

**PRIRODZENÁ OBNOVA BUKOVÝCH EKOSYSTÉMOV V IMISNE  
OVPLYVNENÝCH OBLASTIACH**

**NATURAL REGENERATION OF BEECH ECOSYSTEMS IN AIR POLLUTION  
AFFECTED AREAS**

Milan BARNA

Ústav ekológie lesa, Slovenská akadémia vied, L. Štúra 2, 96053 Zvolen  
e-mail: barna@ife.sk

**Abstract:** *The work examines forest regeneration on air pollution-affected beech ecosystems. It focuses on the survival of beech seedlings from natural regeneration, their growth, and selected leaf parameters in relation to air pollution. The best results of all analyzed characteristics were found in the control area in Kremnické vrchy, 18 km far away from the air pollution source. There were mostly no significant differences between the H and S sites, which were under the long-term influence of immissions from the aluminum plant (2 and 8 km). For the H stand, which was closest to the air pollution source, the worst results were found only in the analysis of the Photochemical Reflectance Index (PRI) as a stress-physiological parameter of the leaves. The finding of successful survival of beech seedlings (approximately 50 % after three years) near the aluminum plant is an important sign of revitalization of the forest stand after many years of air pollution.*

**Key words:** *aluminium smelter, Fagus sylvatica, pollutants load, West Carpathians*

## Úvod

Buk lesný (*Fagus sylvatica* L.) je jednou z hospodársky najvýznamnejších drevín na Slovensku. S výnimkou nížin rastie na celom území v nadmorských výškach od 330 m do 1260 m (Pagan, Randuška, 1987). Má najväčšie zastúpenie zo všetkých drevín v lesoch Slovenska, viac ako 34 % (Zelená správa, 2019). Tvorí kostru ekologicky stabilných karpatských lesov. Problémy v zdravotnom stave bučín sú zriedkavé a tieto porasty sa považujú za odolné. Avšak pod vplyvom klimatickej zmeny a antropickej činnosti môže dôjsť k narušeniu ich stability a aktivácii biotických i abiotických škodlivých činiteľov. Tiež kyslé zrážky a nadmerná depozícia dusíka, ako ďalšie stresory, súčinne aj s rizikovými prvkami majú negatívni vplyv na lesné ekosystémy (Zvereva, Kozlov, 2012). Príkladom môže byť polostrov Kola. Extrémne znečistenie kovmi tu spôsobilo preukázateľné zmeny v lesných ekosystémoch, zahnujúcich napríklad pokles produktivity lesa, zníženie vitality a biodiverzity a zmeny v štruktúre porastu (Chrenenkova, Kuperman, 1999; Koptsik et al., 2004). V oblasti strednej Európy bolo významné poškodenie lesných ekosystémov rizikovými prvkami dokumentovane napr. v okolí hlinikárne v Žiari nad Hronom (Maňkovska, Steinnes, 1995; Jamnická et al., 2007). Žiarsky región v okolí hlinikárne je

jeden z najkontaminovanejších regiónov na Slovensku. Hlavnou príčinou vzniku ekologických a environmentálnych problémov bolo spustenie priemyselnej prevádzky na výrobu hliníka (1953) v prírodne nevhodnom prostredí (Izakovičová et al., 1997; 1998). Kontaminácia pôdy okolia hlinikárne Žiaru nad Hronom prevyšuje niekoľko násobne hygienický limit pre vodorozpustný fluór v pôde (García-Gil et al., 2013). Čiastočne to potvrdzujú aj výsledky monitoringu zdravotného stavu lesov (Pavlenda et al., 2011).

Riešenie problematiky revitalizačných procesov lesných ekosystémov v imisných a antropicky ovplyvnených oblastiach je aktuálny nielen v strednej Európe, ale takmer na celom svete. V osemdesiatych rokoch minulého storočia keď bolo v Európe výrazné zhoršenie stavu lesov, redukcia emisií z priemyslu a dopravy mala priaznivý vplyv na zlepšenie kvality vzduchu, a tým i na stav lesov v Európe (Fischer, Lorenz, 2011). Po odstránení alebo redukcii rušivých antropických a antropogénnych vplyvov, vývoj lesných ekosystémov má tendenciu smerovať k optimálnej ekologickej stabilite (Krupová, Pavlenda, 2013; Kukla et al., 2017) a optimálnemu zdravotnému stavu, ktoré vznikajú po dosiahnutí ekologickej rovnováhy (Kuklová et al., 2014).

