

VLIV PRVNÍCH VÝCHOVNÝCH ZÁSAHŮ V MLAZINÁCH NA OBSAH VODY VE SVRCHNÍ VRSTVĚ MINERÁLNÍ PŮDY

IMPACT OF THE FIRST THINNING ON TOPSOIL MOISTURE IN YOUNG GROWTH

DAVID DUŠEK  - JIŘÍ NOVÁK - JAKUB ČERNÝ - DUŠAN KACÁLEK

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Výzkumná stanice Opočno, Na Olivě 550, 517 73 Opočno, Czech Republic

 e-mail: dusek@vulhmop.cz

ABSTRACT

Heavy thinning is supposed to be helpful for maintaining more favorable water balance in forest stands, and thus mitigate impact of drought episodes. To investigate impact of thinning on topsoil (10–13 cm) moisture conditions, a two-year soil sampling campaigns were conducted in 2019 and 2020. The soil moisture was calculated using a water-weight loss approach based on dry/fresh sample weight ratio. The samples were collected using metal capsules of known weight from totally 8–9 experimental series monthly during growing seasons of 2019 and 2020, respectively. Each series included thinned and un-thinned young growth stands of Norway spruce monoculture, spruce mixed with broadleaved tree species and mixture of sycamore maple with rowan. However, the statistically significant differences were not found in topsoil moisture between thinned and un-thinned young growth stands, thinned ones showed slightly better water balance conditions during both investigated years. Reduced number of trees and canopy closure had not depleted water throughout evaporation from upper soil profile. Therefore, thinning of young growth should be recommended especially at drought-endangered sites.

[For more information see the Summary at the end of the article.](#)

Klíčová slova: porostní výchova; sucho v lesích; půdní vlhkost

Key words: forest thinning; forest drought stress; soil moisture

ÚVOD

V posledních letech dochází na stále větší rozloze lesů České republiky ke zhoršování zdravotního stavu a k následnému rozpadu převážně monokulturních porostů smrku a borovice (ZPRÁVA 2019). Tento vývoj je dáván do souvislosti s probíhající globální klimatickou změnou (MARACCHI et al. 2005; RENNENBERG et al. 2006; TATARINOV, CIENCIALA 2009; LINDNER et al. 2010; ALLEN et al. 2010; ZHAO, RUNNING 2010; HLÁSNÝ et al. 2011; MASON et al. 2012; CHOAT et al. 2012; CUNZE et al. 2013; HLÁSNÝ et al. 2014; SEIDL et al. 2017), která je, mimo jiné, spojena s výskytem vysokých teplot ve vegetačním období a změnou rozložení srážek v průběhu roku (HENTSCHEL et al. 2014). V posledním desetiletí byly v České republice zaznamenány teplotně mimořádně nadnormálními roky 2014, 2015, 2018 a 2019 a hydrologické sucho trvalo nepřetržitě minimálně od roku 2015 do roku 2019 (ZPRÁVA 2019).

Výchova mladých lesních porostů je opatřením, kterým lze cíleně ovlivňovat budoucí stabilitu, zdravotní stav a odolnost lesních porostů. Hraje nezastupitelnou roli při úpravě druhového složení porostů,

úpravě porostního prostředí (CHROUST 1997) a změně dynamiky koloběhu živin (PRESCOTT et al. 1993; PODRÁZSKÝ et al. 2005; PODRÁZSKÝ 2006; MALLIK et al. 2008). Předpokládá se, že výchovné zásahy, zvláště pak silné, zlepšují růstovou odpověď lesních dřevin vůči suchu (SOHN et al. 2016). Typem a intenzitou výchovného zásahu lze ovlivnit transpiraci porostů (CAMPO et al. 2014, MORIKAWA et al. 1986), která zásadně ovlivňuje zdravotní stav stromů. Porostní výchova dále vede ke snížení porostní intercepce snížením zachytné plochy (snížením LAI) a je předpokládáno, že tím dojde ke zvýšení množství dostupné vody v půdě (ZAHNER, WHITMORE 1960; DONNER, RUNNING 1986; BRÉDA et al. 1995; SIMONIN et al. 2007).

Na druhou stranu mohou intenzivní výchovné zásahy vést ke zvýšení výparu z nekruté půdy a k nárůstu teplotních výkyvů v porostech. Zvýšení transpirace jednotlivých stromů po uvolnění jejich korun při výchovných zásazích může vést k prohloubení stresu suchem v případě, že je půda pod porostem dlouhodobě suchá (KREJZA et al. 2019). Vystává tedy pochybnost o účelnosti intenzivní porostní výchovy mladých lesních porostů v oblastech ohrožovaných suchem.

