slovensku založené 2 klonové semenné sady. Jeden pre níziny a pahorkatiny a druhý pre stredné polohy. Sad pre níziny a pahorkatiny tvoria vrúblovance 49 klonov (výberových stromov), z ktorých 27 bolo dodatočne identifikovaných ako jaseň štíhly a 22 ako jaseň úzkolistý. Rozdielna doba kvitnutia jaseňa štíhleho a úzkolistého umožnila tento sad evidovať ako 2 samostatné uznané jednotky. Semenný sad pre stredné a vyššie polohy (nad 400 m n. m.) pozostáva z vrúblovancov 50 výberových stromov.

V dobe nástupu chradnutia v r. 2009 – 2011 sme založili sériu 4 pokusov s potomstvami jaseňa štíhleho a úzkolistého a provenienciami j. štíhleho: Pavlovce nad Uhom vo Východoslovenskej nížine, Černík v Podunajskej nížine, Hertník pri Bardejove (450 m n. m.) na SV Slovensku a Čadca-Husárik (850 m n. m.) na SZ Slovensku. V každom sú na parcelách so znáhodneným usporiadaním v 3 opakovaniach (blokoch) vysadené potomstvá z voľného opelenia j. štíhleho a j. úzkolistého zo semenných sadov a 14 proveniencií j. štíhleho z rôznych lesných oblastí Slovenska. Veľkosť parcel (10 jedincov v spone 2 m × 1,5 m) a vnútorné usporiadanie pokusov po redukcii počtu jedincov zdravotným a zušľachtujúcim výberom dovoľí ich uznanie za jadrové semenné sady prípadne semenné porasty - zdroje semien kategórie EÚ/OECD kvalifikovaný.

Na posúdenie intenzity chradnutia a relatívnej odolnosti vrúbľovancov klonov v semenných sadoch sme použili mieru defoliácie v kombinácii s intenzitou usychania vetiev a prítomnosťou nektróz na vetvách. V pokusoch s vysadenými potomstvami a provenienciami sme vo veku 10 rokov použili klasifikačný systém klasifikáciu PLIURU et al. (2011), ktorý zohľadňuje intenzitu odumierania vetiev, výskyt nektróz kôry a súvisiace rastové deformácie jedincov. V pokusoch sme tiež zmerali výšku, posúdili fenotypovú kvalitu a v 2 termínoch hodnotili jarne rašenia všetkých jedincov. Pri vyhodnotení sme sa zamerali na druhové rozdiely v odolnosti, raste a kvalite potomstiev jaseňa štíhleho a j. úzkolistého. U jaseňa štíhleho sme posúdili rozdiely medzi súborom potomstiev semenných sadov a provenienciami, ktoré reprezentujú lesné porasty. V súbore proveniencií sme korelačnou analýzou hľadali možný vzťah medzi miestom pôvodu materského porastu (zem. šírka, zem. dĺžka, nadm. výška) a intenzitou infekcie *H. fraxineus*.

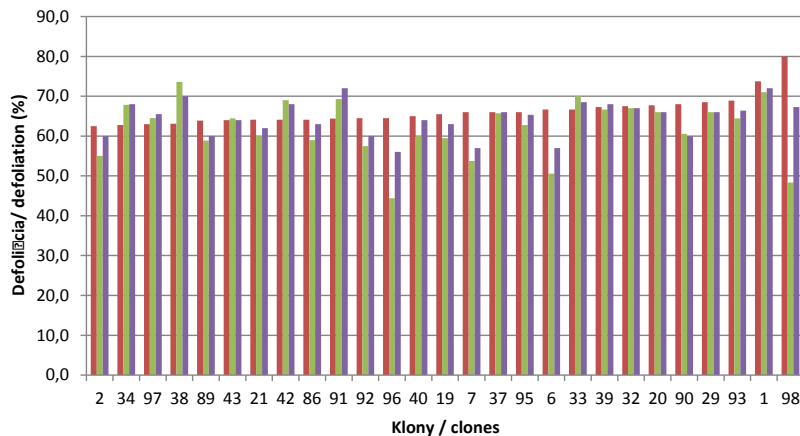
Na štatistické vyhodnotenie pokusov sa použila analýza variácie použitím programového balíka SAS – Procedúra GLM. Štatistická významnosť vzťahov fenotypových charakteristík sa hodnotila použitím Pearsonových korelačných koeficientov v procedúre CORR programového balíka SAS.