Negatívny vplyv prostredia na rastové podmienky a tým na poškodenie porastu závisí od celej škály ekologických vzťahov, ktorými sa riadia lesné ekosystémy. Z týchto dôvodov je veľmi dôležité objasniť revitalizačné procesy bukových ekosystémov v antropicky narušenom prostredí, čo je hlavným cieľom predkladanej práce, ktorý je špecifikovaný v čiastkových cieľoch: i) vyhodnotiť prežívanie a hustotu semenáčikov buka z prirodzenej obnovy, ii) posúdiť ich vitalitu (dynamiku prírastkov) a iii) vyhodnotiť vybrané morfológické a fyziologické parametre listov vo vzťahu k imisnému zaťaženiu.

## **Metodika**

### ***Skúmané územie***

Monitoring prirodzenej obnovy bukových porastov sme uskutočňovali od roku 2014, po úrode bukvic z predchádzajúceho roka, v troch lesných porastoch: Hodrušskej homatine (H), Štiavnických (S) a Kremnických (K) vrchoch. Výskumné lokality boli situované v rôznej vzdialenosti od emisného zdroja z hlinikárne v Žiari nad Hronom: 2 km (H), 8 km (S) a 18 km (K, kontrolný porast, ktorý je v dostatočnej vzdialenosti od emisných zdrojov Cicák, Mihál, 2005; Cicák et al., 1999). Priemerná defoliácia v okolitých bukových porastoch od roku 2014 bola pod 20 %. Rozdiely neboli významné. Podrobnejšie údaje o lokalitách sú uvedené v tab. 1 a v prácach Horemans et al. (2016), Barna (2016) a Mihál et al. (2019).

### ***Analýzy materiálu***

Hodnotu pH podkorunových zrážok sme určovali vždy po zrážke (priemerne 2 krát mesačne) pomocou pH-metra Exttech PH100 ExStik. Zrážky sme zachytávali do 5 (3) zrážkomerov na každej lokalite. Na určenie koncentrácií fluóru (tab. 1) boli odobraté, koncom vegetačného obdobia 2019, pôdne vzorky z 5 – 10 cm hĺbky. Analyzovali sa po

dve vzorky z každej lokality, ktoré boli tvorené sumárnym odberom z troch miest vzdialených 1-2 m.

Tab. 1: Charakteristika výskumných lokalít

Charakteristika	Hodrušská hornatina (H)	Štiavnické vrchy (S)	Kremnické vrchy (K)
Koordináty	48° 35' 15'' N 18° 51' 05'' E	48° 33' 98'' N 18° 56' 93'' E	48° 38' 10'' N 19° 04' 08'' E
Expozícia	SZ	Z	ZJZ
Nadmorská výška (m)	450	610	500
Charakteristika	Hodrušská hornatina (H)	Štiavnické vrchy (S)	Kremnické vrchy (K)
Pôdny typ <sup>1</sup>	kambizem pseudoglejová	kambizem modálna kyslá	kambizem modálna saturovaná
Priemerná ročná teplota (°C)	9,2	6,2	8,9
Priemerné ročné zrážky (mm)	636	850	660
pH (H <sub>2</sub> O) <sup>2</sup>	5,9±0,2	6,0±0,1	5,9±0,1
Vek porastu	100	100	115
Drevinová skladba (%)	buk 98, dub 2	buk 98, dub 1, hrab 1	buk 95, jedľa 2, hrab 2, dub 1
Zakmenenie porastu	0,8	1,0	1,0
Zapoj korún (%)	95	97	97
Imisný zdroj (km)	2	8	18
Obsah fluóru v pôde (mg.kg <sup>-1</sup> )	10,65	0,44	0,05

<sup>1</sup>Gašová et al., 2017, <sup>2</sup>podkorunové zrážky (2017-2019)

### Výskum obnovy buka

V roku 2013 vo všetkých troch porastoch bolo založených po 5 plôch. Celkovo 15 plôch o rozmere 3 × 3 m. Plochy boli v každom poraste zakladané náhodne vo vzájomnej vzdialenosti cca 20 m. Na každej ploche sa zisťoval aktuálny počet jedincov buka z prirodzeného zmladenia, ich výška a ročné prírastky. Výskum bol započatý až po vyrašení semenáčikov, a to od mája 2014. Analýza prežívania semenáčikov prebiehala v mesačných intervaloch počas vegetačného obdobia (máj – október). Pozorovania boli vždy začiatkom mesiaca a údaje sa vzťahujú k 1. (2.) dňu v mesiaci. Po mesiaci sa vždy vyhodnotil stav prežívania.

Analýza asimilačného aparátu vychádzala vždy z meraní 30-25 jedincov z každej lokality. Stres v semenáčikoch sme zisťovali pomocou Indexu fotochemickej reflexie (PRI - Photochemical Reflectance Index), ktorý sa používa na detekciu stresu vysokou teplotou (Cao et al., 2019) alebo dehydratáciou (Kovar et al., 2019). Merania boli robené ručným meracím prístrojom PlantPen model PRI 200 priamo v poraste. Veľkosť listovej plochy sme určovali odobratím fyziologický zrelých listov v priebehu júla (2016 a 2019).