V článku je hodnocena půdní vlhkost svrchní minerální vrstvy půdy (hloubka 10–13 cm) pod mlazinami lesních dřevin, kde byly v letech 2016 až 2020 provedeny výchovné zásahy v porovnání s vlhkostí půdy pod mlazinami kontrolními, bez výchovného zásahu. Sledování probíhalo od května do září v letech 2019 a 2020. Cílem bylo zjistit, zdali se provedené výchovné zásahy projeví v dostupnosti vody v půdě a zdali je nadále vhodné pokračovat v aplikaci silnějších výchovných zásahů v mladých lesních porostech ohrožených suchem.

MATERIÁL A METODIKA

Pro porovnání půdní vlhkosti byly vybrány výchovné experimenty na 8 (v r. 2019) a 9 (v r. 2020) lokalitách (Tab. 1–2). Jednalo se o mlaziny, ve kterých byl v letech 2016–2020 proveden první experimentální výchovný zásah. Ke každé zásahové ploše byla založena plocha kontrolní – bez výchovy. Jednalo se o čisté smrkové mlaziny (2 lokality v roce 2019, 3 v roce 2020), směsi smrku s dalšími, především listnatými, dřevinami (5 lokalit) a směs javoru klenu s jeřábem s příměsí břízy,

Tab. 1.

Základní stanovištní údaje o sledovaných experimentálních plochách
Basic site characteristic of the experimental plots

Lokalita/Locality	Půdní typ/Soil type	LT/Forest site	PLO/Natural forest area
Nové Zálužné I	kambizem typická kyselá cambisol	4B5	29
Nové Zálužné II	kambizem typická kyselá cambisol	4B5	29
Nové Zálužné III	kambizem typická kyselá cambisol	4B5	29
Svatoňovice	kambizem typická kyselá cambisol	4S1	29
Velká Bukovina I	kambizem arenická kyselá cambisol	3S8	23
Velká Bukovina II	kambizem arenická kyselá cambisol	3K1	23
Velká Bukovina III	kambizem arenická kyselá cambisol	3S8	23
Lejšovka	podzol glejový arenický haplic podzol	1P4	17
Křivina	kambizem typická kyselá cambisol	3H1	26

Tab. 2.

Základní údaje o sledovaných experimentálních plochách
Basic data of the experimental plots

Lokalita ¹	Provedení zásahu ²	G ³ (m ² .ha ⁻¹)		Dřeviny ⁶
		Kontrola ⁴	Zásah ⁵	
Nové Zálužné I	jaro ⁷ 2019	18,5	14,8	SM, BR, JR, JD
Nové Zálužné II	jaro 2019	16,2	12,0	JV, JR, BR, BO
Nové Zálužné III	jaro 2019	23,4	17,9	SM, BR, BO, DG
Svatoňovice	jaro 2019	25,2	20,2	SM, MD, DB, BR
Velká Bukovina I	podzim ⁸ 2016	16,1	9,4	SM
Velká Bukovina II	podzim 2016	13,5	9,2	SM, BK
Velká Bukovina III	podzim 2016	19,3	10,2	SM
Lejšovka	podzim 2016	18,9	10,8	SM, BO
Křivina	jaro 2020	21,5	11,1	SM

G – výčetní kruhová základna v roce 2020, SM – smrk, BR – bříza, JR – jeřáb, JD – jedle, JV – javor, BO – borovice, DG – douglaska, MD – modřín, DB – dub, BK – buk

¹locality; ²term of thinning; ³basal area in 2020; ⁴control; ⁵thinned; ⁶tree species; ⁷spring; ⁸autumn; SM – Norway spruce, BR – Birch, JR – Rowan, JD – Silver-fir, JV – Maple, BO – Scots pine, DG – Douglas-fir, MD – Larch, DB – Oak, BK – Beech

borovice a buku (1 lokalita). Zásahy spočívaly v uvolnění vybraných kvalitních cílových stromů v kombinaci se zdravotním výběrem a odstraňováním netvárných jedinců v případě listnatých dřevin.