Výsledky a diskusia

Inventarizácia a hodnotenie zdravotného stavu semenných sadov

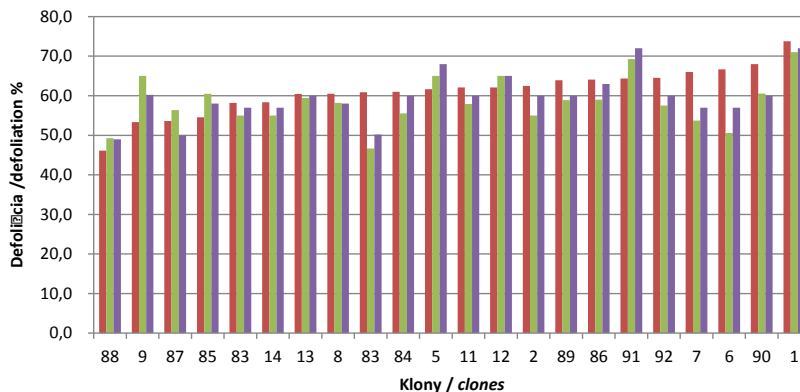
V sade jaseňa štíhleho Trstice sa priemerná defoliácia klonov /v troch rokoch po sebe sa hodnotili všetky vrúbľovance/ pohybovala v rozmedzí 44,4 % – 73,6 %. Maximálny rozdiel medzi jednotlivými klonmi predstavoval v rôznych rokoch 30 – 35 % (obr. 1).

V sade jaseňa úzkolistého Trstice sa defoliácia pohybovala v rozmedzí 47 – 71 % (obr. 2). Maximálny rozdiel defoliácie medzi jednotlivými klonmi predstavoval 25 %. V oboch sadoch bolo na zhruba 10 % jedincov prítomné poškodenie lykokazom, poškodenie územkov hubami sa nezistilo.



Obr. 1: Priemerná defoliácia klonov jaseňa štíhleho v semennom sade Trstice v r. 2016 – 2018 (červený stĺpec pre r. 2016, zelený pre r. 2017, modrý pre r. 2018)

Fig. 1: Mean defoliation of the clones of common ash in the seed orchard Trstice in 2016–2018 (red column for 2016, green one for 2017 and blue for 2018)

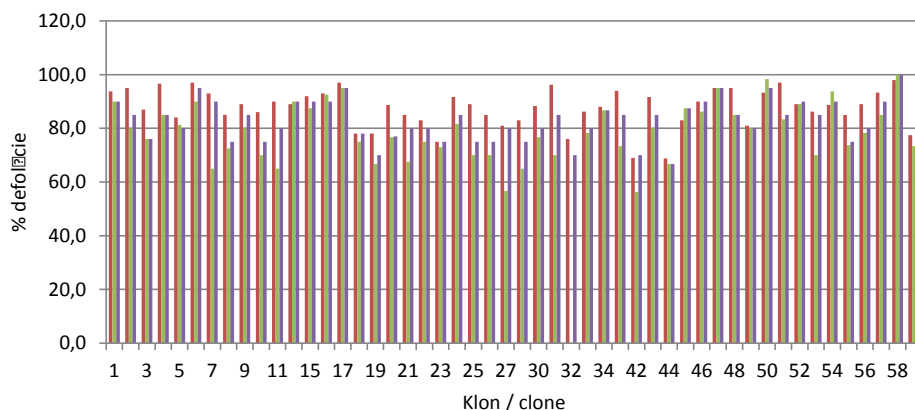


Obr. 2: Priemerná defoliácia klonov jaseňa úzkoľistého v semennom sade Trstice v r. 2016 – 2018 (červený stĺpec pre r. 2016, zelený pre r. 2017, modrý pre r. 2018)