Odoberali sa druhé listy na terminálnom výhonku (Barna, 2004). Meranie boli robené pomocou fotoplanimetra Li-Cor LI-3000 A (USA).

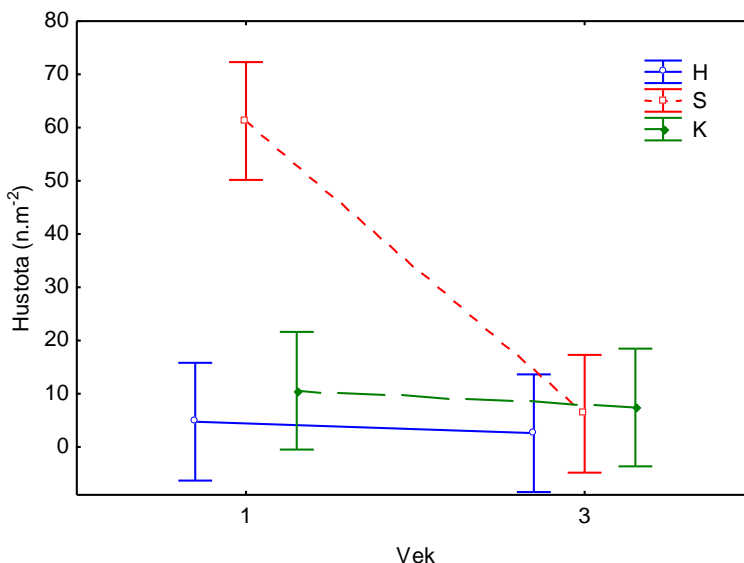
### Štatistická analýza dát

Získané údaje sme analyzovali pomocou štatistického programu STATISTICA software ver. 9.0 (StatSoft Inc., Tulsa OK, USA). Použili sme deskriptívnu štatistiku, Kaplan-Meierov odhad funkcie prežitia pre dva a viac výberov, testovanie rozptylu od priemerných hodnôt (ANOVA).

### Výsledky

Najhustejšia obnova bola na lokalite S, kde začiatkom leta bolo vyklíčených viac ako 60 jedincov na  $m^{-2}$ . Z obr. 1 vidíme, že po troch rokoch rozdiely medzi hustotou semenáčikov na skúmaných lokalitách už nie sú významne, aj keď priemerné hodnoty sa zvyšujú od imisného zdroja (H 2,6; S 6,2 a K 7,4 jedinca/ $m^2$ ).

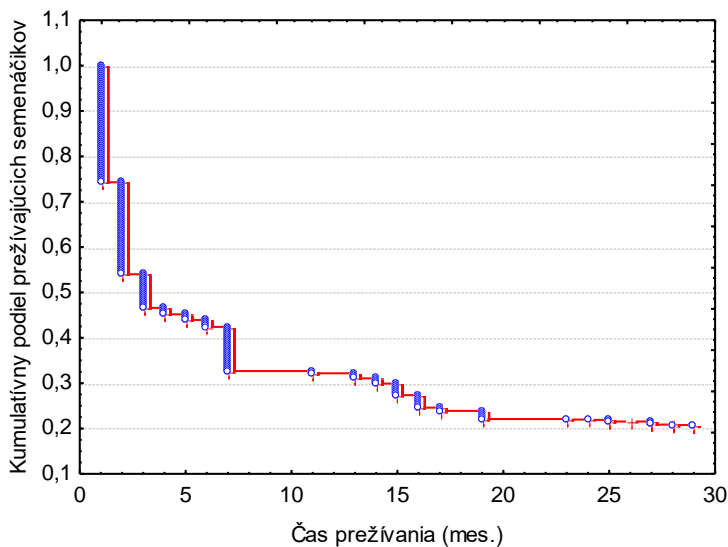
Obr. 1: Priemerný počet vyklíčených semenáčikov (v máji prvého vegetačného obdobia) označených ako 1, a 3 ročných semenáčikov (august tretieho vegetačného obdobia) označených – 3 (H - Hodrušská vrchovina, S - Štiavnické vrchy K - Kremnické vrchy). Úsečky znázorňujú 95 % interval spoľahlivosti.