Půdní vzorky byly odebírány v letech 2019 a 2020, jednou měsíčně od května do září. Odběr probíhal quasi-náhodným výběrem bodů tak, aby byla rovnoměrně pokryta celá experimentální plocha. Rok 2019 byl na základě dat ČHMÚ výrazně sušší než rok následující. Vzhledem k absenci údajů o srážkách přímo na experimentálních plochách vycházíme z údajů meteorologických stanic nejbližší k plochám (Tab. 3). V některých měsících se nepodařilo odebrat vzorky ze všech lokalit, nejnížší počet srovnávaných lokalit v jednom měsíci činí 4, nejvyšší 9 (Tab. 4). Na každé ploše bylo v jednom termínu odebráno vždy 10 vzorků (tj. 20 vzorků z lokality). Odběr půdních vzorků byl prováděn v hloubce 10–13 cm pomocí úzkého rýče. Hloubka odběru byla zvolena z důvodu nejvyšší hustoty distribuce jemných kořenů v této hloubce půdního profilu. Odběr z hlubších vrstev byl na některých stanovištích problematický kvůli výskytu vysokého podílu skeletu. Ze vzorků byly na místě odstraněny větší kamínky a každý vzorek byl ihned umístěn do samostatné kovové váženky s víčkem (o známé hmotnosti). V laboratoři byl vzorek ihned zvážen v čerstvém stavu a pak znovu po vysušení při 105 °C po dvou hodinách. Z podílu hmotnosti vysušeného a čerstvého vzorku byl vypočten hmotnostní podíl obsahu vody ve vzorku.

Z hodnot půdní vlhkosti vzorků z jedné plochy v daném termínu (tj. z deseti hodnot) byl vypočten aritmetický průměr. Rozdíly v půdní vlhkosti mezi kontrolní a zásahovou variantou (pro jednotlivé měsíce v roce a za průměr celého sledovaného období daného roku) pak byly testovány pomocí párového t-testu a byl vypočten 95% konfidenční interval rozdílu v programu R 3.6.3. (R CORE TEAM 2020).

VÝSLEDKY

Půdní vlhkost v hloubce 10–13 cm v roce 2019 byla negativně ovlivněna nízkým množstvím srážek a svého minima dosahovala v červenci. Nejnížší průměrná hodnota půdní vlhkosti byla zjištěna v červenci na kontrolní ploše experimentu Nové Zálužné III – 9,7 %. Nejvyšší hodnota byla zaznamenána v květnu na vychovávané ploše experimentu Nové Zálužné II – 24,1 %.

Hodnoty půdní vlhkosti v roce 2020 byly oproti předchozímu roku příznivější s maximem v květnu a červenci. Půdní vlhkosti v jednotlivých měsících roku 2020 také vykazovaly vyšší variabilitu ve srovnání s rokem 2019 (Obr. 1). Nejnížší průměrná hodnota půdní vlhkosti byla zjištěna v červnu na kontrolní ploše experimentu Lejšovka – 10,7 %. Nejvyšší hodnota byla zaznamenána v červenci na vychovávané ploše experimentu Svatoňovice – 27,5 %.

Rozdíly v půdní vlhkosti pod kontrolními a vychovávanými mlaziny byly velmi malé až nepatrné (Obr. 2). V roce 2019 byly zjištěny malé rozdíly ve prospěch vychovávané varianty s výjimkou května 2019, kdy byla zaznamenána nepatrně vyšší vlhkost pod kontrolní variantou (o 0,4 %). Rozdíly půdní vlhkosti mezi variantami v jednotlivých měsících roku 2019 byly statisticky neprůkazné na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ s výjimkou září, kdy byla zjištěna statisticky průkazně vyšší ($p = 0,02$) půdní vlhkost pod vychovávanou variantou (o 1,5 %). Za celé sledované období roku 2019 byla zjištěna mírně vyšší průměrná půdní vlhkost pod vychovávanou variantou (o 0,6 %), bez statistické průkaznosti ($p = 0,27$; 95% konfidenční interval $0,6 \pm 1,1$ %).

V roce 2020 byly, podobně jako v předchozím roce, zjištěny malé rozdíly v půdní vlhkosti ve prospěch varianty s výchovným zásahem. Pouze v srpnu byl rozdíl prakticky nulový. Nejvyšší rozdíl byl zjištěn v červenci – 1,8 % ve prospěch varianty s výchovou. Žádný z rozdílů mezi variantami v jednotlivých měsících roku 2020 nebyl statisticky

průkazný na hladině významnosti $\alpha = 0,05$, ačkoli průkaznost rozdílu v červenci byla hraniční ($p = 0,05$). Za celé sledované období roku 2020 byla zjištěna mírně vyšší průměrná půdní vlhkost pod vychovávanou variantou (o 0,9 %), bez statistické průkaznosti ($p = 0,16$; 95% konfidenční interval $0,9 \pm 1,3$ %).