Fig. 2: Mean defoliation of the clones of narrow-leaved ash in the seed orchard Trstice in 2016–2018 (red column for 2016, green for 2017 and blue for 2018)

V semennom sade jaseňa štíhleho Zbojská sa priemerná defoliácia klonov pohybovala v rozmedzí 56 až 100 %. Maximálny rozdiel medzi jednotlivými klonmi predstavoval 45 % (obr. 3). Infekciu územkov vrúbľovancov podpňovkou sme zistili u 28 z 50 klonov. Celkovo sa podpňovky vyskytli na 6 živých a na 34 odumretých stojacich jedincoch. Pomocou DNA analýzy sme identifikovali druhy *Armillaria cepistipes* a *Armillaria galica*.

Hodnotenie defoliácie a miery poškodenia klonov v semenných sadoch založených pred nástupom chradnutia ukázalo, že toleranciou k infekcii *H. fraxineus* sa v nich vyznačuje len 15 – 20 % klonov.



Obr. 3: Priemerná defoliácia klonov jaseňa štíhleho v semennom sade Zbojská v r. 2016 – 2018 (červený stĺpec pre r. 2016, zelený pre r. 2017, modrý pre r. 2018)

Fig. 3: Mean defoliation of the clones of common ash in the seed orchard Zbojská in 2016–2018 (red column for 2016, green for 2017 and blue for 2018)

Hodnotenie jaseňa štíhleho a úzkolistého v pokusoch s potomstvami a provenienciami v Černíku (Podunajská nížina) a Pavlovciach nad Uhom (Východoslovenská nížina)

Výsledky merania, hodnotenia fenotypových charakteristík a informáciu o prežívaní súborov potomstiev jaseňa štíhleho a j. úzkolistého zo semenných sadov a proveniencií j. štíhleho v pokusných výsadbách vo veku 10 rokov uvádzame v tabuľkách 1a, 1b.

Tabuľka 1a, 1b: Priemerné výšky, hodnoty fenotypových koeficientov a prežívanie potomstiev semenných sadov jaseňa štíhleho a úzkolistého a proveniencií jaseňa štíhleho v pokuse a) Černík, Podunajská nížina a b) Pavlovce nad Uhom na Východoslovenskej nížine vo veku 10 rokov

Table 1a, 1b: Average height, values of phenotypic coefficients and survival rates of the seed orchard progenies of common and narrow-leaved ash, and of the provenances of common ash in a) Černík, Danube lowland, and b) Pavlovce nad Uhom (Eastern-Slovakian /Tisza/ lowland), age of 10 y

a) Černík, Danube lowland	Jaseň štíhly potomsvá ¹	Jaseň úzkolistý – potomsvá ²	Jaseň štíhly – provenencie ³
Počet hodnotených jedincov ⁴ :	1 182	1 179	312
Priemerná výška ⁵	238,8	247,5	205,2
Intenzita infekcie <i>H. fraxineus</i> ⁶	2,54	2,40	2,59
Koeficient tvaru ⁷	2,41	2,44	2,41
Rašenie 1. termín ⁸	1,87	1,83	1,59
Rašenie 2. termín ⁹	3,42	3,54	3,31
Rašenie priemer ¹⁰	2,63	2,68	2,44
Prežívanie ¹¹	74,7	74,6	67,4

b) Pavlovce nad Uhom, East-Slovakian lowland	Jaseň štíhly – potomsvá ¹	Jaseň úzkolistý – potomstvá ²	Jaseň štíhly – proveniencie ³
Počet hodnotených jedincov ⁴ :	1 157	1 281	315
Priemerná výška ⁵	292,5	312,1	212,0
Intenzita infekcie	min.= 1		
<i>H. fraxineus</i> ⁶	max.= 5	2,04	1,97
Koeficient tvaru ⁷	min.= 1		
	max.= 5	2,41	2,44
Rašenie 1. termín ⁸	min.= 0		
	max.= 4	1,93	1,85
Rašenie 2. termín ⁹	min.= 0		
	max.= 4	3,17	3,45
Rašenie priemer ¹⁰	min.= 0		
	max.= 4	2,55	2,65
Prežívanie ¹¹	%	79,5	71,6
			59,7