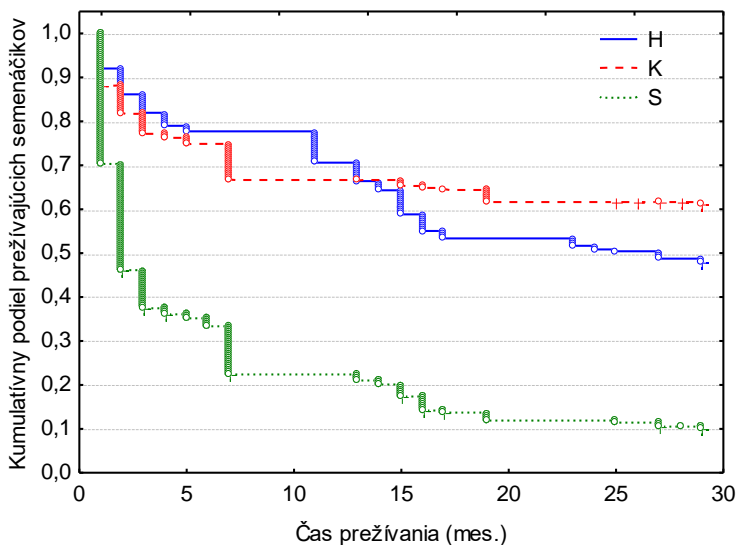
Z prežívania semenáčikov znázornených funkciou prežitia kumulatívnymi podielmi (obr. 2) vidieť prudký pokles hneď na začiatku. Od druhého vegetačného obdobia nastáva zvolnenie a pokles je pomalší. Tento fakt vysvetľujeme skutočnosťou, že riziko úmrtia semenáčikov býva najvyššie hneď po vyklíčení. Najnižšia úroveň, na ktorú sa

hodnoty funkcie dostali, je viac ako 0,2. To znamená, že na konci tretieho vegetačného obdobia prežilo viac ako 20 % zo všetkých vyklíčených semenáčikov.

Obr. 2: Kaplan-Meierov graf kumulatívnych podielov všetkých prežívajúcich semenáčikov od júna prvého vegetačného obdobia do októbra tretieho vegetačného obdobia (29 mesiacov).

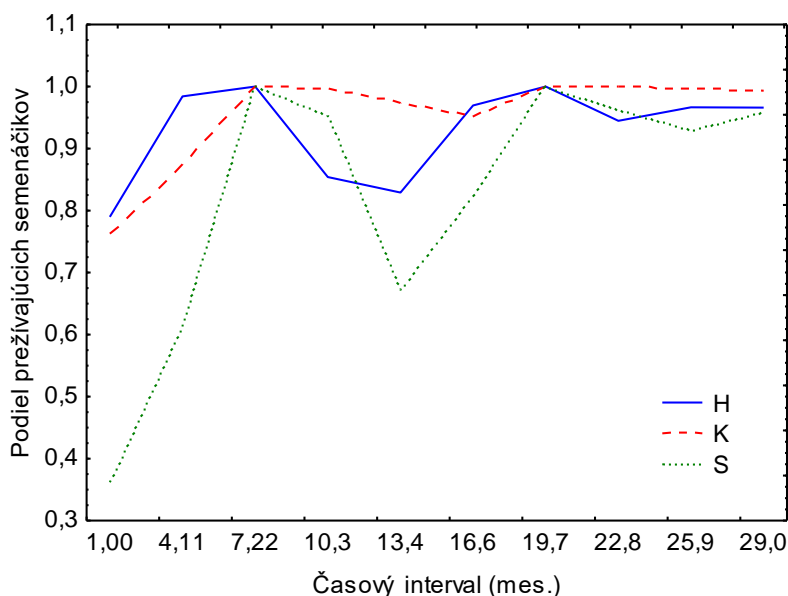


Obr. 3: Kaplan-Meierov graf kumulatívnych podielov prežívajúcich semenáčikov na jednotlivých výskumných lokalitách (H - Hodrušská vrchovina, S - Štiavnické vrchy, K - Kremnické vrchy) od júna prvého vegetačného obdobia do októbra tretieho vegetačného obdobia (29 mesiacov).



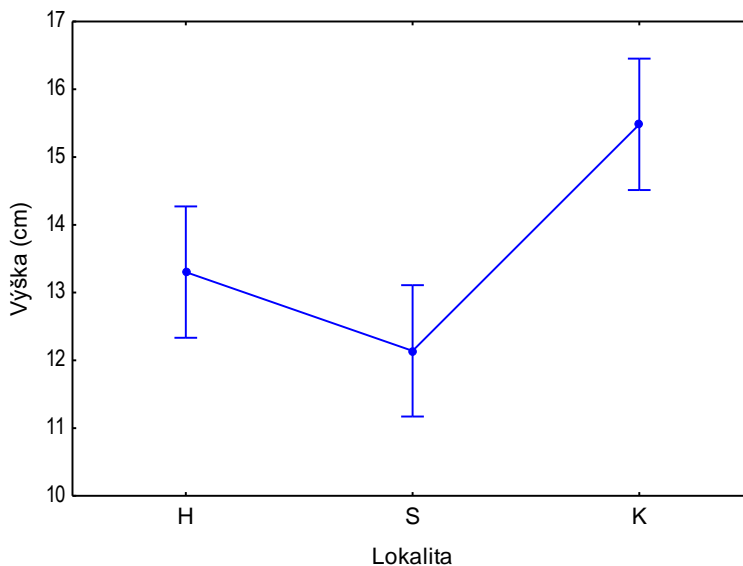
Z výsledkov porovnania prežívania pre všetky lokality podľa Kaplan-Meierovho grafu (obr. 3, 4) značné rozdiely medzi všetkými lokalitami boli potvrdené aj Kaplan-Meierovou analýzou:  $\chi^2 = 557,104$ ; s.v. = 3;  $P < 0,0001$ . Podiel prežívania najviac klesá v prvých štyroch mesiacoch. Do začiatku septembra prvého vegetačného obdobia prežilo 76, 36 a 79 % (H, S, K) zo všetkých vyklíčených semenáčikov. Najnižší pokles prežívania na všetkých lokalitách sme zaznamenali počas tretieho vegetačného obdobia (čiže po druhej zime od vyrašenia), kedy prežívanie nekleslo pod 90% (H 92,9 %, S 99,6 %, K 99,3 %, obr. 3).