Výsledky byly konzistentní pro nesmíšené smrkové mlaziny i pro směsi dřevin. Vliv smíšení na půdní vlhkost však nelze vzhledem k experimentálnímu designu konstatovat. Nelze odfiltrovat vliv dalších stanovištních faktorů v situaci, kdy se veškeré sledované nesmíšené porosty nachází na lokalitách ve východních Čechách a smíšené porosty na lokalitách severní Moravy.

Tab. 3.

Suma srážek za období duben-září z meteorologických stanic nejbližší experimentálním plochám – zdroj ČHMÚ
Sum of precipitation (April – September) from the meteorological stations nearest to the experimental plots (source: Czech Hydrometeorological Institute)

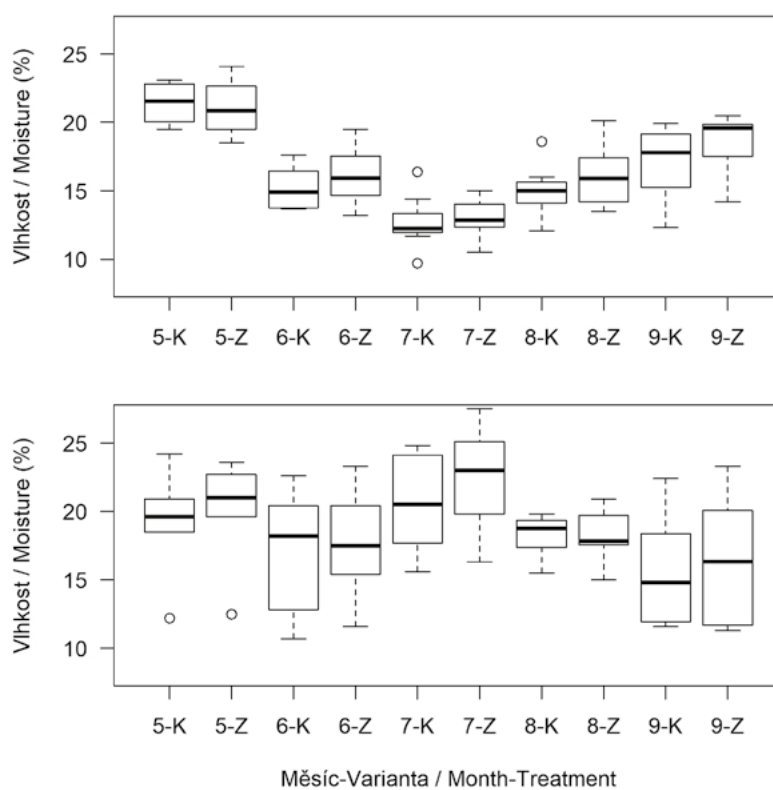
Meteorologická stanice ¹	Rok ²	Srážky duben–září ³ (mm)	Experiment ⁴
Velichovky	2019	379	V. Bukovina I-III
	2020	445	
České Meziříčí	2019	426	Lejšovka
	2020	447	
Budišov n. B.	2019	472	Svatoňovice
	2020	568	
Opočno	2019	403	Křivina
	2020	486	
Melč	2019	475	N. Zálužné I-III
	2020	651	

¹Meteorological station; ²Year; ³Sum of precipitation April–September; ⁴Experimental plots