¹ Common ash – progenies, ² Narrow-leaved ash – progenies, ³ Common ash – provenances, ⁴ Number of scored individuals, ⁵ Average height, ⁶ Intensity of infection by *H. fraxineus*, ⁷ Stem shape coefficient, ⁸ Flushing score – 1st scoring date, ⁹ Flushing score – 2nd scoring date, ¹⁰ Mean flushing score, ¹¹ Survival rate.

Analýzou variancie sme zistili významný vplyv druhu jaseňa len v pokuse Pavlovce nad Uhom, a to väčšiu priemernú výšku a rýchlejšie ukončenie rašenia (2. termín hodnotenia) jaseňa úzkolistého. U jaseňa štíhleho však potomstvá zo semenného sadu dosiahli štatisticky významne väčšiu výšku a vyznačovali sa rýchlejšim priebehom rašenia a vývoja listov než súbor proveniencií z rôznych častí Slovenska (v nížine väčšinou nepôvodných).

V prežívaní, ktoré je kvalitatívnym znakom, sme pomocou chí-kvadrát testu rozdiely medzi súbormi potomstiev semenného sadu jaseňa štíhleho a semenného sadu jaseňa úzkolistého nezistili. Súbor proveniencií jaseňa štíhleho však v porovnaní s potomstvami semenných sadov prežíva významne horšie.

V rámci hodnotených súborov potomstiev a proveniencií ANOVA je u všetkých fenotypových charakteristík štatisticky vysoko významný ($P > 99\%$) vplyv genetických faktorov, t. j. príslušnosti ku konkrétnemu potomstvu jaseňa štíhleho a úzkolistého, a tiež príslušnosti k proveniencii jaseňa štíhleho.

Korelácie medzi hodnotenými znakmi v súbore potomstiev zo semenných sadov v pokuse Černík indikujú vyššiu mieru infekcie u jedincov jaseňa, ktoré začínajú rašiť skôr a naopak nižšiu mieru infekcie u jedincov, ktoré dosiahnu skôr štádium rozvinutých listov. Toto zistenie do istej miery korešponduje so prácou NIELSEN *et al.* (2017) o vzťahu jarných fenofáz a intenzity infekcie. Zmieňujú však intenzívnejšiu infekciu u neskôr rašiacich jedincov s tým, že u nich sa obdobie vyzrievania listov a letorastov prekrýva so sporuláciou *H. fraxineus*.

Vzťah medzi provenienciou (miestom pôvodu) a fenotypovými znakmi jaseňa štíhleho

Vzťahy medzi priemernými hodnotami fenotypových charakteristík a zemepisnými súradnicami miest pôvodu sme analyzovali v súbore 14 proveniencií (plus potomstvá semenných sadov ako samostatné proveniencie). V tomto relatívne malom súbore hladinu významnosti 95 % dosiahla len negatívna korelácia medzi dobou rašenia a zemepisnou dĺžkou miesta pôvodu ($r = -0,65$), ktorá indikuje neskoršie rašenie jaseňov z východnejšie položených oblastí (tab. 2).

Pomerne vysoké hodnoty dosiahli korelačné koeficienty medzi zemepisnou dĺžkou miesta pôvodu a priemernou výškou proveniencií ($r = -0,46$), a tiež zemepisnou šírkou miesta pôvodu a intenzitou infekcie ($r = 0,40$) a koeficientom tvaru ($r = -0,44$). Naznaču-

jú, že proveniencie z východnejšie položených oblastí miest rastú pomalšie a proveniencie zo severnejšie položených oblastí sa vyznačujú vyššou intenzitou infekcie aj deformáciami kmeňov a korún (tab. 2).