Obr. 4: Porovnanie podielu prežívania semenáčikov na skúmaných lokalitách (H - Hodrušská vrchovina, S - Štiavnické vrchy, K - Kremnické vrchy) od júna prvého vegetačného obdobia do októbra tretieho vegetačného obdobia (29 mesiacov).

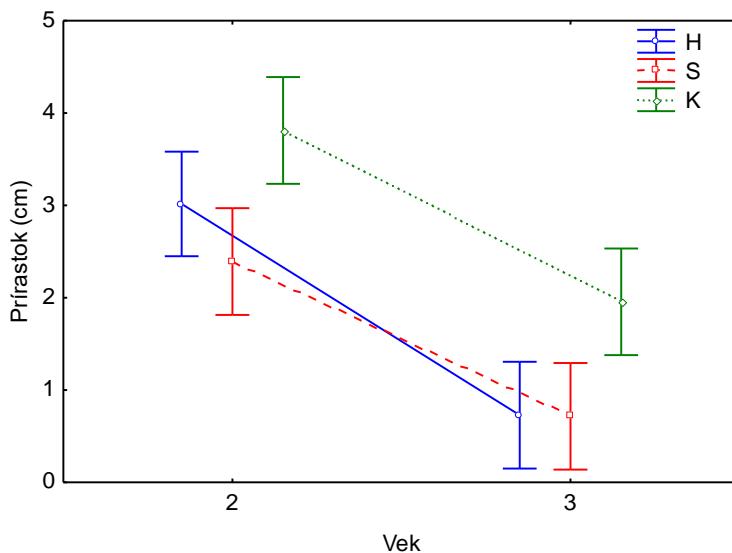


Z analýzy priemerných výšok (obr. 5) vidíme, že na lokalitách blízko imisného zdroja (H, S) vyklíčené semenáčiky mali významne nižší vzrast ako na kontrole (K). Z obr. 6 vidíme, že v druhom aj v treťom roku najvyššie prírastky boli tiež na lokalite K v Kremnických vrchoch. Ako vo výške tak aj v prírastkoch neboli zaznamenané významné rozdiely medzi lokalitami H a S.

Obr. 5: Priemerná výška jednoročných semenáčikov (H - Hodrušská vrchovina, S - Štiavnické vrchy, K - Kremnické vrchy). Úsečky znázorňujú 95 % interval spoľahlivosti.



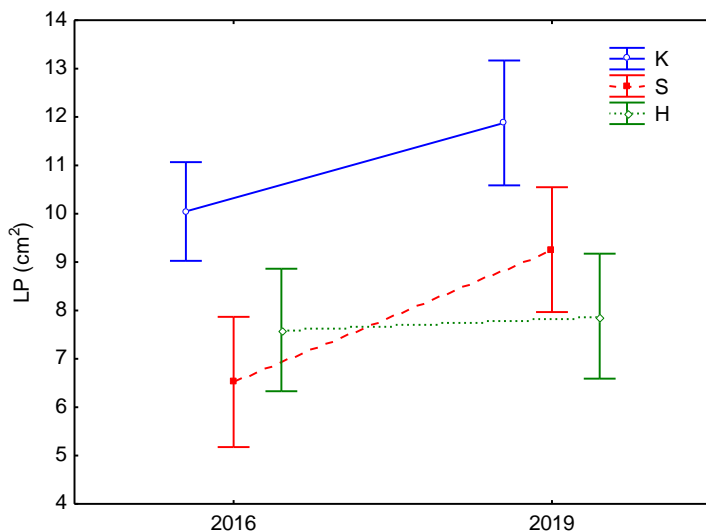
Obr. 6: Priemerné výškové prírastky semenáčikov v druhom a treťom roku ich života (H - Hodrušská vrchovina, S - Štiavnické vrchy, K - Kremnické vrchy). Úsečky znázorňujú 95 % interval spoľahlivosti.