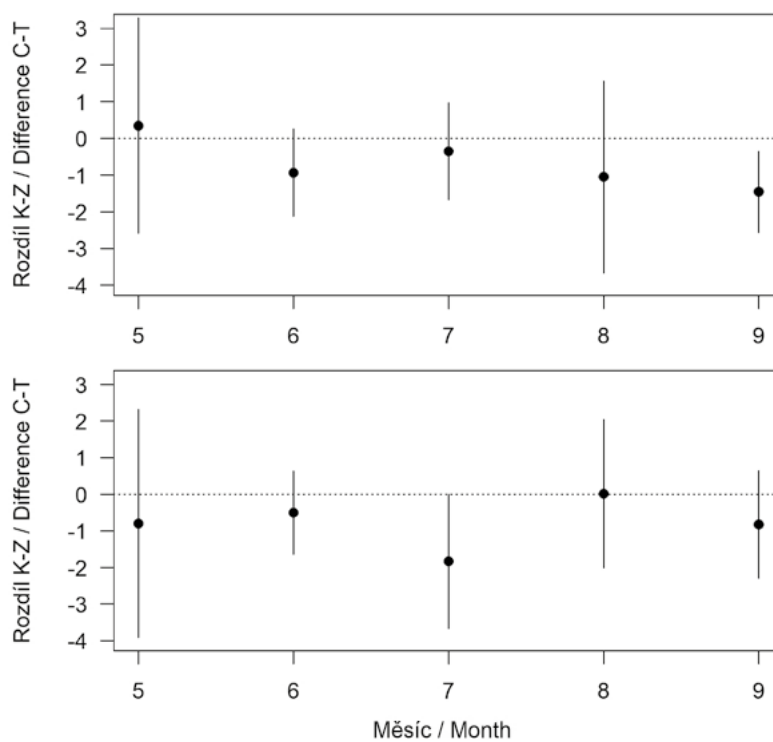
Tab. 4.

Počet sledovaných lokalit a odebraných váženek v jednotlivých měsících
Number of localities and soil samples per month

Měsíc/ Month	Počet lokalit/Počet váženek Number of localities/Soil samples	
	Rok/year 2019	Rok/Year 2020
5	4 / 80	5 / 100
6	8 / 160	9 / 180
7	8 / 160	9 / 180
8	8 / 160	8 / 160
9	7 / 140	8 / 160



Obr. 1.
Průměrná půdní vlhkost v měsících květen až září v roce 2019 (horní graf) a 2020 (dolní graf); K – kontrola, Z – zásah
Fig. 1.
Average soil moisture from May to September in 2019 (upper) and 2020 (bottom); K – control, Z – thinned



Obr. 2.
Rozdíly v půdní vlhkosti mezi kontrolní a zásahovou variantou v roce 2019 (horní graf) a 2020 (dolní graf)
Fig. 2.
Differences in soil moisture between control and thinned treatment in 2019 (upper) and 2020 (bottom)

DISKUSE

Porostní výchova, prostřednictvím snížení záchytné plochy (snížením LAI), nevyhnutelně vede přinejmenším k dočasnému snížení porostní intercepce, ačkoli ta je také silně závislá na intenzitě a četnosti srážek (CHROUST 1997). SLODIČÁK et al. (2011) zjistili snížení intercepce ve vychované borové mlazině ve východních Čechách o 2–8 % v porovnání s kontrolou a pozitivní efekt byl patrný ještě šest let po provedení zásahu. Proto se často předpokládá, že snížení porostní intercepce povede ke zvýšení množství dostupné vody v půdě (ZAHNER, WHITMORE 1960; DONNER, RUNNING 1986; BRÉDA et al. 1995; SIMONIN et al. 2007). LAGERGREN et al. (2008) také uvádí, že transpirace smrkového porostu může po provedeném výchovném zásahu klesnout až o několik desítek procent v důsledku snížení počtu stromů a silné korelace mezi transpirací a LAI (GRANIER et al. 2000), což by opět mohlo vést ke zvýšení dostupné vody v půdě.

Na druhou stranu, snížením hustoty mlazin po provedeném výchovném zásahu dochází ke zvýšení evapotranspirace a při velmi silných zásazích mohou nastat podmínky pro intenzivní rozvoj bylinné vegetace, která ve svrchním půdním horizontu odčerpává disponibilní vodu pro dřeviny. CHROUST (1997) konstatuje, že rozdíly půdního výparu mezi hustými a řídkými smrkovými mlazinami jsou největší za teplých letních dnů po vydatnějších srážkách. Ačkoli výchovné zásahy mohou přinejmenším dočasně snížit celkovou transpiraci porostů, mají zpravidla za následek zvýšení transpirace jednotlivých stromů (KREJZA et al. 2019) díky zvýšené ploše osluněného jehličí a vyšší aerodynamické drsnosti porostu (BRÉDA et al. 1995).

Podle CHROUSTA (1997) se ve vegetačním období průměrný obsah vody v mlazinách proředených a hustých výrazně neliší. V období slabších srážek zjistil o ca 0,8 % vyšší vlhkost v řídké mlazině, což dobře koresponduje s námi zjištěnými průměrnými rozdíly 0,6–0,9 %.