Tabuľka 2: Koeficienty korelácie medzi priemernými hodnotami fenotypových charakteristík a zemepisnými súradnicami pôvodu 14 proveniencií jaseňa štíhleho na pokusnej ploche Černík v Podunajskej nížine vo veku 10 r. (* – $P > 95\%$)

Table 2: Pairwise correlation coefficients between the mean heights, intensity of infection, bud flushing and stem quality coefficients, and geographical coordinates of 14 proveniences of common ash in the field experiment Černík, Danube lowland at the age of 10 y. (* – $P > 95\%$)

Súradnice ⁷	Priemerná výška ¹	Intenzita infekcie ²	Rašenie			Tvar ⁶
			1. termín ³	2. termín ⁴	priemer ⁵	
–zemepisná šírka ⁸	–0,31	0,40	–0,04	–0,12	–0,06	–0,44
–zemepisná dĺžka ⁹	–0,46	0,23	–0,65*	–0,27	–0,54*	–0,01
–nadmorská výška ¹⁰	–0,27	0,14	–0,09	0,01	–0,03	–0,34

¹Average height, ²Intensity of infection by *H. fraxineus*, ³Flushing score 1st scoring date, ⁴Flushing score 2nd scoring date, ⁵Mean flushing score, ⁶Stem shape, ⁷Geographical coordinates, ⁸Latitude N, ⁹Longitude E, ¹⁰Altitude.

Záver

Pri porovnaní typu zdroja lesného reprodukčného materiálu sa potvrdil lepší rast, prežívanie a nižšia miera infekcie potomstiev zo semenných sadov v porovnaní s provenienciami, ktoré sú potomstvom lesných porastov. Semenné sady sú tvorené vrúbľovancami výberových stromov, identifikovaných pomocou individuálneho výberu. Proveniencie sú potomstvom uznaných porastov (zdroje LRM kategórie selektovaný) prípadne porastov (kategória LRM identifikovaný) identifikovaných len hromadným výberom založeným na fenotypovej klasifikácii.

Analýza, intenzity infekcie, doby rašenia a priemernej výšky jednoznačne potvrdila význam genetických faktorov (STENER 2013). Uvedené charakteristické znaky boli v nami hodnotených pokusoch vždy ovplyvnené u jaseňa štíhleho aj j. úzkolistého príslušnosťou k potomstvu, a príslušnosťou k proveniencii jaseňa štíhleho.

Analýza vzájomných vzťahov (párových korelácií) priemernej výšky, intenzity infekcie a doby rašenia ukázala, že jasene s nižšou mierou napadnutia *H. fraxineus* dosahujú vyššiu priemernú výšku a vyznačujú sa lepšou fenotypovou kvalitou.

Naše výsledky potvrdzujú, významnú úlohu genetických faktorov v tolerancii jaseňov voči infekcii *H. fraxineus*. V našom prípade sú to rola materského jedinca, typ zdroja a proveniencie reprodukčného materiálu. Vzhľadom k silnej genetickej kontrole tolerancie k infekcii je najefektívnejším spôsobom zmiernenia chradnutia jaseňov identifikácia a podpora reprodukcie tolerantných jedincov hostiteľskej dreviny (STENER 2013). Z nich môžu byť odobrané vrúbky na založenie klonových semenných sadov. Po uznaní za rodičovské stromy tiež semená na dopestovanie sadeníc a založenie generatívnych semenných sadov či semenných porastov.

Z dôvodu nedostatočného počtu perspektívnych jedincov v existujúcich semenných sadoch jaseňov sme prišli k vyhľadaniu ďalších pre založenie nových klonových semenných sadov. Ich identifikácia vychádzala z klasifikácie ROZSYPÁLKA (KUCERA et al. 2017), podľa ktorej sú tolerantné jedince schopné prežiť infekciu a úspešne sa reprodukovať:

1. Bez príznakov infekcie: bez poranení a suchých vetiev v korune okrem prirodzeného odumierania zatienených vetiev. Nie sú na nich vidieť ani nové, ani staršie nekrózy.
2. S miernou infekciou: stratou do 10 % koncových vetiev v dolnej časti koruny, bez nových ani starších podkórnych nekróz.