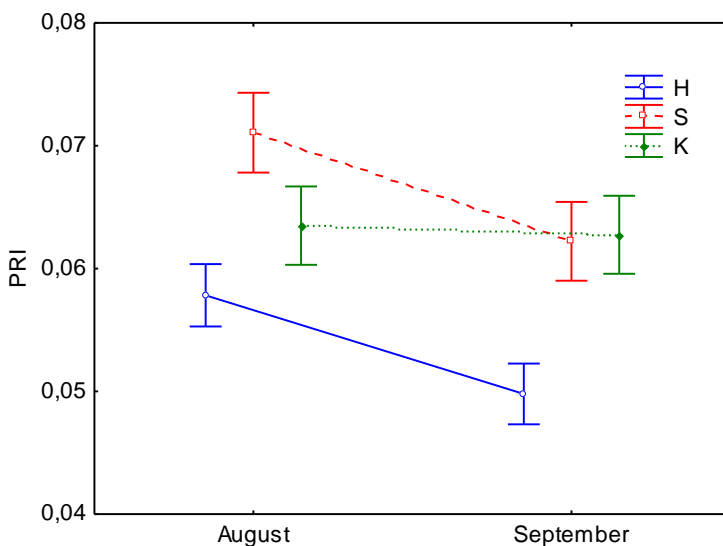
Priemerná listová plocha bukových semenáčikov bola v oboch analyzovaných rokoch významne nižšia v porastoch bližšie k hliníkárni (H a S). Medzi týmito lokalitami nebol

významný rozdiel (obr. 7). Pri analýze PRI ako stresovo-fyziologického parametra listov sme už zistili významné rozdiely aj medzi semenáčikmi rastúcimi na lokalitách H a S v oboch analyzovaných rokoch (obr. 8).

Obr. 7: Priemerná listová plocha (LP, cm<sup>2</sup>) trojročných (2016) a šesťročných (2019) semenáčikov na skúmaných lokalitách (H - Hodrušská vrchovina, S - Štiavnické vrchy, K - Kremnické vrchy). Úsečky znázorňujú 95 % interval spoľahlivosti.



Obr. 8: Priemerné hodnoty Indexu fotochemickej reflexie (PRI) v auguste a septembri 2014 (H - Hodrušská vrchovina, S - Štiavnické vrchy, K - Kremnické vrchy). Úsečky znázorňujú 95 % interval spoľahlivosti.





## Diskusia

Najväčšie usychanie semenáčikov bolo na začiatku prvého vegetačného obdobia (obr. 1), zvlášť na ploche S. Toto obdobie od vyklíčenia semenáčikov po preniknutie ich korenkov do minerálnej pôdy je z pohľadu prežitia najkritickejšim (Korpeľ, 1978; Saniga, 1983; Löf, Welander, 2000). Avšak na ostatných lokalitách, kde vyklíčilo celkovo menej semenáčikov, usychanie v prvých mesiacoch nebolo tak intenzívne (obr. 2). Ak bukvice prezimovávajú v nevhodnom prostredí, 80–90 % pôvodne životaschopných bukvic môže stratiť klíčivosť (Korpeľ, 1978; Ammer et al., 2002; Löf, 2000). Na lokalite H, najbližšej k hlinikárni v Žiari nad Hronom, vyklíčilo menej semenáčikov ako na lokalite S, ale tie čo vyklíčili, mali vyššiu hodnotu prežívania (obr. 3). Avšak podľa Cox-Mantelovho testu porovnanie prežívania v porastoch medzi lokalitami H a K bolo tiež významné ( $I = 65,83109$ ,  $U = -21,3215$ , Test. statist. =  $-2,62786$ ,  $P = 0,0086$ ). Keď pre Žiarsky porast (H) bolo cenzorovaných 47,9 % prípadov prežitia a pre kontrolný porast v Kremnických vrchoch 61,4 %.

Avšak rast je viac komplexnejší proces ako prežívanie, a citlivejšie reaguje na rastové podmienky. Dlhoročný vplyv imisii sa negatívne prejavil na výškovom raste semenáčikov (obr. 5). Vyklíčené semenáčky na začiatku svojho rastu využívajú energiu zo semena, z klíčnych listov (kotyledonov). Podstatný vplyv na kvalitu bukvic majú materské stromy počas fruktifikácie predchádzajúceho roka (Drobyshev et al., 2014). Aj výškové prírastky v druhom a treťom roku boli významné vyššie ( $P < 0,05$ ) na kontrolnej ploche (K) v porovnaní s porastami bližšie k imisnému zdroju. Na týchto lokalitách (H a S) nebol zistený rozdiel v intenzite prírastavosti (obr. 6) a ani vo veľkosti listovej plochy (obr. 7). Avšak z analýzy PRI ako stresovo-fyziologického parametra listov (Thenot et al. 2002) sme prvýkrát zistili významné rozdiely medzi semenáčikmi rastúcimi na lokalitách H a S vo vzťahu k emisnému zaťaženiu. Vidíme, že semenáčky rastúce bližšie k imisnému zdroju boli menej odolne voči stresu zo sucha (obr. 8).