Při snaze o zachování aspoň minimálního zastoupení smrku v porostních směsích bude i zde nezbytné silně uvolňovat kvalitní jedince smrku (ale taky např. douglasky) již při prvních zásazích v mlazinách. Bez těchto zásahů nelze zabránit nežádoucímu zkracování korun a zhoršování parametrů štihlостního kvocientu stromů. Většina listnatých dřevin nebo např. borovice sice vyžadují mnohem mírnější zásahy, ale i zde jsou výchovné zásahy ve stadiu mlazin zásadní přinejmenším pro úpravu druhové skladby a pro zvýšení budoucí kvality produkce. Vzhledem k této jednoznačně pozitivním vlivům porostní výchovy a vzhledem k tomu, že nebyl zjištěn negativní vliv zásahů na půdní vlhkost, považujeme za žádoucí pokračovat v aplikaci včasných výchovných zásahů i v oblastech ohrožovaných suchem.

ZÁVĚR

- V mlazinách lesních dřevin se srážkově příznivější rok 2020 projevil ve vyšších hodnotách půdní vlhkosti v hloubce 10–13 cm ve srovnání s rokem 2019.
- Hodnoty půdní vlhkosti v hloubce 10–13 cm pod mlazinami s provedenými výchovnými zásahy byly jen nepatrně vyšší v porovnání s hodnotami pod plochami kontrolními, tj. bez výchovy. Ve většině případů byly rozdíly statisticky neprůkazné.
- Výchovné zásahy tak přinejmenším nevedly ke snížení disponibilní vody v důsledku zvýšeného výparu z nekrytého povrchu půdy. Porostní výchova v nejmladších porostech lesních dřevin by proto neměla být vynechávána ani v oblastech ohrožovaných suchem.

Poděkování:

Příspěvek vznikl na základě institucionální podpory Ministerstva zemědělství MZE-RO0118 a během řešení projektu QK1820091 „Lesnické hospodaření v oblastech postižených dlouhodobým suchem“.

LITERATURA

- ALLEN C.D., MACALADY A.K., CHENCHOUNI H., BECHELET D., McDOWELL N., VENNETIER M., KITZBERGER T., RIGLING A., BRESHEARS D.D., HOGG E.H., GONZALES, P., FENSHAM R., ZHANG Z., CASTRO J., DEMINOVA N., LIM J.H., ALLARD G., RUNING S.W., SEMERCI A., COBB N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risk for forests. *Forest Ecology and Management*, 259: 660–684. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.09.001
- BRÉDA N.J.J., GRANIER A., AUSSENAC G. 1995. Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. *Tree Physiology*, 15: 295–306. DOI: 10.1093/treephys/15.5.295
- CAMPO A. DEL, FERNANDES T.G., MOLINA A. 2014. Hydrology-oriented (adaptive) silviculture in a semiarid pine plantation: How much can be modified the water cycle through forest management? *European Journal of Forest Research*, 133: 879–894. DOI: 10.1007/s10342-014-0805-7
- CUNZE S., HEYDEL F., TACKENBERG O. 2013. Are plant species able to keep pace with the rapidly changing climate? *Plos One*, 8 (7): 1–13. DOI: 10.1371/journal.pone.0067909
- DONNER B.L., RUNNING S.W. 1986. Water stress response after thinning *Pinus contorta* stands in Montana. *Forest Science*, 32: 614–625. DOI: 10.1093/forestscience/32.3.614
- GRANIER A., LOUSTAU D., BRÉDA N. 2000. A generic model of forest canopy conductance dependent on climate, soil water availability and leaf area index. *Annals of Forest Science*, 57: 755–765. DOI: 10.1051/forest:2000158
- HENTSCHEL R., ROSNER S., KAYLER Z.E., ANDREASSEN K., BØRJA I., SOLBERG S., TVEITO O.E., PRIESACK E., GESSLER A. 2014. Norway spruce physiological and anatomical predisposition to dieback. *Forest Ecology and Management*, 322: 27–36. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.03.007
- HLÁSNÝ T., HOLUŠA J., ŠTĚPÁNEK P., TURČÁNI M., POLČÁK N. 2011. Expected impact of climate change on forests: Czech Republic as a case study. *Journal of Forest Science*, 57 (10): 422–431.
- HLÁSNÝ T., MÁTYÁS C., SEIDL R., KULLA L., MARGANOVIČOVÁ K., TROMBK J., DOBOR L., BARCZA Z., KONŮPKA B. 2014. Climate change increases the drought risk in Central European forests: What are the option for adaptation? *Lesnícky časopis*, 60: 5–18.
- CHOAT B., JANSEN S., BRODRIBB T.J., COCHARD H., DELZON S., BHASKAR R., BUCCI S.J., FIELD T.S., GLEASON S.M., HACKE U.G., JACOBSEN A.L., LENS F., MAHERALI H., MARTINEZ-VILALTA J., MAYR S., MENCUCCINI M., MITCHELL P.J., NARDINI A., PITTERMANN J., BRANDON PRATT R., SPERRY J.S., WESTOBY M., WRIGHT I.J., ZANNE A.E. 2012. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature*, 491: 752–755. DOI: 10.1038/nature11688
- CHROUST L. 1997. Ekologie výchovy lesních porostů. Opočno, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti – Výzkumná stanice: 277 s.
- KREJZA J., SVĚTLÍK J., BELLAN M., HORÁČEK P. 2019. Stanovení stresu smrku ztepilého přímými metodami – certifikovaná metodika. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 68 s.
- LAGERGREN F., LANKREIJER H., KUČERA J., CIENCIALA E., MÖLDER M., LINDROTH A. 2008. Thinning effects on pine-spruce forest transpiration in central Sweden. *Forest Ecology and Management*, 255: 2312–2323. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.12.047