S podporou Ministerstva pôdohospodárstva a rozvoja vidieka a LESY SR, š. p., bolo vyhladaných a uznaných 91 výberových stromov jaseňa štíhleho a 22 jaseňa úzkolistého. Z nich pracovníci odštepného závodu Semenoles LESY SR odobrali vrúbky a pestujú vrúbľovance na založenie semenných sadov, potomstvá ktorých sa budú vyznačovať vyššou toleranciou k infekcii *H. fraxineus*.

Podakovanie

Táto publikácia vznikla vďaka podpore v rámci Operačného programu Integrovaná infraštruktúra pre projekt: Centrum excelentnosti lesnícko-drevárskeho komplexu Ligno-Silva; (kód ITMS: 313011S735), spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

Literatúra

- ENDERLE, R., STENLID, J., VASAITIS, R., 2019: An overview of ash (*Fraxinus* spp.) and the ash dieback disease in Europe. CAB Reviews, 14(25): 1–12.
- KJAER, E. D., MCKINNEY, L. V., NIELSEN, L. R., HANSEN, L. N., HANSEN, J. K., 2012: Adaptive potential of ash (*Fraxinus excelsior*) populations against the novel emerging pathogen *Hymenoscyphus pseudoalbidus*. Evol. Appl., 5: 219–228.
- KUČERA, A., VAVRÍČEK, D., SMRČEK, S., ROZSYPÁLEK, J., DUNDEK, P., PACHÁČEK, J., PETRUŽÁLKOVÁ, L., 2017: Možnosti tlumení a revitalizace chřadnoucích porostů s jasanem ztepilým ohrožených chorobou *Chalara fraxinea* s využitím organických přípravků s fungicidními vlastnostmi a minerálních hnojiv na bázi dusíku a síry. Certifikovaná metodika, léčebný a památkový postup. Mendelova univerzita v Brně, 116 s. Dostupné na: <https://starfos.tacr.cz/cs/result/RIV%2F62156489%3A43410%2F17%3A43911615>
- LONGAUEROVÁ, V., KUNCA, A., LONGGAUER, R., MALOVÁ, M., 2017: The ash and ash dieback in Slovakia. In: R. Vasaitis & R. Enderle (eds.): Dieback of European Ash (*Fraxinus* spp.): Consequences and Guidelines for Sustainable Management, Uppsala, SLU Service/Repro, s. 209–219.
- LOBO, A., MCKINNEY, L. V., HANSEN, J. K., KJAER, E. D., NIELSEN, L. R., 2015: Genetic variation in dieback resistance in *Fraxinus excelsior* confirmed by progeny inoculation assay. Foret Pathology, 45(5): 379–387.
- MCKINNEY, L. V., NIELSEN, L. R., COLLIDGE, D. B., THOMSES, I. M., HANSEN, J. K., KJAER, E. D., 2014: The ash dieback crisis: genetic variation in resistance can prove a long-term solution. Plant Pathology, 63: 485–499.
- NIELSEN, L. R., MCKINNEY, L. V., KJAER, E. D., 2017: Host phenological stage potentially affects dieback severity after *Hymenoscyphus fraxineus* infection in *Fraxinus excelsior* seedlings. Baltic Forestry, 23(1): 229–232.
- PLIURA, A., LYGIS, V., SUCHOCKAS, V., BARTKEVIČIUS, E., 2011: Performance of twenty four European *Fraxinus excelsior* populations in three Lithuanian progeny trials with a special emphasis on resistance to *Chalara fraxinea*. Baltic Forestry, 17(1): 17–34.
- STENER, L. G., 2013: Clonal differences in susceptibility to the dieback of *Fraxinus excelsior* in southern Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research, 28(3): 205–216.