## Záver

Na imisne postihnutej lokalite sme potvrdili prežívanie semenáčikov. Po prvých troch vegetačných obdobiach od vyklíčenia tu prežilo približne 50 % vyklíčených jedincov. Nižší vzrast jednoročných semenáčikov bližšie k imisnému zdroju môže poukazovať na pretrvávajúci negatívny vplyv hlinikárne. Tiež to potvrdzujú výsledky hodnôt PRI (Photochemical Reflectance Index), ktoré poukazujú na vyššiu hodnotu vodného stresu a nižšej fotosyntetickej výkonnosti.

Zistenie úspešného prežívania bukových semenáčikov v blízkosti hlinikárne je významným znakom počiatku revitalizácie lesného ekosystému po redukcii imisného zaťaženia. Je to po prvýkrát od deväťdesiatych rokov minulého storočia, keď sme na skúmanej imisne zaťaženej lokalite v Hodrušskej hornatine zistili prežívanie semenáčikov.

## PodĎakovanie

Za finančnú podporu Vedeckej Grantovej Agentúre MŠ SR a SAV (VEGA) projektu č. 2/0101/18 a 2/0045/22, ako aj projektu SAV-18-18 (MAD SAV – AV ČR).

## Literatúra

AMMER, C., MOSANDL, R., EL KATEB, H., 2002: Direct seeding of beech (*Fagus sylvatica* L.) in Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) stands – effects of canopy density and fine root biomass on seed germination. *For. Ecol. Mgmt.*, 159, p. 59 – 72.

BARNA, M., 2004: Adaptation of European beech (*Fagus sylvatica* L.) to different ecological conditions: leaf size variation. *Polish Journal of Ecology*, 52, p. 35 – 45.

BARNA, M., 2016: Dlhodobý výskum a Ekologický experimentálny stacionár – Kremnické vrchy. Long-term research and Ecological experimental station – Kremnické vrchy Mts. *Životné prostredie*, 50, p. 32 – 39.

CICÁK, A., MIHÁL, I., 2005: Development of beech necrotic disease in the growing phase of maturing stand under air pollution stress. *Journal of Forest Science*, 51, p. 101 – 107.

CICÁK, A., MIHÁL, I., KULFAN, J., ŠUŠLÍK, V., ZACH, P., KRIŠTÍN, A., 1999: Health state of forest tree species and selected groups of fungi and animals in surroundings of a magnesium factory (central Slovakia). *Ekologia (Bratislava)*, 18, p. 211 – 222.

CAO, Z., YAO, X., LIU, H. et al., 2019: Comparison of the abilities of vegetation indices and photosynthetic parameters to detect heat stress in wheat. *Agric. For. Meteorol.*, 265, p. 121 – 136.

DROBYSHEV, I., NIKLASSONA, M., MAZEROLLED, M. J., BERGERON, Y., 2014: Reconstruction of a 253- year long mast record of European beech reveals its association with large scale temperature variability and no long-term trend in mast frequencies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 192 – 193, p. 9 – 17.

FISCHER, R., LORENZ, M. (eds.): Forest Condition in Europe, 2011 Technical report of ICP Forests nad FutMon. Work Report of the Insitute for World Forestry 2011/1. Hamburg, ICP Forests, 212 s. + 319 s. príloh.

GARCÍA-GIL, J. C., KOBZA, J., SOLER-ROVINA, R., JAVOREKOVÁ, S., 2013: Soil microbial and enzyme activities response to pollution near aluminium smelter. *Clean – Soil Air Water*, 41, p. 485 – 492.

GAŠOVÁ, K., KUKLOVÁ, M., KUKLA, J., 2017: Contents of nutrients and arsenic in litterfall and surface humus in mature nudal beech stands subjected to different emission-immission loads. *Folia Oecologica*, 44, p. 11 – 19.