- LINDNER M., MAROSCHEK M., NETHERER S., KREMER A., BARBATI A., GARCIA-GONZALO J., SEIDL R., DELZON S., CORONA P., KOLSTROM M., LEXER M.J., MARCHETTI M. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259: 698–709. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.09.023
- MALLIK A.U., HASSAIN M.K., LAMB E.G. 2008. Species and spacing effects of northern conifers on forest productivity and soil chemistry in a 50-year-old common garden experiment. *Journal of Forestry*, 106 (2): 83–90. DOI: 10.1093/jof/106.2.83
- MARACCHI G., SIROTENKO O., BINDI M. 2005. Impact of present and future climate variability on agriculture and forestry in the temperate regions: Europe. *Climate Change*, 70: 117–135. DOI: 10.1007/s11020-005-4166-7_6
- MASON W.L., PETR M., BATHGATE S. 2012. Silvicultural strategies for adapting planted forests to climate change: from theory to practice. *Journal of Forest Science*, 58: 265–277.
- MORIKAWA Y., HATTORI S., KIYONO Y. 1986. Transpiration of a 31-year-old *Chamaecyparis obtusa* Endl. stand before and after thinning. *Tree Physiology*, 2: 105–114. DOI: 10.1093/treephys/2.1-2-3.105
- PODRÁZSKÝ V., NOVÁK J., MOSER W.K. 2005. Vliv výchovných zásahů na množství a charakter nadložního humusu v horském smrkovém porostu. *Zprávy lesnického výzkumu*, 50 (4): 9–12.
- PODRÁZSKÝ V. 2006. Effect of thinning on the formation of humus forms on the afforested agricultural lands. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 37: 157–163.
- PRESCOTT C., TAYLOR B.R., PARSON W.F.J., DURALL D.M., PARKINSON D. 1993. Nutrient release from decomposing litter in Rocky Mountain coniferous forests: influence of nutrient availability. *Canadian Journal of Forest Research*, 23: 1576–1586. DOI: 10.1139/x93-198
- R CORE TEAM. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>
- RENNENBERG H., LORETO F., POLLE A., BRILLI F., FARES S., BENIWAŁ S., GESSLER A. 2006. Physiological responses of forest trees to heat and drought. *Plant Biology*, 2: 556–571. DOI: 10.1055/s-2006-924084
- 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 P.O. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7: 395–402.
- SIMONIN K., KOLB T.E., MONTES-HELU M., KOCH G.W. 2007. The influence of thinning on components of stand water balance in a ponderosa pine forest stand during and after extreme drought. *Agricultural and Forest Meteorology*, 143: 266–276. DOI: 10.1016/j.agrformet.2007.01.003
- ŠLODIČÁK 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. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.02.016
- SOHN J.A., SAHA S., BAUHUS J. 2016. Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 380: 261–273. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.07.046
- TATARINOV F.A., CIENCIALA E. 2009. Long-term simulation of the effect of climate changes on the growth of main Central-European forest species. *Ecological Modelling*, 220: 3081–3088. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2009.01.029
- ZAHNER R., WHITMORE F.W. 1960. Early growth of radically thinned loblolly pine. *Journal of Forestry*, 58: 628–634.
- ZHAO M., RUNNING S. 2010. Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science*, 329: 940–943. DOI: 10.1126/science.1192666
- ZPRÁVA 2019. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2019. Praha, MZe ČR: 124 s.