- HOREMANS, J. A., BOSELA, M., DOBOR, L., BARNA, M., BAHYL, J., DECKMYN, G., FABRIKA, M., SEDMAK, R., CEULEMANS, R., 2016: Variance decomposition of prediction of stem biomass increment for European beech: Contribution of selected sources of uncertainty. *Forest Ecology and Management*, 361, p. 46 – 55.
- IZAKOVIČOVÁ, Z., MIKLÓS, L., DRDOŠ, J., 1997: Klajinnoekologické podmienky trvalo udržateľného rozvoja. VEDA, vydavateľstvo SAV Bratislava, 183 p.
- IZAKOVIČOVÁ, Z., MIKLÓS, L., PAUDITŠOVÁ, E., 1998: Ekologické problémy vyplývajúce zo stretu záujmov v regióne Žiarska kotlina. *Ecological Problems Resulting from the Conflict of Interests in Žiarska kotlina Region. Životné prostredie*, 32, p. 318 – 324.
- JAMNICKÁ, G., BUČINOVÁ, K., HAVRANOVÁ, I., URBAN, A., 2007: Current state of mineral nutrition and risk elements in a beech ecosystem situated near the aluminium smelter in Žiar nad Hronom, Central Slovakia. *Forest Ecology and Management*, 248, p. 26 – 35.
- CHRENEŇKOVÁ, T. V., KUPERMAN, R. G., 1999: Changes in the spruce forest communities along a heavy metal deposition gradient on Kola Peninsula. *Water, Air, and Soil Pollution*, 111, p. 187 – 200.
- KOPTSIK, S. V., KOPTSIK, G. N., MERYASHKINA, L. V., 2004: Ordination of plant communities in forest biogeocenoses under conditions of air pollution in the northern Kola Peninsula. *Russian Journal of Ecology*, 35, p. 161 – 170.
- KORPEL, Š., 1978: Začiatkové fázy prirodzenej obnovy bukových porastov. In: *Vedecké práce VÚLH Zvolen XXIII – Pestovanie a produkcia buka*. Bratislava: Príroda, p. 109 – 141.
- KOVAR, M., BRESTIC, M., SYTAR, O. et al., 2019: Evaluation of hyperspectral reflectance parameters to assess the leaf water content in soybean. *Water*, 11:443. doi: 10.3390/w11030443
- KRUPOVÁ, D., PAVLENDÁ, P., 2013: Monitoring of forest ecosystems in Europe and in Slovakia. *Lesnícky Časopis - Forestry Journal*, 59, p. 289 – 294.
- KUKLA, J., JANÍK, R., SCHIEBER, B., KELLEROVÁ, D., BUBLINEC, E., BIČÁROVÁ S., 2017: Immission-load-related dynamics of S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> in precipitation and in lysimetric solutions penetrating through beech ecosystems. *Folia Oecologica*, 44, p. 96 – 106.
- KUKLOVÁ, M., HNILIČKOVÁ, H., HNILIČKA, F., KUKLA, J., 2014: Physiological reaction and energy accumulation of dominant plant species in fir-beech ecosystems affected by air pollution. *Folia Oecologica*, 41, p. 53 – 61.
- LÖF, M., 2000: Establishment and growth in seedlings of *Fagus sylvatica* and *Quercus robur*: influence of interference from herbaceous vegetation. *Can. J. For. Res.*, 30, p. 855 – 864.

LÖF, M., WELANDER, N. T., 2000: Carry-over effects on growth and transpiration in *Fagus sylvatica* seedlings after drought at various stages of development. *Can. J. For. Res.*, 30, p. 468 – 475.

MAŇKOVSKA, B., STEINNES, E., 1995: Effects of pollutants from an aluminium reduction plant on forest ecosystems. *Science of the Total Environment*, 163, p. 11 – 23.

MIHÁL, I., MARUŠÁK, R., BARNA, M., 2019: Dynamics of *Fagus sylvatica* L. necrotization under different pollutant load conditions., *Polish Journal of Environmental Studies*, 28, p. 2755 – 2763.

PAGAN, J., RANDUŠKA, J., 1987: Atlas drevín 1. Bratislava, Obzor, 358 p.

PAVLENDÁ, P., PAJTÍK, P., PRIWITZER, T. et al., 2011: Monitoring lesov Slovenska. Správa za ČMS Lesy a projekt FutMon za rok 2010. Zvolen, NLC-LVÚ Zvolen, 205 p.

SANIGA, M., 1983: Prirodzená obnova buka v rámci kombinovanej obnovy v skupine lesných typov *Fagetum pauper* na ŠLP Zvolen. *Acta Fac. for. Zvolen*, 25, p. 89 – 97.

THENOT, F., MÉTHY, M., WINKEL, T., 2002: The Photochemical Reflectance Index (PRI) as a water-stress index, *International Journal of Remote Sensing*, 23:23, p. 5135 – 5139, DOI: 10.1080/01431160210163100

Zelená sprava: Správa o lesnom hospodárstve v Slovenskej republike za rok 2020. Bratislava, 2021, 62 p.

ZVEREVA, E. L., KOZLOV, M. V., 2012: Changes in the abundance of vascular plants under the impact of industrial air pollution: a meta-analysis. *Water Air Soil Pollut.*, 223, p. 2589 – 2599.