IMPACT OF THE FIRST THINNING ON TOPSOIL MOISTURE IN YOUNG GROWTH

SUMMARY

Forest health decline and following die-off are exhibited in large areas of monospecific stands of Norway spruce and Scots pine in the Czech Republic. This development is attributable to shifts of conditions such as high air temperatures in growing seasons and different distribution of precipitation amounts over year, which resulted in hydrological drought in 2015–2019. Thinning is a deliberate measure that helps us control future stability, health and resilience of young forest stands and also impacts on species composition, environment and nutrient cycle in the stands. Heavy thinning is supposed to affect hydrological balance as interception is reduced (lower LAI) and more soil water is expected to be available for the trees left on site. On the other hand, such thinning intensity can increase evaporation from inside the stands and it also increases temperature amplitudes. The drought stress is even attributable to increased transpiration rates from released trees in case the soil below canopy has been dry for a long time. If true frequently, one can doubt a usefulness of heavy thinning at drought-endangered forest sites.

This article deals with topsoil moisture below thinned thickets of tree species that were compared with moisture conditions below unthinned thickets. The objective of the study addressed a research question whether the thinning affected availability of water in soil, and thus proved a beneficial effect of the heavier thinning on the young drought-endangered forest stands.

The sampled stands were monospecific spruce, spruce mixed with other, mainly broadleaved tree species and sycamore maple with rowan (Table 2). The thinning aimed at releasing crop trees of better quality and removal of both the unhealthy ones and wolf broadleaves; the thinned treatment was always accompanied with the unthinned one. 10–13 cm mineral topsoil samples (20 per thinned-unthinned series i.e. 10 per the treatment, see Table 3) were taken monthly in May–September periods in 2019–2020. Larger stones were excluded from the samples, and each sample was placed into metal capsules (of known weight) and covered with lid. The closed capsules were then delivered to laboratory where a water weight loss was measured as ratio of dry (dried at 105 °C) and fresh sample weights; this allowed us to determine a soil sample moisture.

Arithmetic means were calculated from 10 values representing thinned and unthinned moisture conditions. The differences were tested using a pair t-test and 95% confidence intervals of difference were computed using R 3.6.3 (R CORE TEAM 2020).

In 2019, topsoil moisture was affected negatively by low precipitation at depth of 10–13 cm; minimum values were shown in July. Following 2020 showed more favorable conditions with maximal values in May and July. Soil moisture showed also higher variability in 2020 compared to 2019 (Fig. 1). The differences between control and thinned treatments were very small and even negligible. In 2019, the sites benefited from thinning slightly except for May values when 0.4% higher soil moisture was found below unthinned canopy. No statistically significant ($\alpha = 0.05$) differences excepting for the thinned treatment in September (1.5% higher moisture, $p = 0.02$) were found in 2019. The topsoil moisture was 0.6% higher insignificantly ($p = 0.27$; 95% confidence interval 0.6 ± 1.1 %) under thinned treatments in 2019. Next year, the soil moisture values exhibited small differences reflecting also benefit from thinning; the only zero difference was shown in August. The highest moisture attributable to removal of trees amounted 1.8% higher moisture compared to control in July. No statistically significant ($\alpha = 0.05$) differences were found significant though July values were at limit of significance ($p = 0.05$). The topsoil moisture was 0.9% higher insignificantly again ($p = 0.16$; 95% confidence interval 0.9 ± 1.3 %) under thinned treatments in 2020.

Based on the two-year measurement campaign and data analysis it can be concluded:

- More favorable precipitation conditions of 2020 affected 10–13 topsoil moisture values positively compared to precipitation-poorer 2019.
- The topsoil moisture below thinned thickets showed slightly higher values compared to conditions without thinning; the differences were found insignificant mostly.
- Removal of trees and following broken canopies, however, did not show depleted topsoil water due to higher evaporation from exposed forest floor surface. The early thinning of the thickets should not, therefore be ignored at drought-endangered sites.

Zasláno/Received: 21. 12. 2020

Přijato do tisku/Accepted: 26. 01. 2021